Caractérisation des systèmes hybrides pour le traitement des eaux pluviales : mitigation des substances prioritaires et émergentes

Noëlle Schmitt

▶ **To cite this version:**

Noëlle Schmitt. Caractérisation des systèmes hybrides pour le traitement des eaux pluviales : mitigation des substances prioritaires et émergentes. Génie des procédés. Université de Strasbourg, 2014. Français. NNT : 2014STRAD014 . tel-01214516

HAL Id: tel-01214516

https://theses.hal.science/tel-01214516

Submitted on 12 Oct 2015

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.

UNIVERSITÉ DE STRASBOURG

ÉCOLE DOCTORALE MATHEMATIQUES, SCIENCES DE L'INFORMATION ET DE L'INGENIEUR

Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur, de l'Informatique et de l'Imagerie

THÈSE présentée par :

Noëlle SCHMITT

Soutenue prévue le : **9 septembre 2014**

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'université de Strasbourg**

Discipline/ Spécialité : Génie des procédés – Traitement des eaux

Caractérisation des systèmes hybrides pour le traitement des eaux pluviales – Mitigation des substances prioritaires et émergentes

THÈSE dirigée par :

Mr MOSE Robert	Professeur, ENGEES - UDS

RAPPORTEURS :

Mr FLETCHER Tim	Professeur, Université de Melbourne - Australie
Mr ROUSSEAU Diederik	Professeur, Université de Ghent - Belgique

---

AUTRES MEMBRES DU JURY :

Mr MERLIN Gérard	Professeur, Polytech Annecy-Chambéry
Mr MOLLE Pascal	Ingénieur de Recherche, Irstea de Lyon
Mr WANKO Adrien	Maître de Conférences, ENGEES – UDS

REMERCIEMENTS

Ce travail de thèse a été effectué à l'Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg et au sein du laboratoire ICube de l'Université de Strasbourg, sous la direction de Robert Mosé, à qui j'adresse mes premiers remerciements. L'encadrement de cette thèse a été assuré par Adrien Wanko et Julien Laurent, appuyés par Paul Bois. Je leur adresse également mes remerciements.

Merci également à tous les membres de mon jury de thèse. Merci à Tim Fletcher, Diederik Rousseau et Gérard Merlin d'avoir fait le déplacement jusqu'à Strasbourg et d'avoir évalué mon travail. Merci également à Pascal Molle qui, en plus d'avoir évalué mon travail de thèse lors de la soutenance, a suivi son évolution tout au long de ces quatre années et l'a enrichi lors de nos différents échanges.

Je remercie l'Agence de l'Eau Rhin Meuse, la Zone Atelier Environnementale Urbaine et la Communauté urbaine de Strasbourg pour leur soutien financier. Je remercie également les partenaires du projet qui ont participé à la conception et à la fabrication des sites expérimentaux : Fabien Kamber et Grégoire Jost de Sinbio, Jean Grunenberger d'Olry Arkédia et Jean-Paul Grossens de Nature et Technique. Je remercie également Antoine-Georges Sadowski d'avoir initié le projet et pour son aide lors de la phase de chantier.

Je voudrais également remercier mes différents interlocuteurs de la Communauté urbaine de Strasbourg, à savoir Nathalie Pasquet, Michael Malfroy-Camine, Yan Dabrowski, Renaud Philippe, Jean-Jacques Guillaume, Rémy Gentner, Vincent Mayer et Pascal Schill pour leur aide précieuse tout au long de ces quatre années, pour les nombreuses données fournies, pour leurs explications... Merci également à tous les agents de la CUS qui sont intervenus de près ou de loin sur le site d'Ostwald, que ce soit pour la mise en eau des massifs filtrants, l'entretien du site ou l'élimination des massettes de la mare... A vous tous, merci.

Je tiens également à adresser ici un immense merci à Martin Fisher pour sa gentillesse, sa sympathie et son aide lors des longues heures passées sur le terrain. Il m'a enseigné une partie de son savoir pour la mise en place d'une instrumentation de qualité et c'était très enrichissant de travailler à ses côtés. Sans lui, cette thèse n'aurait pu ni exister, ni aboutir.

Je tiens à remercier tout particulièrement Jean-Bernard Bardiaux pour nos nombreux échanges sur le monde qui nous entoure et pour ses conseils avisés pendant les moments difficiles où le doute s'est immiscé. Pour tout ceci, merci. Un immense merci à toi aussi Marceline, pour ta gentillesse, pour ton aide dans toutes les circonstances, pour nos longues discussions...

Un très grand merci également à Marie-Pierre Ottermatte et à Carole Lutz pour leur aide immense pour les analyses physico-chimiques, mais également pour leur gentillesse et leur sympathie tout au long de ces quatre années.

Je remercie également tous les membres du personnel de l'ENGEES qui m'ont aidé durant ces quatre années : Bruno, Martine, Claude, Véronique, Dominique, Christian, Eric, Florence, Patrick, Thierry… Merci également à Audrey, Michaël et Fabrice de ICube.

Merci également à Guillaume Ruppel, Justine Weitel et Josua Ganivet qui ont réalisé leurs stages à mes côtés et qui ont réalisé un travail remarquable, que ce soit pour la mise en place de l'instrumentation, pour la réalisation du suivi physico-chimique et la réalisation de l'IBGN.

Merci également à tous les doctorants et les ingénieurs que j'ai côtoyé durant ces quatre années : Marie, Charlotte, Sandra, Roman, Gilles, Salma, Maxime, Florent, Daniel, Quentin, Hakim, Illies, Alain… Nombre d'entre vous sont devenus des amis chers. Merci à Sara, Charline et Charlotte pour leur amitié et leur soutien.

Merci également à ma famille : mes parents, ma sœur, mes grands-parents, mes beaux-parents… Merci à Vivien, mon mari, pour son soutien indéfectible tout au long de ces quatre années, dans les bons comme dans les moins bons moments… Sans toi, je ne serais pas arrivée au bout de tout cela.

Noëlle Schmitt

Décembre 2014

RESUME

Ce travail de thèse s'intéresse au traitement des effluents issus d'un petit bassin versant résidentiel urbain drainé par un réseau d'assainissement séparatif pluvial. Il s'agit de traiter ces effluents dans le but de protéger une petite rivière urbaine, l'Ostwaldergraben, dont l'état est actuellement classé comme étant mauvais. Le traitement de ces effluents est effectué à l'aide d'une filière extensive rustique : un filtre planté de roseaux, à savoir des *Phragmites australis*. Afin d'éviter tout risque de colmatage précoce, ce filtre est précédé d'une mare de sédimentation qui contribue à capter une partie des particules contenues dans les effluents urbains, ainsi que des polluants qui y sont liés. Si l'étude bibliographique a permis de mettre en évidence que les filtres plantés de roseaux ont un potentiel avéré pour le traitement de tels effluents, il s'avère que peu d'études ont été réalisées à l'échelle réelle, du fait des différentes contraintes liées à l'utilisation de ce type de système en milieu urbain, notamment la pression foncière forte exercée par de tels systèmes extensifs. Il apparaît donc nécessaire de combler ce manque et de mener des expérimentations pour y remédier.

Le dimensionnement de ces installations repose sur les recommandations techniques adoptées pour les filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux usées domestiques, avec un certain nombre d'adaptations au vu des spécificités de l'effluent à traiter. Ainsi, l'alimentation n'ayant lieu que lors des épisodes pluvieux, il y a un risque que le flacage ne puisse pas se mettre en place pour les évènements de faible intensité. C'est pourquoi une rampe d'alimentation a été installée afin de permettre une alimentation homogène de l'ensemble de la surface du filtre. De plus, afin de prévenir tout risque de stress hydrique pour les végétaux ou pour les micro-organismes, une zone saturée en eau a été mise en place au fond du filtre, assurant ainsi une source d'eau lors de périodes de temps sec prolongées. Cependant, le risque de développement de conditions anaérobies et de nuisances olfactives liés à cette zone saturée nous a amené à procéder à un aménagement supplémentaire : l'installation d'une aération passive, à la fois au fond du filtre dans la couche drainante et au milieu de celui-ci entre la couche active et la couche de transition. Ainsi, les conditions aérobies sont favorisées et le risque de nuisance olfactive réduit.

Afin de suivre finement la qualité des effluents le long du système de traitement, le site expérimental a été instrumenté à l'aide de sondes permettant à la fois un suivi hydrodynamique et un suivi physico-chimique. Les analyses ont été réalisées à la fois sur la phase liquide que sur les sols (sédiments de la mare de sédimentation et milieu poreux du filtre planté de roseaux) et les végétaux. Les polluants recherchés sont les matières en suspension, la matière organique, les nutriments, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, des micropolluants métalliques (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn), et des pesticides (diuron, isoproturon, monolinuron, linuron, chlortoluron, glyphosate, AMPA et glufosinate).

Les résultats ont montré que le système contribue fortement à la réduction de la pollution entre l'exutoire du bassin versant et le milieu récepteur. En effet, les charges polluantes sont réduites de 70 à 100% pour tous les polluants à l'exception de la DBO_5 et des nutriments, pour lesquels les rendements sont beaucoup moins stables (entre 4 et 100%). La mare de sédimentation apparaît avoir un rôle primordial dans l'élimination des polluants présents en phase particulaire, et plus particulièrement des hydrocarbures aromatiques polycycliques (100% des HAPs sont retenus).

Le filtre planté de roseaux intervient quant à lui également au niveau des polluants présents en phase particulaire qui n'ont pas été retenus par la mare de sédimentation, mais aussi au niveau des polluants présents en phase dissoute tels que les nutriments, une partie de la matière organique et des micropolluants métalliques et des pesticides. De plus, la mare de sédimentation et le filtre planté de roseaux contribuent tous deux à lisser les débits en provenance du bassin versant (débit limité à $10m^3/h$ en sortie du système) et protègent de ce fait le milieu récepteur contre les effets chocs qui peuvent se produire lors d'évènements pluvieux avec une charge polluante particulièrement importante. Par ailleurs, les analyses de sols sur les sédiments de la mare de sédimentation et sur la couche filtrante du filtre planté de roseaux ont montré un stockage très important de polluants dans les deux éléments du système de traitement. Les polluants sont retenus au sein des sédiments de la mare ou stockés dans le milieu poreux. Les stocks mis en œuvre s'avèrent être déjà très importants au bout de seulement deux années de fonctionnement et laissent présager que les sols en place devront être considérés comme des déchets dangereux le jour où il sera nécessaire de procéder au curage de la mare de sédimentation ou au changement de la couche filtrante du filtre planté de roseaux. Les analyses de végétaux n'ont quant à elles permis de détecter que des concentrations très faibles de polluants dans les parties aériennes des *Phragmites australis*. Ainsi, l'absorption par les plantes ne contribue que très peu au traitement des polluants contenus dans ce type d'effluent. Ce travail de thèse n'a malheureusement pas permis de conclure quant à la part de biodégradation des polluants dans leur élimination des effluents par le système de traitement. Ainsi, il reste un certain nombre d'éléments sur lesquels il est nécessaire de travailler afin d'obtenir une compréhension complète du système de traitement, comme par exemple la détermination fine des mécanismes contribuant au traitement des effluents, tant au niveau de la mare de sédimentation qu'au sein du filtre planté de roseaux, la compréhension des corrélations existantes entre les charges polluantes et les caractéristiques des évènements pluvieux ou la modélisation des systèmes de traitement.

ABSTRACT

This PhD work deals with the treatment of effluents coming from a small urban residential catchment area drained by a separate sewer network. The aim is to protect a small urban river, the Ostwaldergraben that is currently of poor quality. The treatment of these effluents is made with a rustic system: a constructed wetland planted with *Phragmites autralis*. In order to prevent any premature clogging, a sedimentation pond is installed before the filters to capture both particles of the effluent and the pollutants that are linked to them. Literature has shown that constructed wetlands are efficient to treat urban stormwater but we noticed that very few studies are full-scale. This seems to be due to the different difficulties linked to the use of such systems in urban areas, such as the little space available and the cost of land. It is consequently necessary to make experimentations to complete knowledge.

The design of this system is based on the technical recommendations adopted for constructed wetlands treating domestic wastewater, with some adjustments considering urban stormwater characteristics. As feeding occurs only during raining events, water distribution on the filter could not be homogeneous for little raining events. To compensate for this, a feeding device has been installed. Moreover, to prevent any water stress for plants or micro-organisms, a saturated zone has been set-up at the bottom of the filter. It provides water during extended dry periods. However, this saturated zone could favour anaerobic conditions and bad smells for the neighbours. This is the reason why passive aerations have been installed, both at the bottom of the filter and between the active and transition layers. Aerobic conditions are therefore favoured and the risk of bad smells reduced.

To monitor the treatment system both for hydrodynamics and quality, several probes and samplers have been installed. The analyses have been made on liquid phase, but also on soils (sediments of the sedimentation pond and porous medium of the constructed wetland) and plants. We searched for total suspended solids, organic matter, nutrients, aromatic polycyclic hydrocarbons, metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) and pesticides (diuron, isoproturon, monolinuron, linuron, chlortoluron, glyphosate, AMPA and glufosinate).

The results showed that the system reduces pollution between the catchment area outlet and receiving water. Pollutants loads are reduced between 70 and 100% for all pollutants except for BOD_5 and nutrients, for which rates are unstable (between 4 and 100%). Sedimentation pond plays an essential part in retention of pollutants in particulate phase, especially on aromatic polycyclic hydrocarbons (100% of PAHs are retained). The constructed wetland treats both pollutants in particulate phase not captured by the sedimentation pond and pollutants in dissolved phase such as nutrients, part of organic matter, metals and pesticides. Moreover, both the sedimentation pond and the constructed wetland contribute to smooth the flow coming from the catchment area (flowrate limited to $10m^3/h$ at the outlet of the system). This enables to protect the receiving river against choc effect during raining events with high pollutant load. Moreover, soils analyses showed that both the sedimentation pond and the constructed wetland store high amounts of pollutants, in sediments of the sedimentation pond and in the active layer of the constructed wetland. The stocks are already very important after two years of operation. This foretells that the soils will have to be considered as

dangerous wastes when it will be necessary to scrape the sediments or the active layer out. The plants analyses revealed very low concentrations in pollutants in upper part of *Phragmites australis*. Thus, adsorption by plants contributes scarcely to the treatment of pollutants in urban stormwater. This PhD work was unfortunately unable to conclude about biodegradation of pollutants. Therefore, many elements still have to be investigated to fully understand how the treatment system works: determination of mechanisms contributing to the treatment of urban stormwater, correlations between pollutant loads and rainfall characteristics or modelling of the treatment systems.

TABLE DES MATIERES

RESUME **1**

ABSTRACT **3**

TABLE DES MATIERES **5**

GLOSSAIRE **9**

TABLE DES FIGURES **11**

TABLE DES TABLEAUX **17**

INTRODUCTION **21**

PARTIE 1. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE **27**

CHAPITRE 1.

CONTEXTE REGLEMENTAIRE **29**

1.1 BREF HISTORIQUE DES TEXTES REGLEMENTAIRES 31

1.2 LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU 35

CHAPITRE 2.

POLLUTIONS DES RUTP, SOURCES ET IMPACTS SUR LE MILIEU NATUREL **45**

2.1 CARACTERISATION DES REJETS STRICTEMENT PLUVIAUX 47

2.2 CONCENTRATIONS EN POLLUANTS DES EAUX DE RUISSELLEMENT 66

2.3 IMPACTS SUR LE MILIEU AQUATIQUE 81

CHAPITRE 3.

LE TRAITEMENT DES RUTP **85**

3.1 LES DIFFERENTS MODES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES 87

3.2 LE TRAITEMENT PAR LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX 89

CONCLUSIONS DE LA PARTIE 1 ..... **121**

PARTIE 2. MATERIEL ET METHODES **124**

CHAPITRE 4.

LE SITE D'ETUDE : CONCEPTION ET SUIVI DE LA REALISATION **126**

4.1 L'OSTWALDERGRABEN 128

4.2 LES BASSINS VERSANTS RESIDENTIELS URBAINS 133

4.3 LES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT 138

CHAPITRE 5.

L'INSTRUMENTATION. 160

5.1 LE SUIVI HYDRAULIQUE 162

5.2 METHODOLOGIE DEVELOPPEE POUR LA DETERMINATION DES DEBITS 168

5.3 LE SUIVI DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES 175

5.4 LE COUPLAGE HYDRAULIQUE / QUALITE 180

CHAPITRE 6.

LES PROTOCOLES EXPERIMENTAUX 186

6.1 ANALYSES DES ECHANTILLONS LIQUIDES 188

6.2 ANALYSES DE SOLS 199

6.3 ANALYSES DE PLANTES 201

6.4 PROTOCOLE DE TRAÇAGE 204

CONCLUSIONS DE LA PARTIE 2 207

PARTIE 3. RESULTATS ET DISCUSSION 209

CHAPITRE 7.

LE FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE DES SYSTEMES DE TRAITEMENT 211

7.1 SUIVI HYDRODYNAMIQUE DE LA GLOBALITE DU SYSTEME DE TRAITEMENT 213

7.2 DETERMINATION DE LA DISTRIBUTION DES TEMPS DE SEJOUR 222

7.3 ETUDES SPECIFIQUES SUR LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 226

CONCLUSIONS DU CHAPITRE 7 234

CHAPITRE 8.

LES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES SUR LA PHASE LIQUIDE 235

8.1 CONCENTRATIONS EN ENTREE ET CONDITIONS HYDROLOGIQUES 240

8.2 EFFICACITE DU SYSTEME DE TRAITEMENT 248

8.3 ESTIMATION DES BILANS MASSIQUES 271

8.4 LA VARIABILITE PHYSICO-CHIMIQUE INTRA-EVENEMENTIELLE 279

8.5 LE CURAGE DU RESEAU : LA REMISE EN SUSPENSION DE LA POLLUTION 295

8.6 MODELE MULTI-PARAMETRES LINEAIRE PREDICTIF 301

CONCLUSIONS DU CHAPITRE 8 307

CHAPITRE 9.

LES ANALYSES SUR LA PHASE SOLIDE ET SUR LES VEGETAUX 308

9.1 LES ANALYSES DE SOLS 310

9.2 LES ANALYSES DE VEGETAUX 322

9.3 STOCKAGE DANS LES SOLS ET LES VEGETAUX 327

CONCLUSIONS DU CHAPITRE 9 331

CONCLUSION 332

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 338

ANNEXES 352

LISTE DES PUBLICATIONS 366

GLOSSAIRE

AMPA	Acide Aminométhylphosphonique
COD	Carbone Organique Dissous
DBO_5	Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
FPR	Filtre Planté de Roseaux
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HC	Hydrocarbures totaux
MES	Matières en Suspension
MVS	Matières Volatiles en Suspension
NGL	Azote Global
NTK	Azote Kjeldahl
RUTP	Rejets Urbains de Temps de Pluie
PT	Phosphore Total
TRH	Temps de Rétention Hydraulique

TABLE DES FIGURES

FIGURE 1-1. EVOLUTION DES TEXTES FRANÇAIS ET EUROPEENS POUR LA PROTECTION DU MILIEU NATUREL 33
FIGURE 1-2. SCHEMA RECAPITULANT LA LISTE DES SUBSTANCES PRIORITAIRES SELON LA DCE ET DES SUBSTANCES SOUMISES A REVISION 39
FIGURE 2-1. VARIABILITE DE LA QUALITE DES EAUX DE RUISSELLEMENT DE TOITURE EN FONCTION DU TYPE DE TOIT 51
FIGURE 2-2. VARIABILITE DE LA QUALITE DES EAUX DE RUISSELLEMENT DE TOITURE EN FONCTION DU TYPE DE TOIT 52
FIGURE 2-3. LES SOURCES DE POLLUANTS DES EAUX DE RUISSELLEMENT DANS LE CADRE DE NOTRE ETUDE 57
FIGURE 3-1. SCHEMA DE PRINCIPE D'UN FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 89
FIGURE 3-2. PERFORMANCES EPURATOIRES D'UN FILTRE HORIZONTAL PLANTE D'IRIS 117
FIGURE 3-3. RESULTATS OBTENUS POUR LE DEVENIR DES HAPS CONTENUS DANS UN EFFLUENT RECONSTITUE D'EAUX DE RUISSELLEMENT URBAIN 118
FIGURE 4-1. SITUATION GEOGRAPHIQUE DE L'OSTWALDERGRABEN 129
FIGURE 4-2. LES DEUX BASSINS VERSANTS ET LE RESEAU D'ASSAINISSEMENT SEPARATIF PLUVIAL ASSOCIE 134
FIGURE 4-3. PARTIE OUEST DU BASSIN VERSANT N°1 135
FIGURE 4-4. BASSIN VERSANT N°3 135
FIGURE 4-5. PARTIE EST DU BASSIN VERSANT N°1 135
FIGURE 4-6. EXTRAIT DU PLAN RECAPITULATIF DE L'ENSEMBLE DES AMENAGEMENTS 139
FIGURE 4-7. SCHEMA DE PRINCIPE D'UNE FILIERE DE TRAITEMENT (VUE DE DESSUS) 140
FIGURE 4-8. SCHEMA DE PRINCIPE D'UNE FILIERE DE TRAITEMENT (VUE EN COUPE) 141
FIGURE 4-9. DIFFERENTES FORMES DE MARES DE SEDIMENTATION 142
FIGURE 4-10. MARE DE SEDIMENTATION N°3 - MISE EN PLACE DE LA COUCHE D'ETANCHEITE EN ARGILE 144
FIGURE 4-11. MARE DE SEDIMENTATION N°1 – ENTREE ET SURVERSES 144
FIGURE 4-12. DETAILS DU DEVERSOIR FLOTTANT 145
FIGURE 4-13. MARE DE SEDIMENTATION N°1 145
FIGURE 4-14. MARE DE SEDIMENTATION N°3 146
FIGURE 4-15. SCHEMA DE PRINCIPE D'UN FILTRE A ECOULEMENT VERTICAL 147
FIGURE 4-16. ETAPES DE DIMENSIONNEMENT DES FILTRES A ECOULEMENT VERTICAL 148
FIGURE 4-17. FILTRE N°1 - MISE EN PLACE DE LA COUCHE D'ETANCHEITE 150
FIGURE 4-18. FILTRE N°3 - GEOTEXTILE ANTI-POINÇONNEMENT ET DRAIN DE COLLECTE DES EAUX TRAITEES 150
FIGURE 4-19. FILTRE N°3 - VUE DETAILLEE DU DRAIN DE COLLECTE INSTALLE EN FOND DE FILTRE 151
FIGURE 4-20. *PHRAGMITES AUSTRALIS* AVANT PLANTATION 151
FIGURE 4-21. FILTRE N°3 - IMPLANTATION DES *PHRAGMITES AUSTRALIS* JUSTE APRES PLANTATION 152
FIGURE 4-22. FILTRE N°3 - PIEZOMETRE ATTEIGNANT LE FOND DU FILTRE 153
FIGURE 4-23. FILTRE N°3 - DISPOSITIF D'ALIMENTATION AVEC QUATRE BRANCHES DE REPARTITION DU FLUX 153
FIGURE 4-24. EXEMPLE DE REPARTITION DES DIFFERENTES BRANCHES D'ALIMENTATION POUR LE FILTRE PLANTE N°3 154
FIGURE 4-25. FILTRE N°1 - INSTALLATION DE L'AERATION PASSIVE INTERMEDIAIRE 155
FIGURE 4-26. FILTRE N°1 - VUE DES CHEMINEES D'AERATION DE FOND ET INTERMEDIAIRE ET DU DISPOSITIF D'ALIMENTATION 155
FIGURE 4-27. CONNEXIONS ENTRE LE SYSTEME DE TRAITEMENT, LA MARE NATURELLE ET LE MILIEU RECEPTEUR 156
FIGURE 4-28. MARE NATURELLE N°3 - EMPRISE NORMALE DE LA MARE NATURELLE ET DEBORDEMENT LORS DE LA CRUE DU 01/02/2012 157
FIGURE 5-1. ENSEMBLE DE L'INSTRUMENTATION DE LA FILIERE DE TRAITEMENT 163
FIGURE 5-2. SONDE A ULTRASONS INSTALLEE SUR SITE 164
FIGURE 5-3. MARE DE SEDIMENTATION N°3 - SONDE DE PRESSION A LA SORTIE DU RESEAU D'ASSAINISSEMENT AU NIVEAU DU REPARTITEUR DE DEBIT 165
FIGURE 5-4. SUPPORT D'UNE SONDE A ULTRASONS INSTALLEE SUR LE FILTRE 166
FIGURE 5-5. EMPLACEMENT DES 9 SONDES A ULTRASONS SUR LE FILTRE N°3 166
FIGURE 5-6. INSTALLATION DU RADAR DANS LE REGARD A L'AVAL DU FILTRE 167
FIGURE 5-7. FLUX ENTRANTS ET SORTANTS DE LA MARE DE SEDIMENTATION 168
FIGURE 5-8. PRINCIPE DE DETERMINATION DE L'HYDROGRAMME A PARTIR DE LA MESURE DE HAUTEUR D'EAU ET DE LA RECONSTRUCTION 3D DE LA MARE DE SEDIMENTATION 169
FIGURE 5-9. DETERMINATION DE L'EQUATION V=F(H) POUR LA MARE DE SEDIMENTATION N°3 170

FIGURE 5-10. PROTOCOLE DE DETERMINATION DE LA COURBE DE REFERENCE POUR L'OBTENTION DE L'HYDROGRAMME AU NIVEAU DU DEVERSOIR FLOTTANT 170
FIGURE 5-11. HAUTEUR D'EAU DANS LA MARE AU COURS DU TEMPS POUR L'EPISODE DU 08/09/2013 171
FIGURE 5-12. FLUX ENTRANTS ET SORTANTS DU MASSIF FILTRANT 172
FIGURE 5-13. DETERMINATION DE L'EQUATION V=F(H) POUR LE FILTRE N°3 172
FIGURE 5-14. METHODOLOGIE DE RECONSTRUCTION DES HYDROGRAMMES ENTRANTS ET SORTANTS DE LA MARE DE SEDIMENTATION 174
FIGURE 5-15. METHODOLOGIE DE RECONSTRUCTION DES HYDROGRAMMES ENTRANTS ET SORTANTS DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 174
FIGURE 5-16. DESCRIPTION DES MATERIAUX INTERNES AU PRELEVEUR AUTOMATIQUE (PARTIE HAUTE) 175
FIGURE 5-17. DESCRIPTION DES MATERIAUX INTERNES AU PRELEVEUR AUTOMATIQUE (PARTIE BASSE) 176
FIGURE 5-18. METHODOLOGIE DE RECONSTRUCTION DE L'ECHANTILLON EVENEMENTIEL MOYEN 177
FIGURE 5-19. ESTIMATION DU TEMPS DE VIDANGE DU FILTRE SUITE A UNE ALIMENTATION PONCTUELLE PAR LE DEVERSOIR FLOTTANT 178
FIGURE 5-20. PRESENTATION DES DIFFERENTS CAS DE FIGURE POUR LE REGLAGE DES SEUILS DECLENCHANT LES PRELEVEURS AMONT ET INTERMEDIAIRE 180
FIGURE 5-21. PRESENTATION DES DIFFERENTS CAS DE FIGURE POUR LE REGLAGE DU SEUIL DECLENCHANT LE PRELEVEUR AVAL 182
FIGURE 5-22. DIFFERENTS REGLAGES DES SEUILS DE DECLENCHEMENT POUR LES PRELEVEURS AMONT, INTERMEDIAIRE ET AVAL 184
FIGURE 6-1. CIRCUIT DE L'EAU DANS LE PRELEVEUR 194
FIGURE 6-2. FLACONS EN VERRE DANS LESQUELS SONT COLLECTES LES ECHANTILLONS 194
FIGURE 6-3. SCHEMA DU PROTOCOLE SUIVI POUR LA DETERMINATION DES INCERTITUDES 196
FIGURE 6-4. PRELEVEMENT DE SOL DANS LE FILTRE 199
FIGURE 6-5. PRELEVEMENT DE SEDIMENTS DE FOND DE MARE 200
FIGURE 6-6. PRESENCE DES RACINES ET DES RHIZOMES EN PROFONDEUR : SUR LA PHOTO, LA RACINE LA MOINS PROFONDE EST A 10CM DE PROFONDEUR (AU PREMIER PLAN) ALORS QUE LA PLUS PROFONDE EST A 30CM DE PROFONDEUR 202
FIGURE 6-7. EMPLACEMENT DES DIFFERENTS DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX POUR LE TRAÇAGE HYDRODYNAMIQUE 204
FIGURE 6-8. DISPOSITIF DE DETECTION DE LA SOLUTION TRAÇANTE INSTALLE SUR LE DEVERSOIR FLOTTANT 204
FIGURE 6-9. DISPOSITIF DE PRELEVEMENT A L'AIDE DE LA POMPE PERISTALTIQUE POUR ALIMENTER LE FLUORIMETRE 205
FIGURE 7-1. DEBITS A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT N°3 SUR LA PERIODE DES CAMPAGNES DE PRELEVEMENT 213
FIGURE 7-2. VOLUMES CUMULES MENSUELS A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT N°3 214
FIGURE 7-3. DEBITS AU NIVEAU DU DEVERSOIR FLOTTANT DE LA FILIERE DE TRAITEMENT N°3 SUR LA PERIODE DES CAMPAGNES DE PRELEVEMENT 215
FIGURE 7-4. DEBITS EN SORTIE DU FILTRE N°3 SUR LA PERIODE DES CAMPAGNES DE PRELEVEMENT 216
FIGURE 7-5. SUIVI HYDRODYNAMIQUE DE LA FILIERE DE TRAITEMENT N°3 POUR LES EPISODES PLUVIEUX DU 16 ET DU 17 MAI 2013 217
FIGURE 7-6. SUIVI HYDRODYNAMIQUE DE LA FILIERE DE TRAITEMENT N°3 POUR LES EPISODES PLUVIEUX DU 28 ET DU 29 MAI 2013 218
FIGURE 7-7. SUIVI HYDRODYNAMIQUE DE LA FILIERE DE TRAITEMENT N°3 POUR LES EPISODES PLUVIEUX DU 19 AU 21 NOVEMBRE 2013 219
FIGURE 7-8. SUIVI HYDRODYNAMIQUE DE LA FILIERE DE TRAITEMENT N°3 POUR L'EPISODE PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 220
FIGURE 7-9. DISTRIBUTION DES TEMPS DE SEJOUR DANS LA MARE DE SEDIMENTATION OBTENUE A PARTIR DES TRAÇAGES AU NACL ET A LA FLUORESCEINE 222
FIGURE 7-10. OBSERVATIONS VISUELLES LORS DU TRAÇAGE HYDRODYNAMIQUE DE LA MARE DE SEDIMENTATION 223
FIGURE 7-11. SUIVI DES HAUTEURS D'EAU DES 9 SONDES A ULTRASONS SUR LE FILTRE N°3 POUR L'EPISODE PLUVIEUX DU 08/09/2013 230
FIGURE 7-12. SUIVI DES HAUTEURS D'EAU DES 9 SONDES A ULTRASONS SUR LE FILTRE N°3 POUR L'EPISODE PLUVIEUX DU 11/09/2013 230
FIGURE 7-13. SUIVI DES HAUTEURS D'EAU DES 9 SONDES A ULTRASONS SUR LE FILTRE N°3 POUR L'EPISODE PLUVIEUX DU 10/11/2013 231
FIGURE 8-1. CONCENTRATIONS D'ENTREE POUR LES DIFFERENTS EPISODES PLUVIEUX (MATIERE ORGANIQUE) 241

FIGURE 8-2. CONCENTRATIONS D'ENTREE POUR LES DIFFERENTS EVENEMENTS PLUVIEUX (MATIERES EN SUSPENSION) 242
FIGURE 8-3. CONCENTRATIONS D'ENTREE POUR LES DIFFERENTS EPISODES PLUVIEUX (DIFFERENTES FORMES DE L'AZOTE)..... 243
FIGURE 8-4. CONCENTRATIONS D'ENTREE POUR LES DIFFERENTS EPISODES PLUVIEUX (DIFFERENTES FORMES DU PHOSPHORE)..... 243
FIGURE 8-5. CONCENTRATIONS D'ENTREE POUR LES DIFFERENTS EPISODES PLUVIEUX (ZINC, NICKEL ET CADMIUM) 244
FIGURE 8-6. CONCENTRATIONS D'ENTREE POUR LES DIFFERENTS EPISODES PLUVIEUX (CUIVRE, PLOMB ET CHROME) 245
FIGURE 8-7. LOCALISATION DU SITE EXPERIMENTAL ENTRE LA VOIE FERREE ET L'AUTOROUTE..... 245
FIGURE 8-8. CONCENTRATIONS D'ENTREE POUR LES DIFFERENTS EPISODES PLUVIEUX (PESTICIDES ET HYDROCARBURES) 246
FIGURE 8-9. CONCENTRATIONS EN MES AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 249
FIGURE 8-10. RENDEMENTS EN MES : CONTRIBUTIONS DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE AU RENDEMENT TOTAL 250
FIGURE 8-11. POURCENTAGE DE CONTRIBUTION DE LA MARE DE SEDIMENTATION AU RENDEMENT GLOBAL EN FONCTION DE LA FRACTION INORGANIQUE DES MATIERES EN SUSPENSION 251
FIGURE 8-12. CONCENTRATIONS EN DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 252
FIGURE 8-13. RENDEMENTS EN DCO TOTALE : CONTRIBUTIONS DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE AU RENDEMENT TOTAL 253
FIGURE 8-14. EFFICACITE EPURATOIRE DU SYSTEME DE TRAITEMENT EN FONCTION DE LA CONCENTRATION EN DCO 254
FIGURE 8-15. DBO_5 AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 255
FIGURE 8-16. RENDEMENTS EN DBO_5 : CONTRIBUTIONS DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE AU RENDEMENT TOTAL 256
FIGURE 8-17. RENDEMENTS EN DBO_5 DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX..... 256
FIGURE 8-18. CONCENTRATIONS EN CARBONE ORGANIQUE DISSOUS AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 257
FIGURE 8-19. RENDEMENTS EN COD : CONTRIBUTIONS DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX AU RENDEMENT TOTAL..... 258
FIGURE 8-20. LE NGL AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 259
FIGURE 8-21. LE $N\text{-}NH_4$ AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 260
FIGURE 8-22. LE $N\text{-}NO_2$ AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 260
FIGURE 8-23. LE $N\text{-}NO_3$ AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 261
FIGURE 8-24. LES DIFFERENTES FORMES DE PHOSPHORE AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 263
FIGURE 8-25. CUIVRE AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 264
FIGURE 8-26. CHROME AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 265
FIGURE 8-27. PLOMB AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 265
FIGURE 8-28. ZINC AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 266
FIGURE 8-29. NICKEL AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 266
FIGURE 8-30. HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 268
FIGURE 8-31. PESTICIDES AUX DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 269
FIGURE 8-32. BILANS MASSIQUES EN MES AU NIVEAU DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 272
FIGURE 8-33. BILAN MASSIQUE EN DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE AU NIVEAU DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 272
FIGURE 8-34. BILAN MASSIQUE EN NGL AU NIVEAU DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX..... 273
FIGURE 8-35. BILAN MASSIQUE EN PT AU NIVEAU DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 273
FIGURE 8-36. BILAN MASSIQUE EN MICROPOLLUANTS METALLIQUES AU NIVEAU DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX..... 274
FIGURE 8-37. BILAN MASSIQUE EN HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES AU NIVEAU DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 276
FIGURE 8-38. BILAN MASSIQUE EN PESTICIDES AU NIVEAU DE LA MARE DE SEDIMENTATION ET DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX..... 277
FIGURE 8-39. SUIVI DES HAUTEURS D'EAU DANS LA MARE DE SEDIMENTATION ET DANS LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX POUR L'EPISODE PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 279
FIGURE 8-40. SIX PREMIERES BOUTEILLES DU POINT D'ENTREE POUR L'EPISODE PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013..... 280
FIGURE 8-41. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN MES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 281
FIGURE 8-42. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN MVS AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 281

FIGURE 8-43. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN DCO TOTALE AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 282
FIGURE 8-44. CORRELATIONS ENTRE LA DCO ET LES MES POUR L'EPISODE PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013..... 282
FIGURE 8-45. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN DCO DISSOUTE AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 283
FIGURE 8-46. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN COD AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 283
FIGURE 8-47. CORRELATIONS ENTRE LA DCO DISSOUTE, LE COD ET LA HAUTEUR D'EAU DANS LA MARE DE SEDIMENTATION POUR L'EPISODE PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 284
FIGURE 8-48. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN NGL AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 285
FIGURE 8-49. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN N ORGANIQUE AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 285
FIGURE 8-50. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN N-NH_4 AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 286
FIGURE 8-51. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN N-NO_2 AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 286
FIGURE 8-52. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN N-NO_3 AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 287
FIGURE 8-53. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN PT AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 287
FIGURE 8-54. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN P PARTICULAIRE AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8/09/2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 288
FIGURE 8-55. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN P-PO_4 AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 288
FIGURE 8-56. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN CUIVRE TOTAL AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 289
FIGURE 8-57. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN CUIVRE DISSOUS AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 289
FIGURE 8-58. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN CHROME TOTAL AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 290
FIGURE 8-59. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN PLOMB TOTAL AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 290
FIGURE 8-60. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN PLOMB DISSOUS AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 291
FIGURE 8-61. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN ZINC TOTAL AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT..... 291
FIGURE 8-62. VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN ZINC DISSOUS AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 292
FIGURE 8-63. EVOLUTION DU RATIO "DISSOUS / TOTAL" AU COURS DU TEMPS POUR LES DIFFERENTS MICROPOLLUANTS METALLIQUES POUR LES POINTS DE PRELEVEMENT ENTREE ET INTERMEDIAIRE..... 293
FIGURE 8-64. MARE DE SEDIMENTATION N°3 (A GAUCHE, ETAT NORMAL, A DROITE, ETAT LORS DU CURAGE DU RESEAU D'ASSAINISSEMENT LE 27/09/2013) 295
FIGURE 8-65. MATIERES EN SUSPENSION AU POINT D'ENTREE LORS DU CURAGE DU RESEAU D'ASSAINISSEMENT 296
FIGURE 8-66. DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE ET CARBONE ORGANIQUE DISSOUS LORS DU CURAGE DU RESEAU D'ASSAINISSEMENT 296
FIGURE 8-67. NUTRIMENTS LORS DU CURAGE DU RESEAU D'ASSAINISSEMENT..... 297
FIGURE 8-68. LES MICROPOLLUANTS METALLIQUES LORS DU CURAGE DU RESEAU D'ASSAINISSEMENT..... 298
FIGURE 8-69. CONSTRUCTION DES BOITES A MOUSTACHES AVEC LES DIFFERENTS QUARTILES 303

FIGURE 8-70. DISTRIBUTION DES ERREURS RELATIVES COMMISES ENTRE LES VALEURS MESUREES ET LES VALEURS CALCULEES AVEC LE MODELE LINEAIRE DE R POUR LES MES 303
FIGURE 8-71. DISTRIBUTION DES ERREURS RELATIVES COMMISES ENTRE LES VALEURS MESUREES ET LES VALEURS CALCULEES AVEC LE MODELE LINEAIRE DE R POUR LES DIFFERENTS PARAMETRES 304
FIGURE 9-1. POINTS DE PRELEVEMENT (EN JAUNE) DES SEDIMENTS DES MARES DE SEDIMENTATION 310
FIGURE 9-2. TENEUR EN HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES POUR LES SEDIMENTS DE LA MARE DE SEDIMENTATION N°1 312
FIGURE 9-3. TENEUR EN HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES POUR LES SEDIMENTS DE LA MARE DE SEDIMENTATION N°3 312
FIGURE 9-4. OBSERVATIONS HYDRODYNAMIQUES DE LA MARE DE SEDIMENTATION N°1 LORS DE LA MISE EN EAU DES FILIERES DE TRAITEMENT 313
FIGURE 9-5. TENEUR EN MICROPOLLUANTS METALLIQUES POUR LES SEDIMENTS DE LA MARE DE SEDIMENTATION N°1 314
FIGURE 9-6. TENEUR EN MICROPOLLUANTS METALLIQUES POUR LES SEDIMENTS DE LA MARE DE SEDIMENTATION N°3 314
FIGURE 9-7. POINTS DE PRELEVEMENT (EN NOIR) DES SOLS DES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX 316
FIGURE 9-8. TENEUR EN MICROPOLLUANTS METALLIQUES POUR LES SOLS DES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX N°1 ET N°3 318
FIGURE 9-9. LOG(KOC) DES DIFFERENTES ESPECES ETUDIEES DANS LES SEDIMENTS ET LES SOLS DES SYSTEMES DE TRAITEMENT 320
FIGURE 9-10. ZONES DE CROISSANCE DIFFERENTE DES *PHRAGMITES AUSTRALIS* SUR LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX N°3 322
FIGURE 9-11. DISTRIBUTION DES CARACTERISTIQUES MORPHOLOGIQUES DES ROSEAUX POUR LES DIFFERENTES ZONES DE CROISSANCE 323
FIGURE 9-12. TENEUR EN MICROPOLLUANTS METALLIQUES DE LA PARTIE AERIENNE DES *PHRAGMITES AUSTRALIS* DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX N°3 324
FIGURE 9-13. TENEURS EN MICROPOLLUANTS METALLIQUES DE LA PARTIE AERIENNE DES PHRAGMITES AUSTRALIS DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX N°1 325
FIGURE 9-14. STOCKS EN MICROPOLLUANTS METALLIQUES DANS LA MARE DE SEDIMENTATION ET DANS LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 328
FIGURE 9-15. STOCKS EN HAP DANS LA MARE DE SEDIMENTATION ET DANS LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 328
FIGURE 9-16. STOCKS EN MICROPOLLUANTS METALLIQUES DANS LA PARTIE AERIENNE DES *PHRAGMITES AUSTRALIS* 329

TABLE DES TABLEAUX

TABLE DES TABLEAUX

TABLEAU 1-1. PERSPECTIVES DE RESULTATS POUR LES MASSES D'EAU FRANÇAISES (DE SURFACE ET SOUTERRAINES), D'APRES LES SDAGE DES 6 AGENCES DE L'EAU FRANÇAISES 36
TABLEAU 1-2. LISTE DES 45 SUBSTANCES DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU 38
TABLEAU 1-3. NQE FIXEES PAR LA DIRECTIVE 2008/105/CE POUR LES EAUX DE SURFACE INTERIEURES 42
TABLEAU 2-1. FLUX TOTAUX DE POLLUANTS APPORTES PAR LES EAUX METEORIQUES PAR SURFACE ACTIVE 50
TABLEAU 2-2. COMPARAISON DES MASSES ANNUELLES DE 13 POLLUANTS EN SORTIE DE RESEAU D'ASSAINISSEMENT A ECULLY ET A CHASSIEU 53
TABLEAU 2-3. POLLUTION FIXEE SUR LES PARTICULES SOLIDES 58
TABLEAU 2-4 : TENEURS EN PLOMB ET EN ZINC DES PARTICULES DEPOSEES SUR LES RUES 58
TABLEAU 2-5. REPARTITION DE DIFFERENTS POLLUANTS SUR LES PHASES DISSOUTE ET PARTICULAIRE 59
TABLEAU 2-6. REPARTITION DISSOUS/PARTICULAIRE D'UN CERTAIN NOMBRE DE MICROPOLLUANTS METALLIQUES DANS DES EAUX DE RUISSELLEMENT URBAIN 59
TABLEAU 2-7. REPARTITION EN POURCENTAGE DE LA POLLUTION PARTICULAIRE EN FONCTION DE LA GRANULOMETRIE DES PARTICULES DEPOSEES SUR LES CHAUSSEES 60
TABLEAU 2-8. REPARTITION EN POURCENTAGE DE LA POLLUTION PARTICULAIRE EN FONCTION DE LA GRANULOMETRIE DES MES TRANSPORTEES DANS LES REJETS PLUVIAUX 60
TABLEAU 2-9. CONCENTRATIONS EN MES DANS LES EAUX PLUVIALES STRICTES 68
TABLEAU 2-10. GAMMES DE CONCENTRATIONS EN MES DELIMITANT DES CLASSES DE QUALITE DES COURS D'EAU POUR LE SEQ-EAU 69
TABLEAU 2-11. CONCENTRATIONS EN DCO ET DBO_5 DANS LES EAUX PLUVIALES STRICTES 70
TABLEAU 2-12. GAMMES DE CONCENTRATIONS EN DCO ET EN DBO_5 DELIMITANT DES CLASSES DE QUALITE DES COURS D'EAU POUR LE SEQ-EAU 71
TABLEAU 2-13. CONCENTRATIONS EN $N\text{-}NH_4$, N TOTAL ET P TOTAL DANS LES EAUX PLUVIALES STRICTES 71
TABLEAU 2-14. VALEURS LIMITES REGLEMENTAIRES POUR LE REJET DES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USEES POUR L'AZOTE GLOBAL ET LE PHOSPHORE TOTAL SELON L'ARRETE DU 22 JUIN 2007 72
TABLEAU 2-15. GAMMES DE CONCENTRATIONS EN $N\text{-}NH_4$, EN N TOTAL ET EN P TOTAL DELIMITANT DES CLASSES DE QUALITE DES COURS D'EAU POUR LE SEQ-EAU 72
TABLEAU 2-16. CONCENTRATIONS EN METAUX DANS LES EAUX PLUVIALES STRICTES 75
TABLEAU 2-17. GAMMES DE CONCENTRATIONS EN METAUX DELIMITANT DES CLASSES DE QUALITE DES COURS D'EAU POUR LE SEQ-EAU 76
TABLEAU 2-18. CONCENTRATIONS EN HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYLIQUES DANS LES EAUX PLUVIALES STRICTES 77
TABLEAU 2-19. GAMMES DE CONCENTRATIONS EN HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES SUR EAU BRUTE DELIMITANT DES CLASSES DE QUALITE DES COURS D'EAU POUR LE SEQ-EAU 78
TABLEAU 2-20. CONCENTRATIONS EN PESTICIDES DANS LES EAUX PLUVIALES STRICTES 79
TABLEAU 2-21. GAMMES DE CONCENTRATIONS EN PESTICIDES SUR EAU BRUTE DELIMITANT DES CLASSES DE QUALITE DES COURS D'EAU POUR LE SEQ-EAU 79
TABLEAU 3-1. CARACTERISTIQUES DE SYSTEMES DE TRAITEMENT "TAILLE REELLE" DES EAUX DE RUISSELLEMENT URBAIN 92
TABLEAU 3-2. PRECONISATIONS POUR LE DIMENSIONNEMENT ET LA CONCEPTION DES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX HORIZONTAUX POUR LE TRAITEMENT DES EFFLUENTS DE RUISSELLEMENT URBAIN 94
TABLEAU 3-3. COMPARAISON DE TROIS SYSTEMES POUR LE TRAITEMENT DES SURVERSES DE DEVERSOIR D'ORAGE 95
TABLEAU 3-4. EFFICACITE EPURATOIRE EN FONCTION DE LA FREQUENCE D'ALIMENTATION POUR DES EAUX USEES DOMESTIQUES 98
TABLEAU 3-5. INFLUENCE DE LA ZONE SATUREE SUR LA QUALITE DE TRAITEMENT 101
TABLEAU 3-6. RESUME DES ROLES PRINCIPAUX DES MACROPHYTES DANS LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX 103
TABLEAU 3-7. RETENTION DES METAUX PAR LES PLANTES 104
TABLEAU 3-8. CARACTERISTIQUES DU SUBSTRAT ET MECANISMES ASSOCIES 106
TABLEAU 3-9. COMPARAISON D'EFFICACITE EPURATOIRE DE DIFFERENTS POLLUANTS POUR DES TEMPS DE SEJOUR DE 12 ET 24H 107
TABLEAU 3-10. EFFICACITES EPURATOIRE) POUR LA DCO, LA DBO5 ET LES MES POUR LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX TRAITANT LES EAUX USEES DOMESTIQUES 110
TABLEAU 3-11. EFFICACITES EPURATOIRES POUR LES NUTRIMENTS POUR LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX TRAITANT LES EAUX USEES DOMESTIQUES 111

TABLEAU 3-12. PERFORMANCES MOYENNES DE TRAITEMENT DE FILTRES PLANTES DE ROSEAUX A ECOULEMENT HORIZONTAL POUR LE TRAITEMENT D'EFFLUENTS INDUSTRIELS 112
TABLEAU 3-13. EFFICACITE EPURATOIRE DE COLONNES REMPLIES AVEC DIFFERENTS SUBSTRATS POUR L'ARSENIC, LE BORE ET LE FER POUR UN EFFLUENT ACIDE 113
TABLEAU 3-14. PERFORMANCES MOYENNES DE TRAITEMENT DE FILTRES A ECOULEMENT HORIZONTAL POUR LE TRAITEMENT D'EFFLUENTS AGRICOLES 114
TABLEAU 3-15. BILANS ENTREE/SORTIE POUR L'AZOTE TOTAL ET LE PHOSPHORE TOTAL POUR UN FILTRE SUBSURFACIQUE A ECOULEMENT HORIZONTAL TRAITANT DES EAUX DE RUISSELLEMENT DE PARCELLES AGRICOLES 115
TABLEAU 3-16. PERFORMANCES EPURATOIRES DE FILTRES A ECOULEMENT HORIZONTAL POUR LE TRAITEMENT D'EAUX DE RUISSELLEMENT D'AUTOROUTE PAR TEMPS SEC ET PAR TEMPS DE PLUIE 116
TABLEAU 3-17. PERFORMANCES EPURATOIRES DU SYSTEME DE NEYDENS POUR LE TRAITEMENT D'EAUX DE RUISSELLEMENT D'UNE ZONE INDUSTRIELLE ET COMMERCIALE 117
TABLEAU 3-18. PERFORMANCES EPURATOIRES (EN CONCENTRATIONS) DU SYSTEME DE TRAITEMENT DE PORT JACKSON, SYDNEY . 119
TABLEAU 4-1. CARACTERISTIQUES DES TROIS BASSINS VERSANTS 133
TABLEAU 4-2. VALEURS DE REFERENCE DU COEFFICIENT D'IMPERMEABILISATION 133
TABLEAU 4-3. EFFICACITE HYDRAULIQUE DE DIFFERENTES FORMES DE MARES DE SEDIMENTATION 143
TABLEAU 4-4. CARACTERISTIQUES DES MARES DE SEDIMENTATION 146
TABLEAU 4-5. SUPERFICIES DES FILTRES A ECOULEMENT VERTICAL 148
TABLEAU 4-6. CARACTERISTIQUES DE LA PLUIE SYNTHETIQUE D'ENTZHEIM 149
TABLEAU 4-7. CONDUCTIVITE HYDRAULIQUE DES COUCHES FILTRANTES DES FILTRES PLANTES N°1 ET 3 149
TABLEAU 4-8. CARACTERISTIQUES DES MATERIAUX DE GARNISSAGE POUR LES FILTRES A ECOULEMENT VERTICAL 154
TABLEAU 5-1. FLUX ENTRANTS DANS LA MARE DE SEDIMENTATION DUS AUX PRECIPITATIONS 169
TABLEAU 5-2. FLUX ENTRANTS DANS LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX DUS AUX PRECIPITATIONS 173
TABLEAU 5-3. REGLAGES DES SEUILS DE DECLENCHEMENT DES PRELEVEURS AMONT ET INTERMEDIAIRE 181
TABLEAU 6-1. INCERTITUDE D'ANALYSE D'APRES LES CERTIFICATS D'ANALYSE DE MACHEREY-NAGEL POUR LES DIFFERENTES GAMMES UTILISEES 189
TABLEAU 6-2. LIMITE DE QUANTIFICATION ET INCERTITUDE DE MESURE DU COD 190
TABLEAU 6-3. LIMITE DE QUANTIFICATION ET INCERTITUDE DE MESURE DE LA DBO_5 190
TABLEAU 6-4. MODIFICATEUR AJOUTE POUR LES DIFFERENTS METAUX ET LIMITES DE QUANTIFICATION 191
TABLEAU 6-5. LIMITES DE QUANTIFICATION POUR LES HYDROCARBURES 191
TABLEAU 6-6. LIMITES DE QUANTIFICATION POUR LES PESTICIDES 192
TABLEAU 6-7. METHODES D'ANALYSES DES DIFFERENTS PARAMETRES SUR LES SOLS ET SEDIMENTS ET LIMITES DE QUANTIFICATION 201
TABLEAU 6-8. LIMITES DE QUANTIFICATION DES MICROPOLLUANTS METALLIQUES DANS LES VEGETAUX 202
TABLEAU 6-9. CARACTERISTIQUES DES SOLUTIONS TRAÇANTES 205
TABLEAU 7-1. PERIODES DE RETOUR DES EVENEMENTS PLUVIEUX ENGENDRANT DES POINTES DE DEBIT A PLUS DE 60M^3/H 214
TABLEAU 7-2. EPISODES PLUVIEUX GENERANT LES VOLUMES CUMULES LES PLUS IMPORTANTS POUR AVRIL ET OCTOBRE 2013 214
TABLEAU 7-3. NOMBRE D'EPISODES PLUVIEUX PAR PERIODE DE RETOUR AU COURS DE LA PERIODE DE SUIVI 216
TABLEAU 7-4. CARACTERISTIQUES DES EPISODES PLUVIEUX DU 16-17 MAI 2013 217
TABLEAU 7-5. CARACTERISTIQUES DES EPISODES PLUVIEUX DU 28-29 MAI 2013 218
TABLEAU 7-6. CARACTERISTIQUES DES EPISODES PLUVIEUX DU 19-21 NOVEMBRE 2013 219
TABLEAU 7-7. CARACTERISTIQUES DE L'EPISODE PLUVIEUX DU 8 SEPTEMBRE 2013 220
TABLEAU 7-8. TEMPS DE SEJOUR HYDRAULIQUE ET TEMPS DE SEJOURS MOYENS DE LA FLUORESCEINE ET DU NACL SUR LA MARE DE SEDIMENTATION 224
TABLEAU 7-9. BIOMASSE MOYENNE DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX N°3 DETERMINEE LE 23 JUILLET 2013 226
TABLEAU 7-10. TAUX DE TRANSPIRATION DES PHRAGMITES AUSTRALIS POUR LES CAMPAGNES DU 23 ET DU 25 JUILLET 2013 227
TABLEAU 7-11. CARACTERISTIQUES DES EVENEMENTS PLUVIEUX PRESENTES POUR LE SUIVI DES HAUTEURS D'EAU EN SURFACE DU FILTRE 229
TABLEAU 8-1. PARAMETRES ANALYSES EN PHASE LIQUIDE 237
TABLEAU 8-2. RESULTATS DE LA CAMPAGNE D'ESTIMATION DES INCERTITUDES 238
TABLEAU 8-3. PARAMETRES ANALYSES POUR LES DIFFERENTES CAMPAGNES DE PRELEVEMENT 239

TABLEAU 8-4. CARACTERISTIQUES DES EVENEMENTS PLUVIEUX QUI ONT ETE ECHANTILLONNES 240
TABLEAU 8-5. PROPORTION DE DCO DISSOUTE ET DE DCO PARTICULAIRE EXPRIMEE EN % POUR LES DIFFERENTS POINTS DE PRELEVEMENT 253
TABLEAU 8-6. RENDEMENTS POUR LES DIFFERENTES FORMES DE L'AZOTE ET CONTRIBUTIONS DES DIFFERENTS ELEMENTS DU SYSTEME DE TRAITEMENT 262
TABLEAU 8-7. RENDEMENTS POUR LE PHOSPHORE TOTAL ET CONTRIBUTIONS DES DIFFERENTS ELEMENTS DU SYSTEME DE TRAITEMENT 263
TABLEAU 8-8. RENDEMENTS POUR LES METAUX TOTAUX ET CONTRIBUTIONS DES DIFFERENTS ELEMENTS DU SYSTEME DE TRAITEMENT 267
TABLEAU 8-9. INTERVALLE DE REMPLISSAGE DE CHAQUE BOUTEILLE POUR CHAQUE POINT DE PRELEVEMENT 279
TABLEAU 8-10. COEFFICIENTS DE DETERMINATION R^2 ENTRE LES CONCENTRATIONS EN MICROPOLLUANTS METALLIQUES ET LES CONCENTRATIONS EN MES OU EN DCO AUX POINTS D'ENTREE ET INTERMEDIAIRE 292
TABLEAU 8-11. COMPARAISON DES CONCENTRATIONS D'ENTREE DES EPISODES PLUVIEUX DU 24 JUILLET 2013, DU 8 SEPTEMBRE 2013 ET DU CURAGE DU RESEAU D'ASSAINISSEMENT 299
TABLEAU 8-12. COEFFICIENTS DE DETERMINATION R^2 ET NOMBRE D'EVENEMENTS POUR LES DIFFERENTS POLLUANTS EN FONCTION DES DIFFERENTS PARAMETRES DES EVENEMENTS PLUVIEUX 301
TABLEAU 8-13. VALEURS DE R^2 POUR LES DIFFERENTS MODELES 302
TABLEAU 9-1. COMPARAISON DES TENEURS EN POLLUANTS DES SEDIMENTS DES MARES DE SEDIMENTATION AUX VALEURS LIMITES DE L'ARRETE DU 08/01/98 RELATIF A L'EPANDAGE DES BOUES D'EPURATION 315
TABLEAU 9-2. COMPARAISON DES TENEURS EN POLLUANTS DES SOLS DES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX AUX VALEURS LIMITES DE L'ARRETE DU 08/01/98 RELATIF A L'EPANDAGE DES BOUES 319
TABLEAU 9-3. SIGNIFICATION DES DIFFERENTES VALEURS DE LOG(K_{OC}) 320
TABLEAU 9-4. PROPORTIONS DE STOCKAGE DES DIFFERENTS POLLUANTS DANS LES DIFFERENTS COMPARTIMENTS DU SYSTEME DE TRAITEMENT 329

INTRODUCTION

Introduction

Depuis plusieurs dizaines d'années, l'Union Européenne et ses Etats membres cherchent à améliorer durablement la qualité des différentes masses d'eau du territoire. Pour atteindre cet objectif ambitieux, un plan de gestion de la qualité des masses d'eau a été mis en place suite à la Directive Cadre sur l'Eau [*CE, 2000*]. Si aucune obligation de moyens n'est imposée dans cette Directive, il y a une obligation de résultats avec des échéances proches, notamment en 2015 pour l'atteinte du bon état chimique et écologique de la majorité des masses d'eau du territoire français. Les collectivités se doivent donc d'intervenir là où c'est nécessaire pour améliorer la qualité des eaux.

C'est dans ce contexte que s'inscrit ce travail de thèse, effectué en collaboration avec la Communauté Urbaine de Strasbourg. Un cours d'eau urbain, l'Ostwaldergraben, a été classé en 2006 comme étant de qualité médiocre. Il fait partie des cours d'eau dont le bon état a été soumis à dérogation pour être atteint d'ici 2027. Un programme de réhabilitation global de ce petit cours d'eau urbain a donc été mis en place par la Communauté Urbaine de Strasbourg, avec des interventions diverses tout le long de son linéaire. Ce programme implique :

- ✓ la reconstitution d'une continuité hydrologique et écologique
- ✓ la réimplantation du Crapaud Vert *Bufo viridis* dont une population se trouve sur le bassin versant
- ✓ la mise en place d'un certain nombre de niches écologiques en remettant en place les méandres détruits il y a plusieurs années
- ✓ l'élimination des différentes sources polluantes afin d'améliorer la qualité physico-chimique à la fois de l'eau et des sédiments.

Dans le cas qui nous concerne, les sources de polluants considérées se situent en partie au niveau des rejets de réseaux d'assainissement séparatifs stricts. En effet, de nombreuses études ont prouvé que les effluents urbains des réseaux d'assainissement séparatifs stricts étaient fortement chargés en polluants, notamment en matières en suspension, en micropolluants métalliques et en hydrocarbures aromatiques polycycliques [*Gromaire, 1998; Menzie et al., 2002; Taebi&Droste, 2004; Chocat et al., 2007*] et contribuent donc à impacter les masses d'eau dans lesquelles les rejets urbains de temps de pluie sont déchargés. Il est donc nécessaire de traiter ces effluents avant rejet dans le milieu récepteur.

C'est ce dernier point qui concerne plus particulièrement ce travail de thèse. En effet, l'Ostwaldergraben est l'exutoire d'un certain nombre de petits bassins versants. Trois bassins versants particuliers sont drainés par un réseau d'assainissement séparatif strict, dont les effluents étaient rejetés dans l'Ostwaldergraben sans traitement, contribuant ainsi au mauvais état du cours d'eau. La Communauté Urbaine de Strasbourg, dans le cadre du projet global de restauration du cours d'eau, a souhaité mettre en place des installations de traitement à l'exutoire des trois bassins versants concernés. Ils ont donc fait appel à l'ENGEES/Icube pour bénéficier d'une compétence et d'une expertise scientifique pour répondre à leur demande.

La solution proposée comprend trois systèmes de traitement à l'exutoire du réseau d'assainissement de chaque bassin versant. Chaque système comprend une mare de sédimentation et un filtre planté de roseaux, avec chacun un dimensionnement différent. Les trois bassins versants étant tous des petits bassins versants résidentiels urbains, avec le même type d'occupation des sols

(Figure Intro-1), les effluents transitant par leur réseau d'assainissement respectif auront probablement des caractéristiques proches. Ainsi, les trois systèmes étant situés à moins de 600m les uns des autres, la comparaison entre les trois systèmes de traitement sera très réaliste puisqu'on élimine ainsi les facteurs de variabilité géographiques (variabilité du type d'effluent, du type de surface urbaine, des conditions météorologiques, etc…) habituellement rencontrés lors de la comparaison de différents systèmes de traitement similaires.

Figure Intro-1. Bassins versants et leur réseau d'assainissement respectifs

La difficulté de traiter des effluents issus d'un réseau d'assainissement séparatif strict réside dans les apports aléatoires dus à la nature intrinsèque des épisodes pluvieux. En effet, les conditions météorologiques peuvent avoir des conséquences sur les systèmes de traitement, avec notamment :

- ✓ un stress hydrique des végétaux ou des micro-organiques lors de périodes de temps sec prolongées
- ✓ une surcharge du système en charge polluante à traiter lors d'épisodes pluvieux très rapprochés dans le temps.

Cela peut alors modifier le comportement des systèmes de traitement et impacter la qualité du traitement des différents polluants.

Différentes études, dont notamment le projet SEGTEUP [*Molle et al., 2013*] mené par l'Irstea de Lyon, ont étudié le traitement des surverses de déversoirs d'orage par les filtres plantés de roseaux et ont prouvé l'efficacité de ce type de système. De plus, si des systèmes équivalents en conditions contrôlées à l'échelle pilote ont prouvé leur efficacité [*Prochaska et al., 2007*], à notre connaissance, très peu d'études sont actuellement menées sur des systèmes taille réelle pour le traitement de rejets de réseaux d'assainissement séparatifs pluviaux [*Hatt et al., 2009; Hatt et al., 2011*]. De plus, en France, à notre connaissance, seule l'étude de Giroud *et al.* [*2007*] a été menée pour déterminer l'efficacité épuratoire d'un filtre planté de roseaux pour le traitement des eaux de ruissellement d'un bassin versant industriel et commercial. Nous n'avons pas trouvé d'étude relative au traitement de bassins versants résidentiels urbains tels que ceux d'intérêt pour notre étude.

Ce travail de thèse a donc consisté au dimensionnement et au suivi de la mise en place des trois installations de traitement ainsi qu'au suivi hydrodynamique et physico-chimique d'un des trois systèmes. Chaque système de traitement est composé tout d'abord d'une mare de sédimentation, à laquelle est connecté un déversoir flottant qui alimente un filtre planté de roseaux. Le dimensionnement des trois filtres plantés de roseaux est différencié : deux filtres sont à écoulement subsurfacique vertical alors que le troisième est à écoulement subsurfacique horizontal. Les deux filtres verticaux sont également différenciés, notamment au niveau du ratio « surface du filtre / surface active du bassin versant », avec des ratios de 1 et 2%. La granulométrie est donc adaptée pour chaque système, afin d'intervenir sur le temps de contact entre l'effluent et le milieu poreux, et donc à priori sur le traitement des polluants. Il s'agit donc, lors de ce projet, de déterminer lequel des trois systèmes permettra d'atteindre les meilleurs rendements pour les polluants apportés par les trois bassins versants.

Au cours de ce travail de thèse, l'instrumentation en parallèle des trois systèmes n'étant pas possible pour des raisons financières, seul un des trois systèmes de traitement a été étudié finement. Les autres systèmes seront étudiés par la suite. Les polluants qui ont été suivis sont les polluants usuels, mais également les micropolluants métalliques, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les produits phytosanitaires.

Les différents objectifs de ce travail de thèse sont :

- ✓ Suivi de la réalisation et de la conception des systèmes de dépollution d'eaux pluviales
- ✓ Mise en place une instrumentation spécifique pour permettre un suivi hydrodynamique et physico-chimique de la filière de traitement étudiée
- ✓ Identification, caractérisation et quantification des polluants issus du bassin versant étudié
- ✓ Suivi hydrodynamique et physico-chimique du système de traitement considéré
- ✓ Détermination des compartiments du système de traitement qui contribuent majoritairement au traitement ou à la rétention des différents polluants
- ✓ Différenciation du comportement des différents polluants étudiés

La principale difficulté de ce travail repose sur le fait que des systèmes de terrain sont soumis à un très grand nombre de facteurs non maîtrisables, tel que la fréquence d'alimentation des systèmes de traitement, la qualité des effluents d'entrée ou les conditions météorologiques qui peuvent fragiliser les systèmes (gel ou sécheresse notamment). La variabilité de ces paramètres extérieurs non contrôlables peut influencer la qualité du traitement. De plus, les données obtenues ne sont ni répétables ni reproductibles, car elles sont dépendantes des pluies dont les caractéristiques sont aléatoires à notre échelle (durée, intensité, lame d'eau, etc…).

Il est important de noter que la Communauté Urbaine de Strasbourg utilisera les résultats obtenus lors de ce travail de thèse afin de juger de l'opportunité d'installer des systèmes similaires où cela s'avère nécessaire sur son territoire et d'assurer le traitement de ce type d'effluent.

PARTIE 1. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE 1.

CONTEXTE REGLEMENTAIRE

1 CONTEXTE REGLEMENTAIRE 31

1.1 BREF HISTORIQUE DES TEXTES REGLEMENTAIRES 31

1.1.1 LES TEXTES EUROPEENS 31

1.1.2 LES TEXTES FRANÇAIS 32

1.1.3 LES TEXTES CONCERNANT LA QUALITE DES REJETS PLUVIAUX STRICTS 34

1.2 LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU 35

1.2.1 LES ENJEUX.. 36

1.2.2 LES SUBSTANCES « PRIORITAIRES » ET « DANGEREUSES PRIORITAIRES » 37

1.2.3 LES NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALES (NQE) 41

1 Contexte réglementaire

1.1 Bref historique des textes réglementaires

C'est au congrès international de l'hygiène de Vienne, en 1888, que les eaux de ruissellement ont été reconnues comme étant polluées et ayant un effet néfaste pour l'environnement aquatique. Cependant, cet état de faits n'a été pris en compte que bien plus tard, lorsque la densification de l'urbanisation, et plus précisément l'imperméabilisation croissante des surfaces urbaines, a engendré des flux de plus en plus importants vers le milieu naturel. Malgré la construction d'un nombre conséquent de stations de traitement des eaux usées en sortie des réseaux d'assainissement, l'état des cours d'eau n'atteignaient pas les objectifs recherchés en matière de qualité. Les cercles scientifiques et techniques ont alors pris conscience de l'impact négatif des eaux pluviales sur le milieu récepteur.

Cette prise de conscience a alors conduit les Etats à aller vers une protection de plus en plus poussée du milieu récepteur, notamment des eaux de surface et souterraines. Des textes de loi, tant européens que nationaux, vont dans ce sens depuis plusieurs dizaines d'années maintenant.

1.1.1 Les textes européens

Le premier texte européen visant à la protection des milieux aquatiques continentaux est la Directive 76/464/CEE [*CEE, 1976*]. Celle-ci vise à protéger « le milieu aquatique contre les rejets de substances dangereuses ». C'est le premier texte qui fixe des limites pour le rejet de substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique. Ces substances sont listées dans cette directive, et sont classées en deux catégories : les substances dangereuses dont la pollution doit impérativement être éliminée, et les substances dont la pollution doit être réduite. Elle détermine également les modalités d'obtention des autorisations de rejets.

L'année 1991 fut particulièrement prolifique en matière de directives européenne visant la protection des milieux récepteurs. La première directive à être adoptée fut la Directive 91/271/CEE, du 21 mai 1991, aussi appelée la « Directive Assainissement » ou « Directive ERU » [*CEE, 1991a*]. Ce texte européen concerne essentiellement les Eaux Résiduaires Urbaines (ERU). Il impose aux Etats membres de collecter et de traiter les eaux usées de toutes les agglomérations, à plus ou moins long terme suivant leur taille. Elle vise également à harmoniser les mesures relatives au traitement des eaux résiduaires urbaines au niveau communautaire.

La Directive 91/676/CEE du 12 décembre 1991 concerne quant à elle la protection des eaux par les nitrates issus des exploitations agricoles [*CEE, 1991b*]. Elle a pour but d'identifier les masses d'eau polluées, de désigner les zones vulnérables, d'établir un guide de bonnes pratiques agricoles et d'élaborer des programmes d'action auprès du corps agricole.

La directive européenne suivante est la Directive 2000/60/CE, aussi appelée la « Directive Cadre sur l'Eau » ou « DCE » [*CE, 2000*]. Elle vise à définir une politique communautaire de gestion et de protection des eaux. Elle sera présentée de façon plus détaillée ci-après, de façon à connaître plus précisément ses implications quant à la gestion des rejets pluviaux stricts. Diverses corrections et apports complémentaires ont été ajoutés, notamment avec la Directive 2455/2001/CE [*CE, 2001*] qui

établit la liste des substances prioritaires, la Directive 2006/118/CE [*CE, 2006*] qui vise la protection des eaux souterraines, la Directive 2008/105/CE [*CE, 2008*] qui fixe les normes de qualité environnementales pour les différentes substances prioritaires, la Directive 2009/90/CE [*CE, 2009*] qui se penche sur les techniques d'analyses et la Directive 2013/39/UE [*UE, 2013*] qui introduit 12 nouvelles substances prioritaires à la liste précédemment établie.

1.1.2 Les textes français

La première loi sur l'eau française date de 1964. Il s'agit de la loi 64-1245 du 16 décembre 1964 [*RF, 1964*]. Elle a posé les bases d'une gestion de l'eau décentralisée en France. Elle fixe des objectifs de qualité par cours d'eau dans chaque département et créé les six Agences de l'Eau (organe exécutif) et les six Comités de Bassin (organe consultatif). Elle met également en place un dispositif de redevances payées par les usagers.

La loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 [*RF, 1992*] dite "Loi sur l'eau" permet à l'eau d'être reconnue comme « patrimoine commun de la Nation ». Cette loi fixe des objectifs de qualité par cours d'eau dans chaque département. C'est la mise en place des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) et des Schémas Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), qui sont des documents de planification de la gestion des eaux, tant au niveau départemental qu'au niveau local.

La loi n°2004-338 du 21 avril 2004 [*RF, 2004*] établit que la Directive Cadre sur l'Eau est applicable sur le territoire français et modifie donc de ce fait le code de l'Environnement.

La dernière loi sur l'eau en date est la loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatique, aussi appelée LEMA [*RF, 2006*]. Elle transpose dans le droit français la Directive Cadre sur l'Eau, tel que montré dans la Figure 1-1. Elle rénove le cadre global des lois du 16 décembre 1964 et du 3 janvier 1992. Elle conforte plusieurs outils existants dans le but d'atteindre les objectifs fixés par la DCE d'ici à 2015. Elle poursuit notamment comme objectif la gestion équilibrée et durable de la ressource en eau. Cette loi apporte également deux avancées importantes :

- ✓ la reconnaissance du droit à l'eau pour tous
- ✓ la prise en compte du changement climatique dans la gestion des ressources

Elle donne également aux collectivités territoriales les moyens d'adapter les services publics d'assainissement par rapport aux nouveaux enjeux en matière d'environnement, notamment les enjeux définis par la Directive Cadre sur l'Eau. La Figure 1-1 résume les différents textes européens et les textes français qui en découlent.

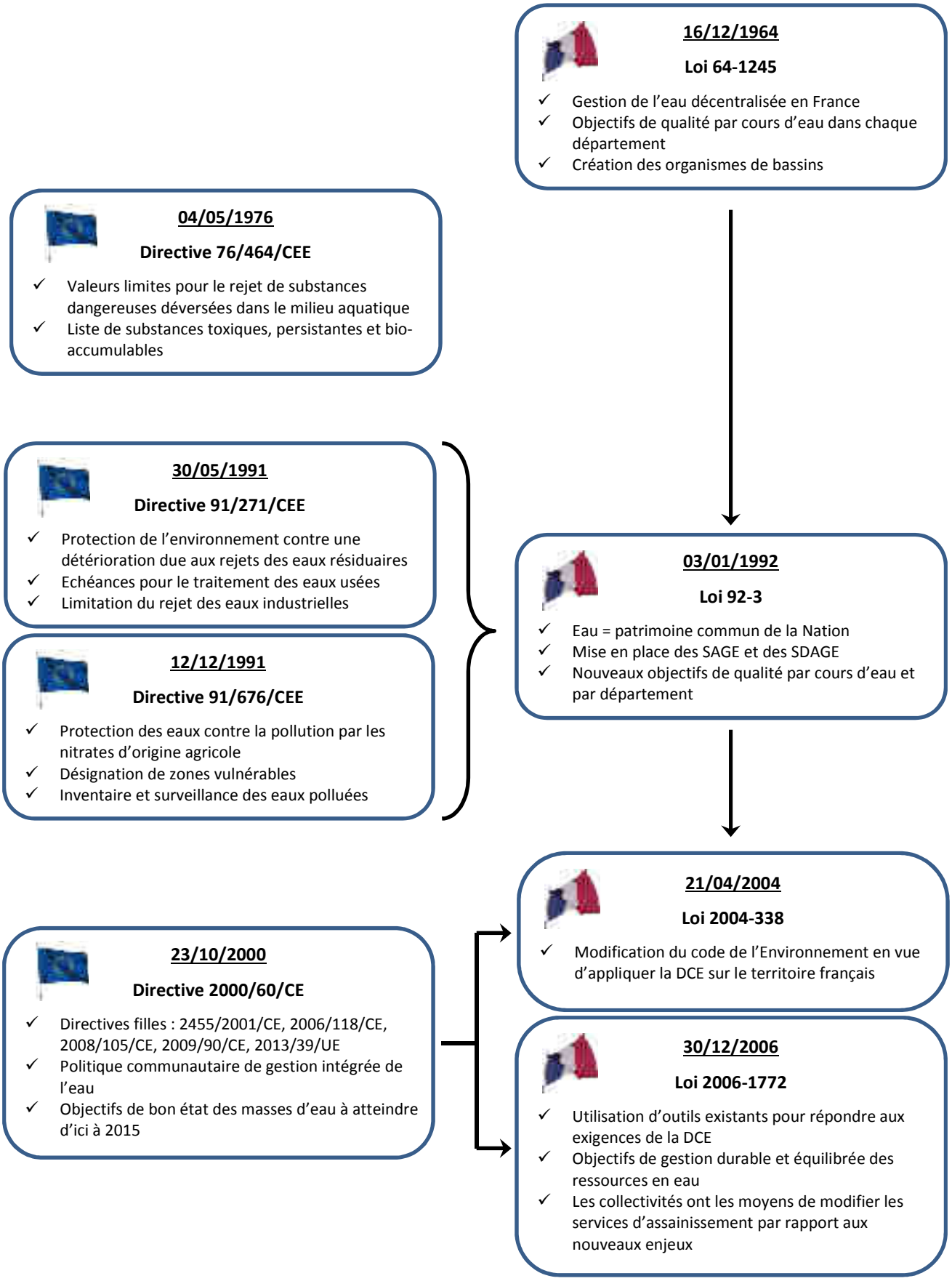


Figure 1-1. Evolution des textes français et européens pour la protection du milieu naturel

1.1.3 Les textes concernant la qualité des rejets pluviaux stricts

Les rejets strictement pluviaux qui se déversent directement dans le milieu récepteur sans traitement préalable ont un impact négatif qu'il convient de limiter, voire de supprimer, si l'on cherche à protéger le milieu naturel.

La protection du milieu récepteur passe par la diminution des rejets strictement pluviaux. Cependant, si tous les textes présentés précédemment cherchent à aller dans ce sens, aucun d'entre eux ne discute des concentrations en polluants des rejets strictement pluviaux. Les actions à entreprendre pour protéger le milieu naturel sont déterminées par les objectifs à atteindre en matière de qualité de celui-ci, sans pour autant que ces actions ne soient détaillées. Les collectivités territoriales ont alors toute latitude pour atteindre les objectifs fixés par la Directive Cadre sur l'Eau.

Cela passera alors par une diminution des concentrations des rejets strictement pluviaux, mais aussi par un contrôle des flux déversés au niveau des déversoirs d'orage ou par un traitement avant que ces deux types de rejets n'atteignent le milieu récepteur.

Si les collectivités ne souhaitent pas avoir de pénalités concernant la qualité de leurs masses d'eau, il leur est indispensable d'agir le plus à l'amont possible (réduction des émissions à la source, traitement local avant transfert vers le réseau d'assainissement, traitement avant rejets au milieu récepteur, etc…). Les différents modes de gestion possibles seront détaillés dans le Chapitre 3, de façon à montrer leurs implications et leurs limites.

1.2 La Directive Cadre sur l'Eau

Cette directive vise à donner une cohérence à l'ensemble de la législation des Etats membres de l'Union Européenne, notamment pour permettre une gestion harmonieuse des cours d'eau traversant plusieurs pays. Elle vise à préserver sur le long terme les milieux aquatiques par grand bassin hydrographique européen, en travaillant de façon durable.

Le but ultime de cette directive est de protéger le milieu marin. Pour y parvenir, il est nécessaire de limiter les rejets de substances ayant un effet néfaste sur cet environnement et provenant d'émissions continentales. L'article 16 de la DCE spécifie qu'il s'agit de prendre des mesures « *contre la pollution de l'eau par certains polluants ou groupes de polluants présentant un risque significatif pour ou via l'environnement aquatique, notamment des risques auxquels sont exposées les eaux utilisées pour le captage d'eau potable* ». Cet objectif doit être atteint dans les quinze ans qui suivent l'adoption de ces mesures.

Pour ce faire, les Etats Membres de l'Union Européenne doivent remettre quatre documents particuliers tous les six ans :

- ✓ L'état des lieux : ce document permet d'identifier les problématiques à traiter, ainsi que leur état de priorité
- ✓ Le plan de gestion : ce document fixe les objectifs environnementaux à atteindre pour les différentes masses d'eau concernées ; en France, il correspond au Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE)
- ✓ Le programme de mesures : ce document définit les actions qui vont permettre d'atteindre les objectifs définis dans le « plan de gestion »
- ✓ Le programme de surveillance : ce document assure le suivi de l'atteinte des objectifs fixés dans le « plan de gestion »

La première échéance de ce programme global se situe en 2015. Il est possible de reporter à deux reprises cette échéance, soit en 2021, soit au plus tard en 2027, date à laquelle tous les objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau devront être atteints. Pour aller dans ce sens, la France a adopté la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) le 30 décembre 2006 [*RF, 2006*].

L'étude présentée dans ce mémoire s'inscrit dans ce programme de la Directive Cadre sur l'Eau, puisque le cours d'eau concerné, l'Ostwaldergraben, est pour l'heure actuelle classé parmi les cours d'eau en mauvais état, pour lesquels les objectifs de « bon état » ne seront atteints qu'en 2027 (cf. Chapitre 4.1.2).

1.2.1 Les enjeux

La Directive Cadre sur l'Eau impose aux Etats plusieurs objectifs environnementaux à des échéances arrivant bientôt à terme :

- ✓ Atteindre le bon état des masses d'eau d'ici à 2015 : il s'agit d'un objectif de quantité (pour les eaux souterraines) et de qualité (pour les eaux souterraines et de surface) qui spécifie qu'aucune masse d'eau ne doit se dégrader et, qu'au plus tard en 2015, toutes les masses d'eau naturelles doivent atteindre le bon état (à la fois chimique et écologique),

- ✓ Assurer la continuité écologique : en France, au cours du XX^{ème} siècle, l'objectif principal a été de protéger les habitations et les biens matériels contre les inondations, ayant pour conséquence la canalisation de nombreux cours d'eau, mais aussi la mise en place de nouveaux tracés du linéaire des rivières ou des fleuves ; les travaux importants impliqués par ces mesures ont détruit les zones inondables sur les berges des différents cours d'eau, éliminant par la même occasion les habitats d'un grand nombre d'espèces ; cet objectif environnemental vise à inverser cet état de fait et à reconstituer au mieux la continuité écologique sur tout le linéaire des cours d'eau,

- ✓ Préserver l'existant : il s'agit maintenant d'inverser la tendance du contrôle de l'Homme sur son milieu, et préserver les zones naturelles existantes des atteintes extérieures,

- ✓ Supprimer les rejets de substances « dangereuses prioritaires » et réduire ceux des substances « prioritaires » : il s'agit de réduire ou de supprimer progressivement les rejets, les émissions et les pertes de 45 substances ou familles de substances toxiques prioritaires présentes dans les eaux de surface; dans les eaux souterraines, il s'agit de prévenir ou de limiter l'introduction de polluants et de mettre en œuvre toutes les mesures nécessaires pour inverser toute tendance à la hausse, et ce de façon significative et durable.

Comme précisé précédemment, la Directive Cadre sur l'Eau impose aux Etats Membres de rédiger plusieurs documents spécifiques pour justifier de l'avancement. Les échéances arrivant bientôt à terme, il est nécessaire pour la France de travailler dans cette perspective afin d'atteindre à temps les objectifs fixés par la DCE. Cependant, les SDAGE des différents districts hydrographiques mettent en évidence dans leur état des Lieux que le bon état de la totalité des masses d'eau française ne pourra pas être atteint d'ici à 2015, tel que montré au Tableau 1-1. Il est donc nécessaire d'accentuer encore les efforts pour respecter les échéances de la DCE et atteindre les objectifs fixés.

Tableau 1-1. Perspectives de résultats pour les masses d'eau françaises (de surface et souterraines), d'après les SDAGE des 6 Agences de l'Eau françaises

Agence de l'Eau	Bon état 2015 (%)	Report 2021 (%)	Report 2027 (%)	Moins strict (%)
Adour Garonne	58,5	27,5	13,9	0,1
Artois Picardie	44,9	19,4	35,7	0
Loire Bretagne	70,4	14,2	15,3	0,1
Rhin Meuse	31,6	8,4	59,8	0,2
Rhône Méditerranée Corse	81,8	15,5	2,2	0,5
Seine Normandie	49,0	39,2	11,8	0

Le « bon état » des masses d'eau implique d'atteindre un bon état à la fois écologique et chimique. Il s'agit de préciser ce que sont ces deux états :

- ✓ Le bon état écologique est « *l'état d'une masse d'eau de surface, classé conformément à l'annexe V* », c'est-à-dire respectant un certain nombre de critères tels que des paramètres chimiques, physiques, hydromorphologique, biologique, etc…
- ✓ Le bon état chimique est « *l'état chimique atteint par une masse d'eau de surface dans laquelle les concentrations de polluants ne dépassent pas les normes de qualité environnementale* ».

Comme précisé précédemment, un des moyens de parvenir à ces objectifs est de réduire les apports de polluants, notamment par les rejets strictement pluviaux, mais aussi en diminuant les surverses de déversoir d'orage au maximum ou en traitant un maximum des effluents parvenant au milieu récepteur. C'est donc la Directive Cadre sur l'Eau, et les menaces de fortes amendes qu'elle apporte avec elle, qui pousse les collectivités à prendre conscience de l'impact de leurs rejets dans le milieu naturel et à agir en conséquence.

1.2.2 Les substances « prioritaires » et « dangereuses prioritaires »

La Directive Cadre sur l'Eau définit dans son Annexe X une liste de substances entrant dans la catégorie de « polluant présentant un risque significatif pour l'environnement ». Cette liste, réévaluée dans l'Annexe II de la Directive 2008/105/CE [*CE, 2008*], comporte 33 substances, dont 10 pesticides, 4 métaux et 19 substances organiques. Parmi ces composés se trouvent des substances considérées comme étant « dangereuses prioritaires», auxquelles il convient d'accorder une attention toute particulière. De plus, 8 substances de la Directive 76/464/CEE pourront être soumises à révision selon leur évaluation de dangerosité, et de ce fait être ajoutées à la liste des 33 substances de la DCE.

Il est nécessaire de réduire, voire de supprimer totalement les rejets des substances listées dans ces directives. Il s'agit aussi de fixer des Normes de Qualité Environnementales pour toutes ces substances, de façon à protéger les écosystèmes aquatiques.

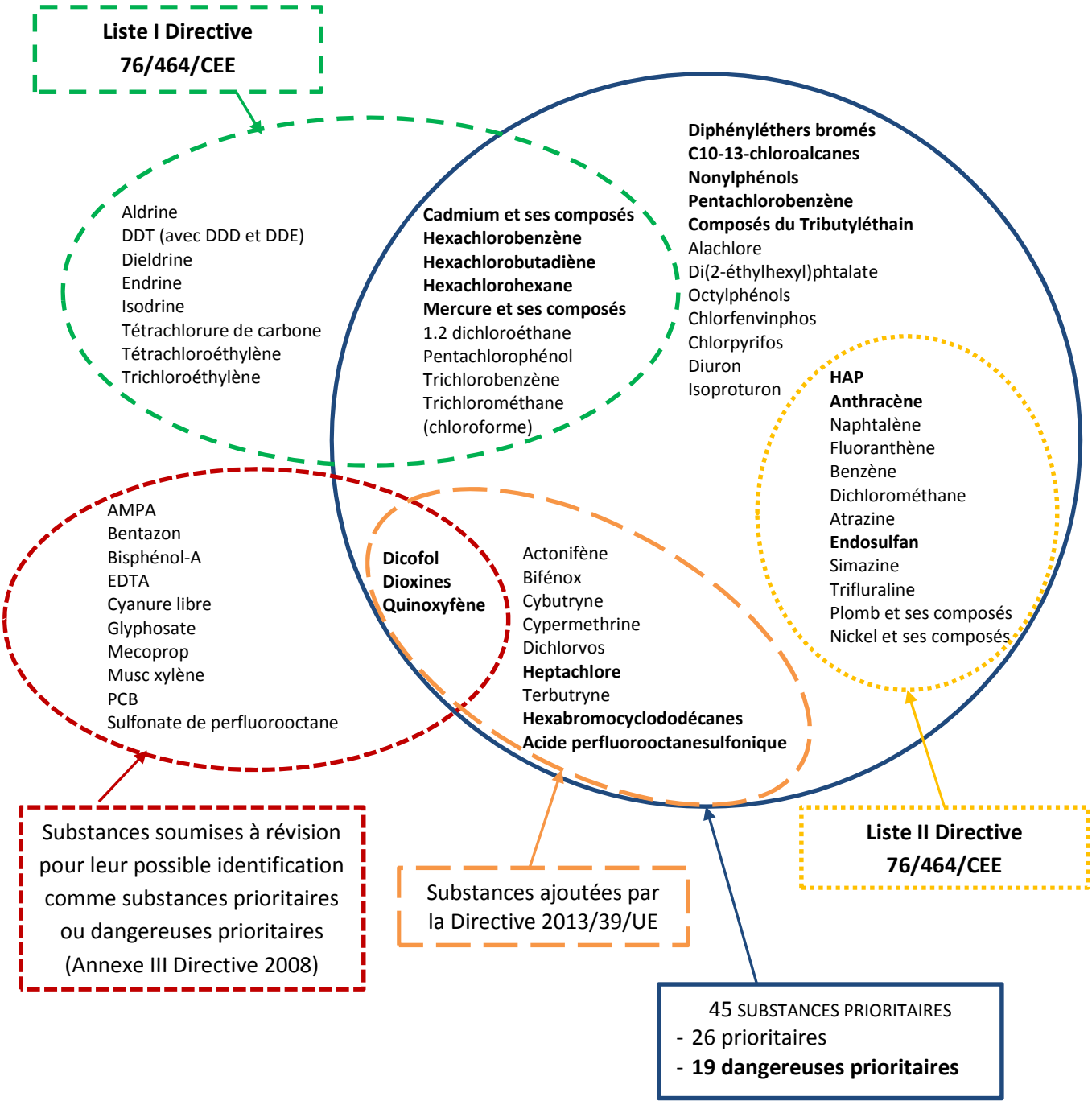
Cette liste de substances a été élaborée à partir des deux listes de la Directive 76/464/CE, auxquelles s'est ajouté un certain nombre de molécules ayant été classifiées comme étant nocives pour l'environnement, notamment à cause de leurs propriétés de bioaccumulation, de persistance dans l'environnement et de leur nocivité.

Cette liste de substances a été établie en 2001, selon la Décision 2455/2001/CE [*CE, 2001*], qui fera alors office d'Annexe X de la Directive Cadre sur l'Eau. Parmi ces 33 substances, 20 d'entre elles ont été définies comme étant des substances « prioritaires », tandis que 13 d'entre elles ont été définies comme étant « dangereuses prioritaires », avec possibilité de révision de certains substances pour être classées comme étant « dangereuses prioritaires », tel que montré dans la Figure 1-2. Cette liste a été révisée en 2013, avec la Directive 2013/39/UE [*UE, 2013*], qui ajoute 12 substances à la liste précédemment établie.

Cette liste comprend les substances suivantes (Tableau 1-2) :

Tableau 1-2. Liste des 45 substances de la Directive Cadre sur l'Eau

22 substances organiques	10 pesticides	4 métaux
Acide perfluorooctanesulfonique et ses dérivés	Aclonifène	Cadmium et ses composés
Anthracène	Alachlore	Mercure et ses composés
Benzène	Atrazine	Nickel et ses composés
Chloroalcanes	Bifénox	Plomb et ses composés
Composés du Tributylétain (TBT)	Chlorfenvinphos	
Di(2-éthylhexyl)phtalate (DEHP)	Chlorpyrifos	
1,2-dichloroéthane	Cybutryne	
Dichlorométhane	Cypermetrine	
Dioxines et composés de type dioxine	Dichlorvos	
Diphényléthers bromés	Dicofol	
Fluoranthène	Diuron	
Hexabromocyclododécanes	Endosulfan	
Hydrocarbures aromatiques polycycliques	Heptachlore	
Hexachlorobenzène	Isoproturon	
Hexachlorobutadiène	Pentachlorophénol	
Hexachlorocyclohexane	Quinoxyfène	
Naphtalène	Simazine	
Nonylphénols	Terbutryne	
Octylphénols	Trifluraline	
Pentachlorobenzène		
Trichlorobenzène		
Trichlorométhane		



En gras, les substances dangereuses prioritaires

Figure 1-2. Schéma récapitulant la liste des substances prioritaires selon la DCE et des substances soumises à révision (d'après CE [2001], CE [2008] et UE [*2013*])

La figure précédente montre cinq catégories de substances :

- ✓ 26 substances « prioritaires » : il s'agit de substances présentant un risque significatif pour ou via l'environnement aquatique, pour lesquelles les objectifs sont de réduire progressivement les rejets, les émissions et les pertes dans un délai de 20 ans
- ✓ 19 substances « dangereuses prioritaires » : ce sont des substances ou groupes de substances qui sont toxiques, persistantes et bio-accumulables, pour lesquelles les objectifs sont d'arrêter ou de supprimer progressivement les rejets et les pertes dans un délai de 20 ans
- ✓ 8 substances de la liste I de la Directive 76/464/CEE : il s'agit de substances ne figurant pas dans la DCE mais étant tout de même soumises à contrôle
- ✓ 13 substances soumises à révision : il s'agit de substances pouvant potentiellement être considérées comme des substances « prioritaires » ou des substances « dangereuses prioritaires » après examen de leurs caractéristiques concernant leur éventuelle persistance, toxicité ou possibilité de bioaccumulation
- ✓ 12 substances ajoutées par la Directive 2013/39/UE : ces substances, dont certaines faisaient partie des substances soumises à révision, ont été ajoutées à la liste des substances « prioritaires » ou « dangereuses prioritaires » ; tous les deux ans, cette liste sera désormais soumise à modification

Ainsi, la liste des substances soumises à une surveillance poussée s'accroît régulièrement, afin de protéger au mieux les milieux récepteurs. Cependant, ces évolutions constantes de la législation posent problème aux collectivités, qui sont régulièrement obligées de réadapter leur programme d'amélioration des masses d'eau.

1.2.3 Les Normes de Qualité Environnementales (NQE)

Toujours dans le but de protéger l'environnement aquatique, la Directive Cadre sur l'Eau prévoit, dans son article 16, l'établissement de Normes de Qualité Environnementale (NQE) à atteindre pour les différentes substances « prioritaires » ou « dangereuses prioritaires », ainsi que pour quelques autres substances. C'est la Directive 2008/105/CE [*CE, 2008*] qui a abouti à la mise en place de ces Normes de Qualité Environnementale.

La méthodologie pour définir les Normes de Qualité Environnementale n'est pas clairement définie dans la Directive Cadre sur l'Eau. Cela conduit à des interprétations différentes suivant les différents Etats membres pour l'élaboration des NQE nationales. La méthodologie s'appuie sur les objectifs de protection des organismes aquatiques et de la santé humaine, notamment par extrapolation des données d'écotoxicité à l'aide d'une méthode statistique [*Commission Européenne, 2011; INERIS, 2011*]. Cela amène à la détermination de valeurs seuils qui ne sont pas toujours réalistes, puisque parfois très en deçà des limites de quantification disponibles avec les moyens analytiques actuels.

Par ailleurs, d'ici 2018, les Etats membres ont des obligations de résultats quant à la réduction du niveau des émissions, rejets ou pertes des substances listées. En effet, une commission sera chargée d'évaluer l'avancement des Etats membres vers les objectifs qualitatifs visés.

Les Normes de Qualité Environnementale à atteindre sont différentes suivant si l'on considère les eaux de surface intérieures ou les autres types d'eaux de surface. De plus, les valeurs limites sont exprimées tant en concentration moyenne annuelle qu'en concentration maximale admissible (Tableau 1-3).

Tableau 1-3. NQE fixées par la Directive 2008/105/CE pour les eaux de surface intérieures (en µg/L) [*CE, 2008*]

N°	Nom de la substance	Subst. dangereuse prioritaire	NQE (concentration moyenne annuelle)	NQE (concentration maximale admissible)
(1)	Alachlore		0,3	0,7
(2)	Anthracène	X	0,1	0,4
(3)	Atrazine		0,6	2,0
(4)	Benzène		10	50
(5)	Diphényléthers bromés	X	0,0005	Sans objet
(6)	Cadmium et ses composés	X	≤ 0,08 (classe 1)	≤ 0,45 (classe 1)
	(suivant les classes de dureté de l'eau)		0,08 (classe 2)	0,45 (classe 2)
			0,09 (classe 3)	0,6 (classe 3)
			0,15 (classe 4)	0,9 (classe 4)
			0,25 (classe 5)	1,5 (classe 5)
(6bis)	Tétrachlorure de carbone		12	Sans objet
(7)	Chloroalcanes C10-13	X	0,4	1,4
(8)	Chlorfenvinphos		0,1	0,3
(9)	Chlorpyrifos		0,03	0,1
(9bis)	Pesticides cyclodiènes			Sans objet
	Aldrine			
	Dieldrine		∑=0,01	
	Endrine			
	Isodrine			
(9ter)	DDT total		0,025	Sans objet
	Para-para-DDT		0,01	Sans objet
(10)	1,2-Dichloroéthane		10	Sans objet
(11)	Dichlorométhane		20	Sans objet
(12)	Di (2-éthylhexyl) phtalate (DEHP)		1,3	Sans objet
(13)	Diuron		0,2	1,8
(14)	Endosulfan	X	0,005	0,01
(15)	Fluoranthène		0,1	1
(16)	Hexachlorobenzène	X	0,01	0,05
(17)	Hexachlorobutadiène	X	0,1	0,6
(18)	Hexachlorocyclohexane	X	0,02	0,04
(19)	Isoproturon		0,3	1,0
(20)	Plomb et ses composés		7,2	Sans objet
(21)	Mercure et ses composés	X	0,05	0,07
(22)	Naphtalène		2,4	Sans objet
(23)	Nickel et ses composés		20	Sans objet
(24)	Nonylohénol (4-nonylphénol)	X	0,3	2,0
(25)	Octylphénol		0,1	Sans objet
(26)	Pentachlorobenzène	X	0,007	Sans objet
(27)	Pentachlorophénol		0,4	1
(28)	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	X		Sans objet
	Benzo(a)pyrène	X	0,05	0,1
	Benzo(b)fluoranthène	X	∑=0,03	Sans objet
	Benzo(k)fluoranthène	X		
	Benzo(g,h,i)perylène	X	∑=0,002	Sans objet
	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	X		
(29)	Simazine	X	1	4
(29bis)	Tétrachloroéthylène		10	Sans objet
(29ter)	Trichloroéthylène		10	Sans objet
(30)	Composés du tributylétain (Tributylétain-cation)	X	0,0002	0,0015
(31)	Trichlorobenzènes		0,4	Sans objet
(32)	Trichlorométhane		2,5	Sans objet
(33)	Trifluraline		0,03	Sans objet

SYNTHESE – LE CONTEXTE REGLEMENTAIRE

Depuis 1976 et la Directive 76/464/CEE, plusieurs textes européens se sont penchés sur la protection des milieux aquatiques vis-à-vis des substances émises par l'Homme. Ces différentes directives ont abouti en 2000 à la rédaction de la Directive 2000/60/CE, aussi appelée Directive Cadre sur l'Eau (DCE), qui établit une politique communautaire de gestion et de protection des eaux.

Afin de donner un cadre national à ces différentes directives, un certain nombre de lois a été mis en place en France, la dernière en date étant la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) en 2006. Elle donne les moyens aux collectivités locales de faire le nécessaire pour atteindre et respecter les objectifs définis par la DCE.

Ces objectifs sont les suivants : atteindre le bon état des masses d'eau, tant d'un point de vue chimique qu'écologique, reconstituer la continuité écologique, mise à mal pendant les dernières décennies, préserver l'existant, notamment les zones encore à l'état naturel et supprimer ou limiter les rejets d'un certain nombre de substances. La première échéance arrivera bientôt à terme, à savoir en 2015. Cependant, s'ils ne peuvent pas être atteints pour un nombre limité de cas, il est possible d'obtenir des dérogations et de reporter les échéances à 2021 ou 2027.

Ces substances sont des substances qualifiées de « prioritaires » ou de « dangereuses prioritaires » et comprennent : 19 pesticides, 4 métaux et 22 substances organiques. Ces 45 substances sont donc contrôlées et leur rejet limité afin de protéger l'environnement aquatique des nuisances qu'elles engendrent. Cette liste est désormais soumise à révision tous les deux ans afin de la compléter.

Ce travail de thèse s'inscrit dans cette dynamique : la Communauté Urbaine de Strasbourg, en vue d'atteindre le bon état de l'Ostwaldergraben, un petit cours d'eau urbain, cherche à limiter les apports en polluants issus des rejets urbains de temps de pluie et à entreprendre la renaturation complète de ce cours d'eau.

CHAPITRE 2.

POLLUTIONS DES RUTP, SOURCES ET IMPACTS SUR LE MILIEU NATUREL

2 LES POLLUTIONS DES REJETS STRICTEMENT PLUVIEUX, LEURS SOURCES ET LEURS IMPACTS SUR LE MILIEU RECEPTEUR 47

2.1 CARACTERISATION DES REJETS STRICTEMENT PLUVIAUX 47

2.1.1 LES DIFFERENTES SOURCES DE POLLUTION DES EAUX DE RUISSELLEMENT EN ZONE URBANISEE 47

2.1.1.1 POLLUTION ISSUE DES EAUX METEORIQUES ET DE LA TRAVERSEE DE L'ATMOSPHERE 48

2.1.1.2 POLLUTION ISSUE DU RUISSELLEMENT DE TOITURES 51

2.1.1.3 LES EAUX DE RUISSELLEMENT SUR LES VOIRIES ET SURFACES URBAINES 53

2.1.1.4 LES APPORTS DU RESEAU SEPARATIF PLUVIAL 56

2.1.2 REPARTITION DES POLLUANTS EN PHASE DISSOUTE OU PARTICULAIRE 58

2.1.3 VARIABILITE DES CONCENTRATIONS EN POLLUANTS 62

2.1.3.1 AU COURS D'UN EVENEMENT PLUVIEUX 62

2.1.3.2 ENTRE DIFFERENTS EVENEMENTS PLUVIEUX 63

2.1.3.3 VARIABILITE SPATIALE 64

2.2 CONCENTRATIONS EN POLLUANTS DES EAUX DE RUISSELLEMENT 66

2.2.1 PARAMETRES USUELS 67

2.2.1.1 LES MATIERES EN SUSPENSION 67

2.2.1.2 LA POLLUTION CARBONEE 69

2.2.1.3 LES NUTRIMENTS 71

2.2.2 LES ELEMENTS TRACE 74

2.2.2.1 LES MICROPOLLUANTS METALLIQUES 74

2.2.2.2 LES HYDROCARBURES 76

2.2.2.3 LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES 78

2.3 IMPACTS SUR LE MILIEU AQUATIQUE 81

2.3.1 SPECIFICITE DES REJETS DES RESEAUX SEPARATIFS PLUVIAUX STRICTS 81

2.3.2 LES DIFFERENTS TYPES D'IMPACTS 81

2.3.2.1 LES IMPACTS PHYSIQUES 82

2.3.2.2 LA POLLUTION VISUELLE 82

2.3.2.3 LA DESOXYGENATION 82

2.3.2.4 L'HYPER-EUTROPHISATION 83

2.3.2.5 LA POLLUTION PAR LES MICROPOLLUANTS 83

2 Les pollutions des rejets strictement pluvieux, leurs sources et leurs impacts sur le milieu récepteur

La dénomination de « Rejets Urbains par Temps de Pluie » (RUTP) regroupe tous les rejets se produisant par temps de pluie à l'interface du système d'assainissement d'une agglomération urbaine et du milieu récepteur. Cela comprend [*Chebbo et al., 1995; Chocat et al., 2007*] :

- ✓ Les rejets à l'extérieur des collecteurs strictement pluviaux (réseaux d'assainissement séparatifs)
- ✓ Les surverses de collecteurs unitaires (déversoirs d'orage, by-pass de stations d'épuration)
- ✓ Les rejets à l'aval des stations d'épuration par temps de pluie

Dans le cas de cette étude, on s'intéresse uniquement aux rejets strictement pluviaux provenant de rejets pluviaux séparatifs stricts. Les autres composantes des Rejets Urbains de Temps de Pluie ne rentrent donc pas dans le cadre de l'étude présentée dans ce mémoire.

2.1 Caractérisation des rejets strictement pluviaux

Les rejets strictement pluviaux sont pollués par différentes sources, anthropiques pour la plupart. Il s'agit, dans cette partie, d'identifier les causes de pollution des rejets strictement pluviaux et de connaître les contributions de chacune à la qualité de l'effluent final. Cela permettra par la suite de caractériser les polluants présents dans les rejets et ainsi de discuter de leur potentiel de traitement.

2.1.1 Les différentes sources de pollution des eaux de ruissellement en zone urbanisée

La composition des eaux de ruissellement en zone urbaine est liée à différents phénomènes :

- ✓ La qualité de l'eau de pluie en elle-même
- ✓ La traversée de l'atmosphère (état de la couche atmosphérique en polluants)
- ✓ Le ruissellement sur le bassin versant (lessivage des dépôts de temps sec et retombées sèches accumulées sur les bassins versants, érosion des matériaux urbains, lessivage des voiries et des différents sols)
- ✓ L'écoulement en réseau d'assainissement séparatif pluvial (remise en suspension des polluants présents dans les réseaux d'assainissement)

2.1.1.1 Pollution issue des eaux météoriques et de la traversée de l'atmosphère

Le lessivage de l'atmosphère est donc à l'origine du taux de pollution des précipitations avant même que celles-ci n'atteignent le sol, également appelées « retombées atmosphériques humides ». D'après Tassin & Chebbo [*2000*], 15 à 25% de la pollution des eaux de ruissellement est due à la pollution de l'eau de pluie avant que celle-ci ne touche le sol, cette proportion étant variable suivant les polluants considérés.

En effet, pour pouvoir se former, les gouttes de pluie ont besoin d'un noyau de condensation autour duquel la vapeur d'eau va pouvoir se condenser. Avant l'industrialisation croissante des dernières décennies, le noyau de condensation pouvait être du pollen, des poussières issues d'incendies, des poussières volcaniques, etc…

Cependant, à ce jour, la majorité des poussières atmosphériques est d'origine anthropique (Le Roch, cité dans [*Colandini, 1997*]). Elles sont issues notamment des rejets des industries, des combustions, de la circulation automobile (pots d'échappement, abrasion des pneumatiques et des plaquettes de frein entraînant des particules directement dans l'atmosphère), ou du chauffage individuel ou collectif par exemple. Elles vont soit servir de noyau de condensation aux gouttes de pluie, soit se fixer sur les gouttelettes, flocons ou grêlons lorsqu'elles entrent en contact avec eux et rejoindre alors le sol.

Les gaz dissous dans l'atmosphère peuvent également se solubiliser dans les gouttes de pluie et contribuer également à la pollution atmosphérique. Tous ces polluants jouent un rôle important dans la pollution des rejets strictement pluviaux. En effet, la vapeur d'eau atmosphérique se condense maintenant sur ces particules polluantes [*Chocat et al., 2007*]. Ainsi, la pollution atmosphérique sera très dépendante des conditions locales [*Gromaire, 1998*]. Elle va dépendre :

- ✓ des sources locales de pollution atmosphériques
- ✓ de la topographie du site (vallée encaissée ou plaine aérée)
- ✓ des conditions météorologiques (importance et direction du vent, fréquence des précipitations, etc…)

Les « retombées atmosphériques humides » ne sont pas les seules sources de pollution de l'atmosphère ayant un impact sur la qualité des rejets strictement pluviaux. En effet, les « retombées atmosphériques sèches » ont également une grande influence. Il s'agit des mêmes poussières atmosphériques que celles décrites précédemment (poussières issues de l'industrie, de la circulation automobile, du chauffage individuel ou collectif, etc…), à la différence près que celles-ci retombent sur les surfaces urbaines sous forme de poussières sèches.

Plusieurs facteurs influencent le dépôt de ces particules :

- ✓ Nature des particules
  - Type de source émettrice,
  - Taille des particules,
  - Composition des particules,
  - Masse volumique,
  - Etc…
- ✓ Conditions extérieures
  - Conditions météorologiques (température, vent, etc…)
  - Nature des milieux récepteurs (surface imperméable, eau, etc…)

Lors du ruissellement de l'eau de pluie, que ce soit sur les toitures, les cours pavées ou les voiries, les retombées atmosphériques sèches sont interceptées par l'eau et contribuent donc ainsi à l'impact négatif sur le milieu récepteur lorsque les rejets pluviaux stricts rejoignent celui-ci.

Il est possible de citer les résultats de Becouze-Lareure [*2010*], qui a comparé les flux de polluants recueillis dans les eaux météoriques de deux bassins versants aux caractéristiques différentes, bien que situés dans l'agglomération lyonnaise tous les deux :

- ✓ Chassieu : bassin versant de type industriel, avec un réseau séparatif
- ✓ Ecully : bassin versant de type résidentiel, avec un réseau unitaire.

Les résultats décrits dans le Tableau 2-1 montrent que les concentrations en polluants provenant des eaux météoriques sont différentes suivant le type de bassin versant considéré. De manière globale, les concentrations en métaux sont plus élevées dans les eaux météoriques du bassin versant d'Ecully. Pour les teneurs en produits phytosanitaires, il n'y a pas de tendance propre qui se dégage. L'auteur conclut que cela dépend très certainement de leur utilisation.

Il est également important de retenir que les substances présentes dans les eaux de pluie peuvent influencer le pH de celle-ci (un pH inférieur à 4,5 peut être atteint [*Tassin&Chebbo, 2000*]). Ceci aura pour effet, lors du ruissellement sur les toitures ou des gouttières, d'entraîner une plus grande quantité de métaux qui auront alors un impact négatif sur le milieu naturel récepteur en fin de transfert des rejets pluviaux stricts.

Tableau 2-1. Flux totaux de polluants apportés par les eaux météoriques par surface active (d'après Becouze-Lareure [*2010*])

	Ecully (concentration max en mg/ha actif)	Chassieu (concentration max en mg/ha actif)
Cd	24	6
Cu	17 988	2 754
Mn	6 005	1 479
Ni	1 467	245
Al	303 721	51441
Fe	252 537	57 486
Pb	3 327	596
Ti	8 872	2 464
Cr	780	118
Zn	39 553	16 852
Alachlore	<	1 830
Atrazine	2 017	431
Chlorfenvinphos	10	3
Diuron	<	1 176
Isoproturon	711	1 451
Simazine	478	509
pp DDT	4 707	7 741

< : inférieur à la limite de détection

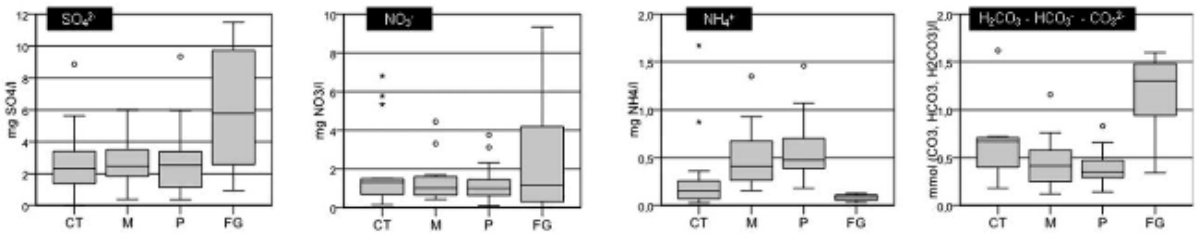
2.1.1.2 Pollution issue du ruissellement de toitures

Comme précisé précédemment, les retombées atmosphériques sèches peuvent se déposer sur les voiries ou les surfaces urbaines diverses. Elles peuvent également se déposer sur les toitures, et contribuer, lors de leur entraînement par les eaux de ruissellement des toitures, à polluer les eaux pluviales strictes.

Par ailleurs, les toitures peuvent également jouer un autre rôle dans la pollution des eaux. En effet, suivant le type de revêtement utilisé, elles peuvent être source ou puits de pollution. Sur ce point, les avis divergent. En effet, certains auteurs pensent que les toitures sont des puits de pollution, c'est-à-dire qu'elles fixent un certain nombre de polluants et diminuent donc les concentrations des eaux météoriques, alors que d'autres estiment que les polluants atmosphériques déposés sur les toitures sont lessivés par les eaux de pluie, et donc que celles-ci sont des sources de polluants.

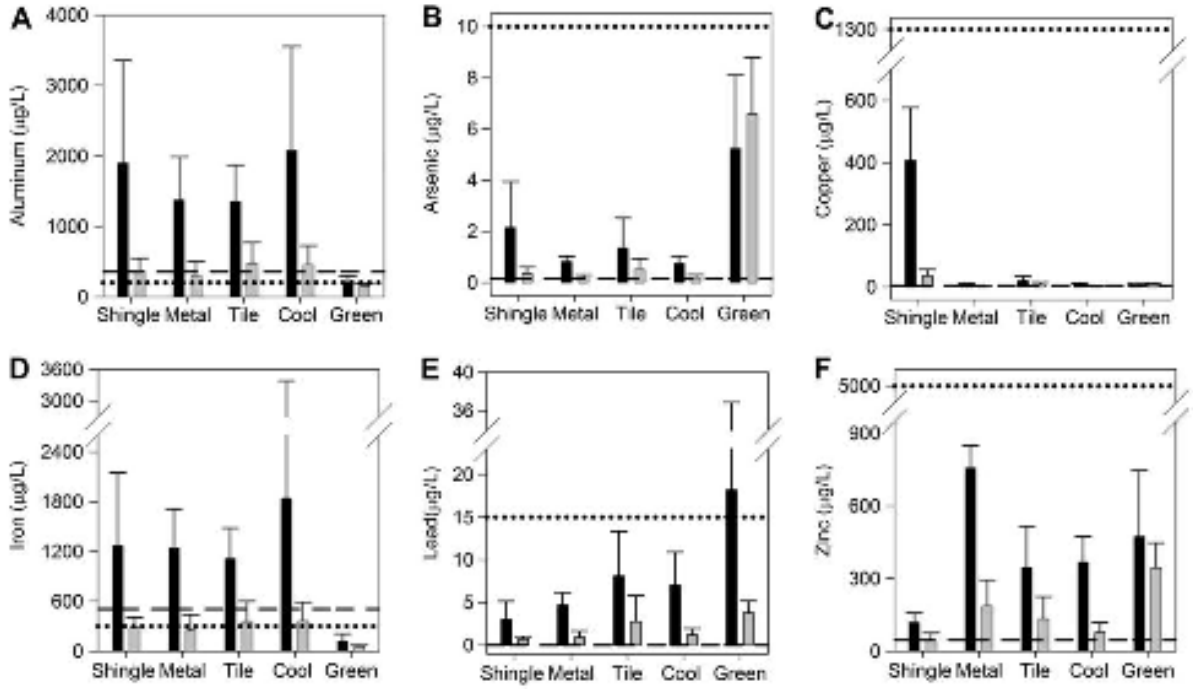
Cependant, la plupart des auteurs s'accordent sur le fait que les toitures sont des sources de pollution. Dans l'étude du bassin versant du Marais, Gromaire indique par exemple que les eaux de toitures représentent la plus grande source de métaux parmi toutes les sources de métaux des RUTP [*Gromaire et al., 2001; Chebbo&Gromaire, 2004*]. De même, Gnecco *et al.* [*2005*] trouvent que les concentrations en zinc des eaux de ruissellement des toitures sont dix fois plus importantes que les eaux de ruissellement des voiries. Zobrist *et al.* [*2000*] montrent également que certaines toitures sont sources de polluants, notamment pour l'alcalinité, les matières en suspension, le manganèse, le plomb et le fer. Göbel *et al.* [*2007*] résument les données issues d'un certain nombre de publications. Les valeurs recensées montrent notamment que pour les métaux, l'apport par les toitures est particulièrement élevé et non négligeable face aux autres sources de polluants, voire la source la plus importante pour certains métaux.

Par ailleurs, le type de revêtement de la toiture a aussi un rôle important dans la pollution des eaux de ruissellement concernées, comme le montrent notamment les études de Farreny *et al.* [*2011*] et de Mendez *et al.*[*2011*], détaillées dans la Figure 2-1 et la Figure 2-2.



***CT* : tuiles d'argile; *M*: métal; *P*: plastique; *FG* : toiture en gravier**

Figure 2-1. Variabilité de la qualité des eaux de ruissellement de toiture en fonction du type de toit [*Farreny et al., 2011*]



***Shingle* : bardeau en fibre d'asphalte, *Metal* : toiture métallique, *Tile* : tuile d'argile, *Cool* : « toit réfléchissant », *Green* : toiture végétalisée**

Figure 2-2. Variabilité de la qualité des eaux de ruissellement de toiture en fonction du type de toit [*Mendez et al., 2011*]

Les figures précédentes montrent que les teneurs en polluants des eaux de ruissellement des différents toits sont variables. Par exemple, les toitures en gravier rejettent environ trois fois plus de sulfates et de nitrates que les toitures en tuile, en métal ou en plastique. Il est également possible de constater que les bardeaux en fibre d'asphalte sont une source de cuivre importante qui augmente significativement les concentrations de ce polluant par rapport aux autres types de toitures testés.

Ainsi, il semblerait que les toitures représentent une source importante de pollution pour les eaux pluviales strictes. Cependant, les teneurs en polluants dépendent fortement du type de revêtement. Les toitures peuvent donc être considérées comme des lieux de stockage/déstockage provisoires de la pollution atmosphérique. Leur influence pourrait donc se traduire par l'introduction d'un facteur de retard qui dépendrait de l'intensité des précipitations, de l'état initial des sites de sorption de la pollution avant chaque évènement, du vieillissement, des différentes dispositions, etc.

2.1.1.3 *Les eaux de ruissellement sur les voiries et surfaces urbaines*

Lors du ruissellement des eaux pluviales sur les voiries et les surfaces urbaines, de nombreux polluants sont entraînés vers le milieu naturel, contribuant ainsi à la mauvaise qualité de celui-ci. Ces eaux de ruissellement ont des fortes concentrations en Matières en Suspension, composés organiques, micropolluants métalliques et hydrocarbures.

Cependant, ces concentrations dépendent fortement du type de bassin versant, de l'occupation du sol, mais également de l'intensité du trafic routier. Le Tableau 2-2 compare les masses annuelles à l'exutoire de deux bassins versants (Becouze-Lareure [*2010*]).

Tableau 2-2. Comparaison des masses annuelles de 13 polluants en sortie de réseau d'assainissement à Ecully (à gauche) et à Chassieu (à droite) [*Becouze-Lareure, 2010*]

Famille	Polluant	Masse déversée (g)
Métaux	Cd	2,6 ± 0,1
	Co	11 ± 0,4
	Cu	717 ± 35
	Ni	53 ± 2
	Pb	142 ± 7
	Ti	864 ± 44
	Zn	2434 ± 10
Pesticides	ATRA	0,05 ± 0,003
	DIU	2,6 ± 0,2
	SIM	0,2 ± 0,01
HAP	FLUO	1,5 ± 0,1
	BbF	0,6 ± 0,03
	BkF	0,5 ± 0,03

Unités	Famille	Polluant	Masse déversée
En kg	**Métaux**	Cd	0,1 ± 0,01
		Co	1 ± 0,2
		Cu	7,3 ± 1,4
		Ni	3,8 ± 0,8
		Pb	3,3 ± 0,7
		Ti	18 ± 6
		Zn	73 ± 11
En g	**Pesticides**	ATRA	0,6 ± 0,1
		DIU	7,9 ± 1,8
		SIM	1 ± 0,2
	HAP	FLUO	97 ± 18
		BbF	42 ± 8
		BkF	39 ± 8

Ces polluants ont diverses origines, anthropiques ou non. Ils peuvent provenir de la ville elle-même (origine endogène) ou avoir parcouru de très longues distances avant de se déposer (origine exogène). De la même façon, les polluants produits par les villes peuvent s'en échapper et aller se déposer à des distances considérables. Cependant, les sources majoritaires sont endogènes. Les sources de polluants sont les suivantes [*Xanthopoulos&Hahn, 1992; Gromaire, 1998; Tassin&Chebbo, 2000; Davis et al., 2001; Glen Iii&Sansalone, 2002; Chocat et al., 2007; Sadowski, 2009; Aryal et al., 2010; Wander et al., 2010*] :

La circulation automobile

La circulation automobile représente l'une des sources principales pour un grand nombre de polluants. Cette pollution peut être directe ou indirecte, selon si elle est issue directement des véhicules ou des moyens mis à disposition pour le déplacement des véhicules, telles que les infrastructures routières.

Par exemple, des polluants « directs » sont les hydrocarbures (huiles et essence), issus de la mauvaise combustion des carburants au sein des moteurs ou le plomb provenant de l'essence. L'usure des différents composants des véhicules est aussi une source directe de pollution. Il s'agit par exemple de caoutchouc provenant de l'usure des pneumatiques, ou de métaux issus à la fois de l'usure des pneus (zinc, cadmium, cuivre) et des pièces métalliques (titane, chrome, aluminium…).

Les sources indirectes, quant à elles, proviennent majoritairement de l'érosion des voiries (ciments ou goudrons des chaussées, mais aussi peintures au sol). En période hivernale, une autre source devient prépondérante : les sels de déverglaçage et leurs additifs. Par ailleurs, une autre source importante de pollution est constituée des équipements liés à la circulation automobile (les panneaux de signalisation, mais surtout les bordures et glissières de sécurité), qui rejettent principalement du zinc.

L'érosion des sols

L'érosion des sols est à l'origine de la production de matières en suspension qui se retrouvent également dans les eaux de ruissellement. Ceci apparaît notamment pendant les périodes de temps sec, soit par l'action du vent, soit par l'action mécanique des roues des véhicules. Lors des évènements pluvieux, toutes les particules déposées sur le sol sont entraînées par les eaux en ruissellement, et contribuent alors à la pollution du milieu récepteur.

En effet, même si cette pollution est en général minérale et inerte (graviers, sable, etc…), elle peut aussi contenir des fragments de goudron par exemple, qui eux sont réactifs. Les sables et les graviers peuvent avoir quant à eux des impacts physiques (Chapitre 2.3).

De plus, l'utilisation des produits phytosanitaires pour l'entretien des jardins, potagers ou espaces verts contribue également à la pollution des milieux récepteurs. En effet, ces produits se retrouvent dans les sols après leur utilisation. Lors d'évènements pluvieux importants, des particules de terres contenant ces pesticides peuvent être emportées vers le milieu naturel. Un lessivage des terres par les eaux de ruissellement contribue également au transfert de telles substances vers les cours d'eau.

L'industrie

Comme précisé précédemment, les industries contribuent à la pollution atmosphérique, qui elle-même contribue à la pollution des rejets pluviaux stricts. Cependant, la part de cette source de pollution est variable en fonction du type d'activité, mais aussi du nombre d'industries concernées, de la topographie de la zone, etc…

Les rejets atmosphériques ne sont pas les seuls vecteurs de la pollution industrielle. En effet, le transport de substances réactives ou leur stockage peuvent être à l'origine de pollutions accidentelles. Des substances peuvent en effet être déposées sur le sol, puis lessivées lors des évènements pluvieux, ce qui entraîne cette pollution vers le milieu récepteur.

Les déchets solides

Les déchets solides comprennent à la fois les dépôts volontaires de déchets tels que les bouteilles d'eau, les mégots, les papiers, les mouchoirs, les vidanges sauvages des huiles de moteur, etc…, mais aussi les dépôts involontaires, comme les poubelles non étanches.

Les municipalités essaient de lutter contre le phénomène en pratiquant un nettoyage régulier des rues par le ramassage de ces déchets. Cependant, même lorsque ce nettoyage a lieu, des éléments peuvent partir vers le réseau séparatif pluvial, et être entraînés vers le milieu récepteur. Par ailleurs, certaines pratiques de nettoyage (notamment à l'aide de certains types d'engins qui n'aspirent pas les déchets) consistent à emmener les déchets solides vers les grilles avaloir des réseaux d'assainissement, contribuant ainsi, dans le cas de réseau séparatif pluvial, à une pollution directe du milieu récepteur.

Les conséquences des dépôts de déchets solides sont dramatiques pour l'environnement aquatique. En effet, des déchets vont subir un fractionnement progressif au cours de leur transfert vers le milieu récepteur, le plus souvent les rivières. Celles-ci sont alors le vecteur privilégié pour apporter ces polluants jusqu'au milieu marin, dans lequel ils continuent à se fragmenter, pour atteindre des tailles microscopiques. Les animaux marins, qu'il s'agisse des tortues ou des poissons, ingèrent alors ces fragments, qui entrent ainsi dans la chaine alimentaire. L'impact de ces polluants sur la faune conduit à la mort des animaux concernés, et l'impact sur l'Homme lors de l'ingestion de ces animaux marins reste pour le moment méconnu [*Bugoni et al., 2001; Derraik, 2002; Tomás et al., 2002; Anastasopoulou et al., 2013*].

Les sources non anthropiques

Les animaux

Les animaux contribuent également à la pollution des eaux pluviales strictes. En effet, les déjections animales (qu'il s'agisse des animaux domestiques ou en liberté) sont, de même que précédemment, entraînées vers le milieu récepteur lors du ruissellement des eaux pluviales par temps de pluie.

La végétation

Les sources non anthropiques comprennent également la végétation. En effet, les végétaux produisent un nombre important de « déchets verts », sous forme de feuilles, de morceaux d'écorce, de pollen, de brindilles, etc… Ces « déchets verts » sont en fait de la matière carbonée, plus ou moins facilement biodégradable. Eux aussi sont emmenés par le ruissellement des eaux pluviales sur les surfaces urbaines, notamment sur les surfaces imperméables où les déchets végétaux ne peuvent pas se décomposer aussi bien que sur des zone enherbées ou naturelles par exemple.

Tous les polluants décrits précédemment sont ensuite sollicités lors du ruissellement de surface au cours d'un évènement pluvieux. Celui-ci se met en place à partir du moment où la quantité d'eau précipitée devient supérieure à quelques dixièmes de millimètres. Les différents polluants déposés sur les surfaces urbaines sont emmenés vers les grilles avaloir menant au réseau d'assainissement. S'il s'agit d'un réseau unitaire, alors ils pourront au moins en partie être éliminés de l'eau ou dégradés au niveau de la station de traitement des eaux usées. Au contraire, s'il s'agit d'un réseau séparatif strict, alors les dépôts rejoignent les rejets strictement pluviaux, et parviennent au milieu récepteur sans traitement préalable en l'absence de système de traitement dédié.

2.1.1.4 Les apports du réseau séparatif pluvial

Par définition, un réseau séparatif pluvial ne peut recevoir que des effluents pluviaux stricts. Cependant, du fait des erreurs possibles lors des connexions des réseaux au moment de leur construction, il peut exister des apports d'eaux usées domestiques ou industrielles. Dans de tels cas et en absence de traitement, ces effluents se déversent directement dans le milieu naturel. L'impact sur le milieu naturel peut alors devenir extrêmement négatif.

Par ailleurs, d'autres apports peuvent exister dans le réseau séparatif pluvial. En effet, lors des périodes de temps sec, des particules peuvent passer par les grilles avaloir et se déposer dans le fond des canalisations. De même, lors d'évènements pluvieux de faible intensité ou lors de la fin d'un évènement pluvieux, quand la capacité de transport du flux diminue, il peut y avoir sédimentation dans le réseau. Ces particules sédimentées seront alors remises en suspension lors de l'évènement pluvieux suivant qui aura une capacité de transport suffisante.

SYNTHESE – LES SOURCES DE POLLUANTS DES EAUX DE RUISSELLEMENT

Dans le cadre de notre étude, nous disposons d'un réseau pluvial séparatif strict, à priori sans apport d'eaux usées ou industrielles, avec trois exutoires se déversant sans traitement préalable dans une rivière urbaine, l'Ostwaldergraben. Les trois bassins versants concernés sont des bassins résidentiels, avec des habitations individuelles et quelques habitations collectives. Pour ce type de bassin versant et ce type de réseau, les sources de polluants sont telles que montré sur la Figure 2-3.

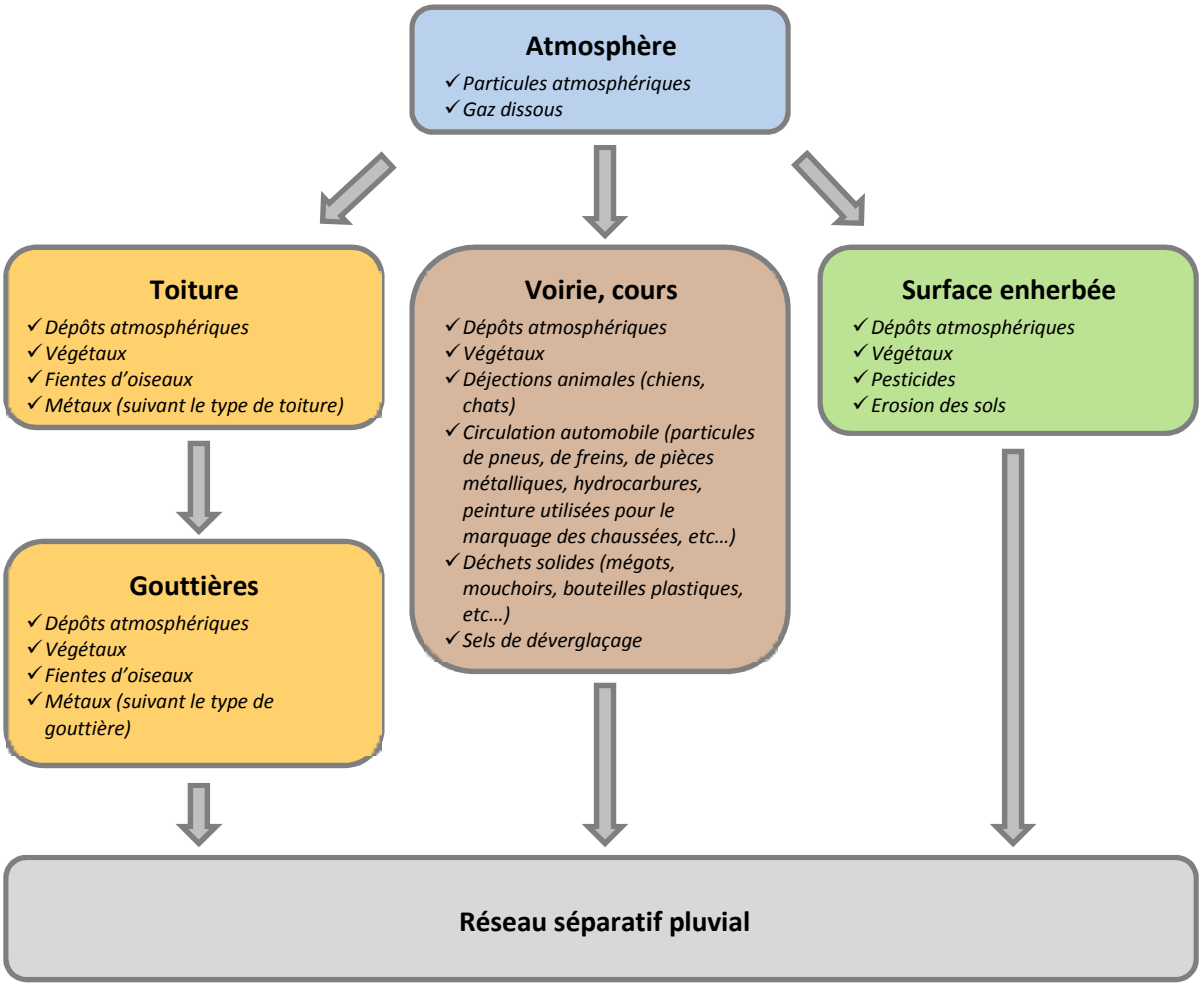


Figure 2-3. Les sources de polluants des eaux de ruissellement dans le cadre de notre étude

2.1.2 Répartition des polluants en phase dissoute ou particulaire

Suivant leurs propriétés physico-chimiques, les polluants ont plus ou moins d'affinité avec les particules. Différentes études [*Chebbo, 1992; Chebbo&Bachoc, 1993; Ashley, 2004*] ont montré que plus de 80% de la pollution totale des eaux de temps de pluie sont liés aux matières en suspension, qu'il s'agisse de la Demande Chimique en Oxygène (DCO), de la Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours (DBO_5), des micropolluants métalliques ou des hydrocarbures tel que montré dans le Tableau 2-3.

Tableau 2-3. Pollution fixée sur les particules solides (en % de la pollution totale) (d'après Chebbo [*1992*] et Barco *et al.*, [*2004*])

	DCO	DBO_5	NTK	P tot	HC	Pb	Zn
[*Chebbo, 1992*]	> 85%	> 81%	> 75%		-	-	
	89%	> 79%	57%		> 86%	96%	
	91%	> 91%	72%		> 87%	89%	
	84%	> 77%	82%		-	79%	
	89%	95%	67%		-	95%	
[*Barco et al., 2004*]	67%	68%		60%		100%	85%
	62%	65%		67%		100%	54%
	55%	57%		57%		100%	95%

Concernant les particules déposées sur la chaussée, Colandini [*1997*] a, quant à elle, étudié les proportions de micropolluants métalliques qui y sont fixés. Le Tableau 2-4 montre que si la fraction granulométrique des particules dont la taille est inférieure à 75µm ne représente que 10% de la masse totale, c'est cependant cette fraction qui retient le plus grand pourcentage (environ 33%) de la pollution particulaire totale en plomb. Le zinc, quant à lui, est retenu principalement sur les particules de taille comprise entre 75 et 250µm (environ 29%). La fraction granulométrique inférieure à 75µm représente quant à elle environ 26% de la pollution particulaire totale en zinc.

Tableau 2-4 : Teneurs en plomb et en zinc des particules déposées sur les rues [*Colandini, 1997*]

Taille des particules µm	Masse %	Plomb mg/kg	Zinc mg/kg
3380-850	15	800	200
850-420	19	3200	1000
420-250	24	3400	1600
250-75	32	5900	1800
< 75	10	6400	1600

De même, Gromaire-Mertz et al. [*1999*] (cité dans Zgheib et al., [*2011*]) ont montré que le plomb, le cadmium, le cuivre et le zinc sont principalement retrouvés en phase particulaire, avec respectivement 97, 83, 67 et 52% de pollution particulaire. Fournel [*2012*] a montré quant à lui que les micropolluants métalliques sont majoritairement fixés sur les particules à l'exutoire d'un réseau pluvial séparatif.

Zgheib *et al.* [*2011*] ont quant à eux travaillé sur les polluants prioritaires présents à l'exutoire d'un réseau séparatif strict pour les eaux pluviales. Ils ont quantifié les quantités de polluants présents à la fois dans la phase particulaire et dans la phase dissoute. Leurs résultats, pour quelques substances sélectionnées, sont présentés dans le Tableau 2-5. Ils montrent que les métaux étudiés sont principalement dans la phase particulaire, alors que les pesticides sont majoritairement retrouvés dans la phase dissoute.

Tableau 2-5. Répartition de différents polluants sur les phases dissoute et particulaire (d'après Zgheib *et al.,* [*2011*])

	Particulaire (µg/L)	Dissous + particulaire (µg/L)	% de pollution particulaire
Plomb	56	66	85
Chrome	15	25	60
Cuivre	98	118	83
Zinc	270	305	89
Diuron	0,013	0,513	3
Isoproturon	< LDQ	0,043	0
AMPA	0,116	0,571	20
Glyphosate	< LDQ	0,992	0

< LDQ : inférieur à la limite de quantification

De même, Sansalone *et al.* [*2013c*] ont montré que nombre de micropolluants métalliques sont principalement en phase particulaire, tel que montré dans le Tableau 2-6. Ces résultats montrent que pour deux épisodes pluvieux différents, la répartition dissous/particulaire est différente pour les métaux considérés.

Tableau 2-6. Répartition dissous/particulaire d'un certain nombre de micropolluants métalliques dans des eaux de ruissellement urbain (Sansalone *et al.* [*2013c*])

	Al	Fe	Pb	Cr	Cu	Cd	Zn	Ni
EP 1	0,004	0,008	0,247	0,451	0,844	0,975	1,343	3,885
EP 2	0,011	0,046	0,0829	1,624	2,845	3,637	4,061	7,995

Si D/P > 1,0, alors l'élément métallique est majoritairement sous forme dissoute alors que si D/P < 1,0, l'élément métallique est majoritairement sous forme particulaire

D'autres études se sont intéressées plus particulièrement à la répartition des polluants de la phase particulaire suivant la fraction granulométrique. En effet, certains polluants se fixent préférentiellement sur certaines classes granulaires et beaucoup moins sur les autres.

Sartor *et al.* [*1974*], cités dans Bertrand-Krajewski [*2006*], ont étudié la teneur en polluants de différentes fractions granulométriques pour les particules déposées sur les chaussées des voiries. Si la fraction inférieure à 43µm représente seulement environ 6% des solides de la chaussée, elle compte cependant pour un pourcentage important de pollution, tel que montré dans le Tableau 2-7.

Tableau 2-7. Répartition en pourcentage de la pollution particulaire en fonction de la granulométrie des particules déposées sur les chaussées (Sartor *et al.* [*1974*], cités dans Bertrand-Krajewski, [*2006*])

Paramètre	< 43 µm	43 – 246 µm	> 246 µm
Solides des chaussées	5.9	37.5	56.5
DCO	22.7	57.4	19.9
DBO_5	24.3	32.5	43.2
NO_3	31.9	45.1	23.0
NTK	18.7	39.8	41.5
PO_4	56.2	36.0	7.8

Les résultats du Tableau 2-7 montrent que ce n'est pas systématiquement la fraction granulométrique la plus faible qui capte la majorité de la pollution. En effet, ceci n'est vrai que pour le paramètre PO_4. Pour la DCO et le NO_3, c'est la fraction 43-246µm qui retient le plus la pollution, alors que pour la DBO_5 et le NTK, c'est la fraction supérieure à 246µm qui remplit ce rôle.

Les résultats de Chebbo *et al.* [*1990*], cités dans Bertrand-Krajewski [*2006*] et présentés dans le Tableau 2-8, diffèrent quant aux répartitions des polluants suivant les classes granulométriques. Dans ce cas, il s'agit de Matières en Suspension transportées dans les rejets pluviaux. Chebbo *et al.* [*1990*] indiquent que la fraction inférieure à 50µm représente 65% des solides en suspension, et qu'elle compte pour 68% de la DCO, 52% de la DBO_5 et seulement 16% du NTK, alors que la fraction supérieure à 250µm ne représente que 10% des solides en suspension et compte pour seulement 28% de la DCO, 28% de la DBO_5 et 26% du NTK.

Tableau 2-8. Répartition en pourcentage de la pollution particulaire en fonction de la granulométrie des MES transportées dans les rejets pluviaux (Chebbo *et al.* [*1990*], cités dans Bertrand-Krajewski,[*2006*])

Paramètre	< 50µm	50 – 250µm	> 250µm
Solides en suspension	65	25	10
DCO	68	4	28
DBO_5	52	20	28
NTK	16	58	26

SYNTHESE – REPARTITION DES POLLUANTS EN PHASE DISSOUTE OU PARTICULAIRE

Les différents résultats présentés précédemment montrent que certains polluants se fixent de façon préférentielle sur les particules en suspension dans les eaux, alors que d'autres sont principalement en phase dissoute. Cette différentiation est primordiale pour prévoir le traitement des différentes substances en fonction de leur comportement. En effet, la décantation et la filtration sont un moyen efficace de retenir une grande partie de la pollution particulaire alors qu'elle est totalement inefficace pour la pollution dissoute.

Ainsi, les polluants principalement particulaires sont les suivants : DCO, DBO_5, NTK, hydrocarbures et métaux (plomb, chrome, cuivre, zinc). Au contraire, les pesticides sont quant à eux très majoritairement en phase dissoute.

Ainsi, la décantation peut permettre d'atténuer la pollution des eaux pour les polluants suffisamment denses et volumineux pour pouvoir décanter (les classes granulométriques les plus grandes), alors qu'elle ne permettra pas de réduire la pollution fixée sur les particules les plus fines qui ne décantent pas. Seule la filtration pourra alors remplir ce rôle.

2.1.3 Variabilité des concentrations en polluants

Dans les réseaux séparatifs pluviaux stricts, la qualité des effluents n'est pas constante au cours du temps. En effet, il est possible d'observer une grande variabilité, que ce soit, pour un même site, entre les différentes phases d'un même évènement pluvieux ou entre des évènements pluvieux différents. De plus, la variabilité spatiale entre différentes zones est également importante. Ainsi, il est impossible de prédire à l'avance quelles seront les concentrations en polluants des rejets pour un évènement pluvieux spécifique à un endroit donné. C'est pourquoi les mesures sur site sont indispensables pour permettre de dimensionner un traitement particulier.

Cette variabilité est due à différents paramètres, qui seront mis en évidence par une étude bibliographique dans cette partie, et ce pour les trois types de variabilité décrits précédemment.

2.1.3.1 Au cours d'un évènement pluvieux

Lors d'un évènement pluvieux, les polluants déposés sur les surfaces urbaines sont transférés vers le réseau d'assainissement par la lame d'eau ruisselante. Au fur et à mesure du ruissellement, les polluants présents sont entraînés vers les grilles avaloir, jusqu'à leur épuisement. Ainsi, la concentration en polluants dans les eaux de ruissellement urbaines varie au cours du temps. La dynamique d'enlèvement des polluants est difficile à connaître. Pour y parvenir, il est nécessaire de réaliser un pollutogramme, c'est-à-dire de suivre l'évolution de la pollution au cours de l'évènement pluvieux.

Une hypothèse communément mise en avant est la notion de premier flot : les polluants présents sur les surfaces urbaines sont lessivés principalement en début d'évènement pluvieux, entraînant un pic de pollution. Ce phénomène suppose que la première fraction du volume écoulé contient la plus grande part de la pollution transportée au cours de l'évènement pluvieux. Il existe un très grand nombre de définitions différentes faisant référence à ce phénomène [*Gromaire, 1998*], sans pour autant qu'une seule définition vienne supplanter les autres. De nouvelles méthodes sont à l'heure actuelle toujours à l'étude pour mettre en place une nouvelle définition du premier flot [*Bach et al., 2010*].

Cependant, d'après Bertrand-Krajewski [*1998*], Tassin & Chebbo [*2000*] et Chocat *et al.* [*2007*], les définitions comportant une quantification précise du phénomène de premier flot (80% de la masse polluante dans les 30 premiers pourcents de volume) montrent que c'est un phénomène rare. En effet, si l'on observe souvent des pics de concentration en début de ruissellement, les volumes auxquels correspondent ces concentrations sont minimes. Ainsi, la masse de polluants apportée au début de la pluie est, le plus souvent, négligeable par rapport à celle fournie ultérieurement. Par ailleurs, de nombreuses études sur les concentrations en polluants des eaux pluviales montrent l'absence de phénomène de premier flot.

De plus, la présence ou l'absence de phénomène de premier flot n'est à ce jour toujours pas expliquée [*Bertrand-Krajewski et al., 1998*]. Il serait très dépendant des conditions locales de l'étude, sans pour autant qu'un ou plusieurs paramètres spécifiques n'aient pu être identifiés expressément comme étant à l'origine de ce phénomène. Il n'est donc pas possible à priori de prévoir si le premier flot apparaîtra pour un bassin versant particulier. A l'heure actuelle, seule une étude précise de l'évolution de la concentration en polluants du flux à l'exutoire du réseau au cours du temps permet de voir ou non la présence de ce phénomène.

Ainsi, dans la plupart des cas, il n'est pas justifié de ne traiter que le début de l'écoulement, que ce soit pour les réseaux unitaires ou pour les réseaux séparatifs pluviaux stricts. Ce phénomène est également trop rare pour pouvoir établir une stratégie de lutte efficace contre la pollution des rejets urbains en temps de pluie.

Par ailleurs, Chocat *et al.* [*2007*] indiquent que pour les réseaux séparatifs pluviaux stricts, les pollutogrammes ne sont ni constants au cours du temps, ni reproductibles d'un évènement pluvieux à l'autre. Cependant, les études réalisées sont principalement effectuées pour le suivi des Matières en Suspension, en relation avec le phénomène de premier flot. Il est difficile de trouver des études réalisées par temps de pluie avec un suivi fin des concentrations en polluants tels que les paramètres globaux autres que les MES, et plus difficile encore avec un suivi fin des micropolluants métalliques, des hydrocarbures ou des produits phytosanitaires. Il existe à l'heure actuelle un besoin important en pollutogrammes pour ces polluants particuliers.

2.1.3.2 Entre différents évènements pluvieux

Les évènements pluvieux sont définis par un certain nombre de caractéristiques différentes, à savoir l'évolution de l'intensité au cours du temps, l'intensité maximale, la hauteur et la durée de la pluie. Cependant, pour connaître le transport des particules déposées sur les chaussées, ce ne sont pas les seuls paramètres à prendre en compte.

En effet, une pluie ne peut pas être isolée de son contexte. La durée de temps sec précédant l'évènement pluvieux peut avoir une influence importante sur les transports de polluants. Il en est de même pour les pluies précédentes : suivant les caractéristiques de la pluie précédente, celle-ci a capté plus ou moins de polluants, influençant donc la quantité de polluants capturée lors d'un épisode pluvieux donné. Ainsi, il est nécessaire de ne pas isoler un évènement pluvieux de son contexte pour comprendre la dynamique d'enlèvement des polluants déposés sur la chaussée.

Ainsi, des évènements similaires en différentes saisons n'engendreront pas les mêmes charges de pollution. En effet, Hallberg *et al.* [*2007*] montrent que les charges polluantes sont plus importantes en hiver qu'en été. De même, de nombreuses études détaillant leurs résultats pour plusieurs évènements pluvieux montrent une forte variabilité entre chacun d'entre eux [*Chebbo, 1992; Gromaire, 1998; Rule et al., 2006b; Lamprea Maldonado, 2009; Zgheib, 2009; Becouze-Lareure, 2010*].

2.1.3.3 *Variabilité spatiale*

De même que pour la variabilité inter-évènementielle, la quasi-totalité des travaux réalisés sur les concentrations des rejets des réseaux séparatifs pluviaux stricts visent à comparer les résultats de différents sites [*Chebbo, 1992; Gromaire, 1998; Rule et al., 2006b; Lamprea Maldonado, 2009; Zgheib, 2009; Becouze-Lareure, 2010*].

Ces différentes études indiquent que suivant le site considéré, les polluants apportés seront différents. Cela dépend fortement de l'occupation du sol du bassin versant drainé par le réseau étudié. En effet, des zones agricoles ou industrielles n'introduiront pas les mêmes pollutions dans le réseau, et donc vers l'exutoire de celui-ci. Chaque activité produit des polluants spécifiques, bien que certains d'entre eux aient un caractère ubiquiste.

De plus, certains polluants peuvent être émis dans l'atmosphère et être transportés sur de très grandes distances. Ils seront alors déposés sur les surfaces urbaines, sans que celles-ci n'aient pu laisser à présager la présence de tels polluants.

C'est pourquoi il est difficile, voire impossible sans une instrumentation adéquate, de prévoir avec exactitude les polluants qui seront retrouvés à un exutoire pluvial strict en particulier.

SYNTHESE – VARIABILITES DES CONCENTRATIONS EN POLLUANTS

Il existe trois types de variabilité de la qualité d'un effluent de réseau pluvial strict : la variabilité intra-évènementielle, la variabilité inter-évènementielle et la variabilité spatiale.

La variabilité intra-évènementielle est à l'origine de nombreux débats sur l'existence du phénomène de premier-flot. Les avis concernant cette notion divergent toujours à ce jour : les causes de son existence (ou de son absence) ne sont toujours pas résolues. De même, une définition claire et chiffrée de ce premier flot n'est toujours pas arrêtée, laissant place à toutes les interprétations possibles.

Les variabilités inter-évènementielles et spatiales sont quant à elles plus facilement explicables. L'occupation des sols, les caractéristiques de l'évènement étudié et celles des évènements précédents, les conditions météorologiques, etc… sont autant de paramètres qu'il faudrait pouvoir prendre en compte de façon précise pour prévoir la présence et les concentrations en polluants à l'exutoire d'un bassin versant donné. Ainsi, il est nécessaire de mettre en place des analyses physico-chimiques pour connaître avec précision la pollution sur un site donné.

2.2 Concentrations en polluants des eaux de ruissellement

Comme précisé précédemment, les polluants présents dans les eaux de ruissellement sont très variables en fonction de plusieurs paramètres :

- ✓ Occupation du sol (zone résidentielle, industrielle, rurale, etc…)
- ✓ Topographie de la zone (zone encaissée ou aérée)
- ✓ Météorologie (intensité de l'évènement pluvieux)
- ✓ Capacité de transport des eaux de ruissellement (sur les surfaces urbaines et dans les canalisations)
- ✓ Caractéristiques de l'évènement pluvieux
- ✓ Etc…

C'est pourquoi il est difficile de connaître à priori les concentrations de polluants d'un effluent spécifique, au vu des nombreux paramètres à prendre en compte. De plus, les modes d'échantillonnage, mais également les protocoles de mesure, peuvent aussi induire des erreurs dans les concentrations déterminées. Il est donc nécessaire d'avoir un regard critique sur les données qualitatives et quantitatives que l'on peut trouver dans la littérature.

Dans cette partie, nous allons examiner quelques valeurs de concentrations de polluants dans les eaux de ruissellement pour des bassins versants similaires aux nôtres, de façon à avoir une idée des ordres de grandeur des concentrations des différents polluants dans le cadre de notre étude.

Pour ce faire, les résultats de plusieurs publications scientifiques ont été collectés et comparés. La liste présentée ne prétend en aucun cas être exhaustive. Elle permet cependant de se faire une idée des ordres de grandeurs des concentrations en polluants pour les réseaux séparatifs pluviaux dans des zones résidentielles. Au vu des éléments indiqués précédemment, il est indispensable de se montrer prudent quant à la comparaison des différentes valeurs issues de la littérature.

Afin d'établir des comparaisons avec les objectifs de qualité à atteindre pour un cours d'eau, nous nous sommes appuyés sur les classes de qualité définies dans le SEQ-Eau (Système d'Evaluation de la Qualité des eaux) [*MEED et Agences de l'Eau, 2003*]. Ce document utilise des paramètres physico-chimiques et bactériologiques et évalue l'aptitude aux usages par l'homme (production d'eau potable, loisirs aquatiques, abreuvage, etc…). Les valeurs utilisées par la suite sont issues de la partie « Classes d'aptitude à la biologie », moins restrictives que celles permettant d'évaluer l'aptitude aux usages. Il est important de noter que la comparaison entre les rejets à l'exutoire du bassin versant et les concentrations seuils pour les cours d'eau ne peut pas être faite sans prendre en compte les volumes déversés et le débit du cours d'eau, qui entraînent en effet un facteur de dilution. Ainsi, deux rejets de concentrations similaires n'auront pas le même impact sur un petit cours d'eau urbain à l'étiage que sur un fleuve. Les valeurs limites du SEQ-Eau ne seront donc données qu'à titre d'information, sans exiger une comparaison stricte avec les concentrations des rejets.

2.2.1 Paramètres usuels

Les paramètres usuels retrouvés quasiment systématiquement dans les eaux usées comprennent les Matières en Suspension, la pollution carbonée et les nutriments. Il s'agit dans cette partie de détailler les concentrations trouvées dans la littérature concernant les paramètres usuels décrivant la charge polluante contenue dans des effluents : Matières en Suspension, pollution carbonée et nutriments.

2.2.1.1 Les Matières en Suspension

Les Matières en Suspension (MES) sont particulièrement importantes à prendre en compte lors d'une étude sur un réseau pluvial séparatif strict. En effet, comme montré précédemment, la majorité de la charge polluante est sous forme particulaire, notamment au sein de la fraction la plus fine. Cette fraction étant difficilement décantable, elle sera d'autant plus facilement transportée vers le milieu naturel et aura donc un impact fort sur celui-ci.

Les valeurs minimales et maximales du Tableau 2-9 montrent une très forte variabilité des concentrations en MES, qu'elle soit spatiale (entre les différentes études listées) ou temporelle (au sein d'une même étude). Ainsi, Chocat *et al.* [*2007*] montrent que les concentrations en MES au sein de réseaux séparatifs stricts sur des zones résidentielles et commerciales peuvent varier entre 1 et 4582 mg/L. Cette variabilité apparaît au sein d'une même zone, mais lors d'évènements pluvieux différents. De même, les études de Taebi & Droste [*2004*] et d'Ellis et Mitchell [*2006*] révèlent une variabilité similaire.

Tableau 2-9. Concentrations en MES dans les eaux pluviales strictes (réseau séparatif strict) [plage des valeurs : (min - max), moyenne, [médiane]]

	Concentration en MES (mg/L)	Références
Résidentiel et commercial	**190** (1 – 4 582)	[*Chocat et al., 2007*]
Base de données QASTOR	(160 – 460)	[*Chebbo et al., 1995*]
Base de données non détaillée	[74]	[*Fuchs et al., 2004*]
Résidentiel	**171**	[*Barett et al., 1995*] cité dans [*Gnecco et al., 2005*]
Résidentiel avec fort trafic	**181**	[*Huang et al., 2007*]
Résidentiel et commercial	**888** (230 – 3 177)	[*Taebi&Droste, 2004*]
Résidentiel	[46] (21 – 71)	[*Llopart-Mascaró et al., 2010*]
Différentes zones en Allemagne	(134 – 252)	[*Xanthopoulos&Hahn, 1992*]
Résidentiel	**141**	[*Carleton, 1990*]
Résidentiel et commercial	**90** (21 – 2 582)	[*Ellis&Mitchell, 2006*]
Résidentiel	[69] (17 – 413)	[*Lamprea Maldonado, 2009*]
Résidentiel et commercial à fort trafic	[75] (30 – 152)	[*Lamprea Maldonado, 2009*]
Résidentiel	[26] (15 – 64)	[*Bressy et al., 2011a*]

Ces concentrations peuvent être comparées à la norme de rejet appliquée aux stations de traitement des eaux usées mixtes. En effet, l'arrêté du 2 février 1998 concernant la qualité de l'eau au niveau des installations classées pour la protection de l'environnement [*RF, 1998a*] indique qu'il n'est pas possible de rejeter des eaux ayant une concentration en MES supérieure à 35 mg/L. Or, les concentrations du Tableau 2-9 sont fortement supérieures à cette norme de qualité.

Ainsi, les eaux pluviales strictes qui atteignent le milieu naturel sans traitement préalable peuvent entraîner un impact fortement négatif pour la faune et la flore aquatique. Ces effets seront détaillés dans la suite du manuscrit (Chapitre 2.3).

Le Tableau 2-10 indique les valeurs limites qui permettent de définir la qualité d'un cours d'eau suivant le paramètre MES.

Tableau 2-10. Gammes de concentrations en MES délimitant des classes de qualité des cours d'eau pour le SEQ-Eau [MEED et Agences de l'Eau, 2003]

		MES (mg/L)
SEQ-Eau	Bleu	< 25
	Vert	25 ≤ x < 50
	Jaune	50 ≤ x < 100
	Orange	100 ≤ x < 150
	Rouge	≥ 150

Il est possible de constater en comparant le Tableau 2-9 et le Tableau 2-10 que les rejets à l'exutoire des réseaux séparatifs pluviaux stricts peuvent entraîner une dégradation du milieu naturel vers des classes de qualité non souhaitées.

2.2.1.2 La pollution carbonée

La pollution carbonée est associée à différents paramètres renvoyant des informations qui se complètent. Il s'agit de :

- ✓ La Demande Chimique en Oxygène (DCO)
- ✓ La Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours (DBO_5)
- ✓ Le Carbone Organique Total (COT)
- ✓ Le Carbone Organique Dissout (COD)
- ✓ Le Carbone Organique Particulaire (COP)
- ✓ Le Carbone Organique Volatil (COV)
- ✓ Etc…

Parmi ces différents paramètres, les plus utilisés sont actuellement la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et la Demande Biochimique en Oxygène (DBO_5), qui témoignent de la consommation en oxygène due à la charge polluante carbonée contenue dans les eaux contaminées. Une consommation en oxygène excessive prive la faune et la flore de leurs ressources nécessaires en O_2, ce qui affecte donc leur bon développement et leur cycle de vie.

La DCO permet d'estimer la concentration en matières organiques ou minérales, qu'elles soient dissoutes ou en suspension dans l'eau. La détermination de ce paramètre se fait en mesurant la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation chimique totale des composés cités précédemment. La DBO_5 mesure quant à elle la quantité de matière organique biodégradable via l'oxygène consommé par les micro-organismes présents dans l'eau.

Concernant les ordres de grandeur de la DCO et de la DBO_5 trouvés dans la littérature, il apparaît dans le Tableau 2-11 que la variabilité pour ces paramètres a une amplitude inférieure à celle des MES. Par mesure de comparaison, les normes de rejets pour les stations de traitement des eaux usées indiquées dans l'arrêté du 22 juin 2007 [*RF, 2007*] sont les suivantes :

- ✓ DCO : 125 mg/L
- ✓ DBO_5 : 25 mg/L

Pour ces paramètres, il est possible de constater que les données moyennes relevées dans la littérature ne dépassent pas systématiquement les normes de rejets. Les valeurs maximales des gammes de concentration dépassent quant à elles le plus souvent les normes de rejet pour ces deux paramètres.

Tableau 2-11. Concentrations en DCO et DBO_5 dans les eaux pluviales strictes (réseau séparatif strict) [plage des valeurs : (min - max), moyenne, [médiane]]

	Concentration en polluant (mg/L)		Références
	DCO	**DBO_5**	
Résidentiel et commercial	**85** (20 – 365)	**11** (0,7 – 220)	[*Chocat et al., 2007*]
Base de données QASTOR	(80 – 320)	(13 – 130)	[*Chebbo et al., 1995*]
Base de données non détaillée	[81]	[13]	[*Fuchs et al., 2004*]
Résidentiel	**46**	-	[*Barett et al., 1995*] cité dans [*Gnecco et al., 2005*]
Résidentiel avec fort trafic	**133**	-	[*Huang et al., 2007*]
Résidentiel et commercial	**561** (139 – 2 542)	-	[*Taebi&Droste, 2004*]
Résidentiel	[38] (29 – 68)	-	[*Llopart-Mascaró et al., 2010*]
Différentes zones en Allemagne	(47 – 120)	-	[*Xanthopoulos&Hahn, 1992*]
Résidentiel	**132**	**47**	[*Carleton, 1990*]
Résidentiel et commercial	**85** (20 – 365)	**9** (7 – 22)	[*Ellis&Mitchell, 2006*]
Résidentiel	[37] (23 – 65)	**-**	[*Bressy et al., 2011a*]

Il est également possible de comparer ces valeurs bibliographiques aux valeurs limites qui permettent de définir la qualité d'un cours d'eau. De même que précédemment pour les MES, le SEQ-eau [*MEED et Agences de l'Eau, 2003*] fait office de référence pour définir la qualité d'un cours d'eau à l'aide des paramètres DCO et DBO_5, tel que montré dans le Tableau 2-12.

Tableau 2-12. Gammes de concentrations en DCO et en DBO_5 délimitant des classes de qualité des cours d'eau pour le SEQ-Eau [*MEED et Agences de l'Eau, 2003*]

		Concentration en polluant (mg O_2/L)	
		DCO	**DBO_5**
SEQ-Eau	Bleu	< 20	< 3
	Vert	20 ≤ x < 30	3 ≤ x < 6
	Jaune	30 ≤ x < 40	6 ≤ x < 10
	Orange	40 ≤ x < 80	10 ≤ x < 25
	Rouge	≥ 80	≥ 25

Ainsi, au vu du Tableau 2-11 et du Tableau 2-12, il est possible de constater que les rejets à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux stricts peuvent déclasser fortement la qualité des cours d'eau. C'est pourquoi il est nécessaire de traiter ces effluents avant leur rejet dans le milieu naturel.

2.2.1.3 Les nutriments

Les nutriments regroupent tous les composés azotés et phosphorés. Ils ont un impact négatif sur le milieu récepteur lorsqu'ils sont en excès, notamment en favorisant son eutrophisation. Dans cette partie, nous ne nous concentrerons que sur l'ammonium NH_4^+, sur l'azote total et sur le phosphore total. Le Tableau 2-13 donne les concentrations trouvées dans la littérature pour ces paramètres.

Tableau 2-13. Concentrations en N-NH_4, N total et P total dans les eaux pluviales strictes (réseau séparatif strict) (plage des valeurs : (min - max), moyenne, [médiane])

	Concentration en polluant (mg/L)			Références
	N-NH_4	**N total**	**P total**	
Base de données non détaillée	[0,8]	[2,4]	[0,4]	[*Fuchs et al., 2004*]
Résidentiel	-	[1,9] (1,5 – 4,6)	[0,2] (0,2 – 0,5)	[*Llopart-Mascaró et al., 2010*]
Résidentiel et commercial	**0,56** (0,2 – 4,6)	**3,2** (0,4 – 20)	**3,2** (0,4 – 20)	[*Ellis&Mitchell, 2006*]

Dans le Tableau 2-13, les valeurs trouvées pour les nutriments sont très inférieures à ce que l'on pourrait trouver pour des eaux usées domestiques qui transiteraient par les réseaux unitaires. La comparaison avec les valeurs limites réglementaires de rejet des stations de traitement des eaux usées [*RF, 1998a*] montrées au Tableau 2-14 indique que les rejets pluviaux stricts sont en deçà de ces limites. Ainsi, pour ces paramètres, aucun traitement de ce type d'effluent n'est nécessaire selon la législation.

Tableau 2-14. Valeurs limites réglementaires pour le rejet des stations de traitement des eaux usées pour l'azote global et le phosphore total selon l'arrêté du 22 juin 2007 [*RF, 2007*]

	Charge brute de pollution organique (kg DBO_5/jour)	Concentration maximale (mg/L)
Azote global	]600 ; 6000]	15
	> 6000	10
Phosphore total	]600 ; 6000]	2
	> 6000	1

Cependant, en comparant avec les valeurs limites qui permettent de définir la qualité d'un cours d'eau, il est possible de constater qu'il pourrait y avoir tout de même un léger impact sur le milieu récepteur, comme montré au Tableau 2-15. En effet, les polluants azotés et phosphorés ont des impacts négatifs très forts sur le milieu naturel, d'où les normes de qualité très basses.

Tableau 2-15. Gammes de concentrations en $N\text{-}NH_4$, en N total et en P total délimitant des classes de qualité des cours d'eau pour le SEQ-Eau [*MEED et Agences de l'Eau, 2003*]

		Concentration en polluant (mg/L)		
		$N\text{-}NH_4$	N total	P total
SEQ-Eau	Bleu	< 0,1	< 1	< 0,05
	Vert	0,1 ≤ x < 0,5	1 ≤ x < 2	0,05 ≤ x < 0,2
	Jaune	0,5 ≤ x < 2	2 ≤ x < 4	0,2 ≤ x < 0,5
	Orange	2 ≤ x < 5	4 ≤ x < 10	0,5 ≤ x < 1
	Rouge	≥ 5	≥ 10	≥ 1

SYNTHESE – LES CONCENTRATIONS EN POLLUANTS DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT : LES PARAMETRES USUELS

Les paramètres usuels comprennent ici les Matières en Suspension, la Demande Chimique en Oxygène, la Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours et les nutriments. Tous ces polluants sont retrouvés dans les eaux de ruissellement, à des concentrations pouvant être plus ou moins impactantes pour l'environnement.

Les MES, la DCO et la DBO_5 sont caractérisées par une très grande variabilité des concentrations dans les eaux de ruissellement. Les concentrations listées dans la littérature peuvent être jusqu'à 10 fois plus importantes que pour les eaux usées domestiques des réseaux unitaires. Les concentrations en nutriments sont quant à elles inférieures à celles que l'on pourrait retrouver dans les eaux usées domestiques, mais si faibles soient-elles, elles peuvent tout de même avoir un effet négatif sur le milieu récepteur.

Cependant, à l'heure actuelle, les eaux pluviales des réseaux séparatifs stricts sont le plus souvent déversées directement dans le milieu naturel, sans traitement préalable. C'est pourquoi il est absolument fondamental de traiter les eaux pluviales des réseaux séparatifs stricts avant qu'elles n'atteignent l'environnement, car elles contribuent à la pollution des différentes masses d'eau et cela ne peut plus être négligé.

2.2.2 Les éléments trace

En dehors des paramètres usuels, une autre catégorie de polluants est retrouvée à l'état de trace dans les eaux pluviales strictes. Les éléments trace regroupent tous les polluants qui sont retrouvés dans les eaux à des concentrations de l'ordre du microgramme ou du nanogramme. Ces polluants, issus de la circulation automobile, des dépôts atmosphériques ou du ruissellement sur les toitures par exemple, comprennent entre autres les micropolluants métalliques, les hydrocarbures et les produits phytosanitaires, des alkylphénols, des PolyChloroBiphényle (PCBs), du DEHP, etc… ([*Zgheib et al., 2010*] cité dans [*Zgheib et al., 2012*]).

Les données bibliographiques présentées vont permettre de se faire une idée des ordres de grandeur des micropolluants présents dans les réseaux d'assainissement séparatifs pluviaux stricts.

2.2.2.1 Les micropolluants métalliques

Les micropolluants métalliques regroupent tous les métaux pouvant atteindre le milieu naturel. Ces polluants sont particulièrement problématiques, car ils ont une certaine tendance à la bioaccumulation dans les organismes aquatiques. Ils peuvent également avoir un impact sur la flore aquatique.

Les micropolluants métalliques, principalement fixés sur les Matières en Suspension pour la plupart d'entre eux (Chapitre 2.1.2), sont retrouvés en différents points du cheminement de l'eau, tant dans l'atmosphère que sur les toitures, les gouttières ou la voirie. De nombreuses études ont essayé de quantifier les apports des différentes sources de métaux [*Xanthopoulos&Hahn, 1992; Gromaire, 1998; Davis et al., 2001; Gromaire et al., 2001; Gnecco et al., 2005; Rule et al., 2006b; Rule et al., 2006a; Petrovic et al., 2008; Zgheib, 2009; Becouze-Lareure, 2010; Llopart-Mascaró et al., 2010; Wander et al., 2010; Mendez et al., 2011*].

Cependant, dans la cadre de cette étude, restriction a été faite aux concentrations à l'exutoire du bassin versant. En conséquence, la revue bibliographique du Tableau 2-16 ne s'intéressera qu'à ce type d'effluent.

Tableau 2-16. Concentrations en métaux dans les eaux pluviales strictes (réseau séparatif strict) (plage des valeurs : [min - max), moyenne, [médiane]]

	Concentration en polluant (µg/L)				Références
	Pb	**Zn**	**Cu**	**Cd**	
Résidentiel et commercial	**210** (10 – 3 100)	**300** (10 – 3 680)	**145** -	-	[*Chocat et al., 2007*]
Résidentiel	**73**	**450**	-	**13**	[*Aaderlink et al., 1990*] cité dans [*Chebbo et al., 1995*]
Différentes zones en France	(85 – 160)	(290 – 330)			[*Hémain, 1985*] cité dans [*Chebbo et al., 1995*]
Base de données non détaillée	[118]	[275]	[48]	[2,3]	[*Fuchs et al., 2004*]
Résidentiel	**16**	**46**	**10**	-	[*Barett et al., 1995*] cité dans [*Gnecco et al., 2005*]
Résidentiel avec fort trafic	**42**	**170**	**8**	-	[*Huang et al., 2007*]
Résidentiel et commercial	**278** (18 – 558)	**342** (15 – 2 386)	-	-	[*Taebi&Droste, 2004*]
Résidentiel	[10] (10 – 10)	[70] (60 – 70)	[30] (20 – 40)	[0,18] (0,07 – 0,39)	[*Llopart-Mascaró et al., 2010*]
Différentes zones en Allemagne	(163 – 304)	(320 – 440)	(58 – 136)	(2,8 – 6,1)	[*Xanthopoulos&Hahn, 1992*]
Résidentiel et commercial	**140** (10 – 3 100)	**300** (10 – 3 168)	-	-	[*Ellis&Mitchell, 2006*]
Résidentiel	**38**	**320**	**27**	-	[*Birch et al., 2004*]
Résidentiel	[21] (9,5 – 71)	[146] (64 – 536)	[31] (13 – 123)	[0,7] (0,1 – 3,9)	[*Lamprea Maldonado, 2009*]
Résidentiel et commercial à fort trafic	[14] (3,8 – 33)	[209] (145 – 388)	[24] (18 – 43)	[0,3] (0,1 – 0,6)	[*Lamprea Maldonado, 2009*]
Résidentiel	(2,02 – 7,86)	(11,7 – 35,7)	(6,1 – 15,9)	(0,05 – 0,13)	[*Rule et al., 2006b*]
Résidentiel (pavillonnaire)	[27] (<10 – 129)	[270] (130 – 520)	[55] (30 – 220)	-	[*Zgheib et al., 2012*]

D'après le Tableau 2-16, il est possible de constater que pour la majorité des références bibliographiques (à l'exception de Lamprea Maldonado [*2009*], de Llopart-Mascaró *et al.*, [*2010*], de [*Zgheib et al., 2012*] et de Rule *et al.*, [*2006b*]), les concentrations pour les différents métaux peuvent être classées selon l'ordre suivant : Zn > Pb > Cu > Cd.

De plus, de même que pour les paramètres usuels, il existe une grande variabilité dans les concentrations mesurées pour le zinc et le plomb. Cette variabilité est légèrement moindre pour le cuivre et pour le cadmium.

En comparant avec les valeurs limites qui permettent de définir la qualité d'un cours d'eau (Tableau 2-17), les rejets des réseaux séparatifs pluviaux stricts peuvent être très impactants sur la qualité des cours d'eau. Cela montre tout l'intérêt du traitement de ce type d'effluent.

Tableau 2-17. Gammes de concentrations en métaux délimitant des classes de qualité des cours d'eau pour le SEQ-Eau [*MEED et Agences de l'Eau, 2003*]

	Dureté de l'eau	Classe de qualité				
		Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Cadmium (µg/L)	Faible	< 0,001	0,001 ≤ x < 0,01	0,01 ≤ x < 0,1	0,1 ≤ x < 0,37	≥ 0,37
	Moyenne	< 0,004	0,004 ≤ x < 0,04	0,04 ≤ x < 0,37	0,37 ≤ x < 1,3	≥ 1,3
	Forte	< 0,009	0,009 ≤ x < 0,09	0,09 ≤ x < 0,85	0,1 ≤ x < 0,37	≥ 3,0
Cuivre (µg/L)	Faible	< 0,017	0,017 ≤ x < 0,17	0,17 ≤ x < 1,7	1,7 ≤ x < 2,5	≥ 2,5
	Moyenne	< 0,1	0,1 ≤ x < 1	1 ≤ x < 10	10 ≤ x < 15	≥ 15
	Forte	< 0,27	0,27 ≤ x < 2,7	2,7 ≤ x < 27	27 ≤ x < 40	≥ 40
Plomb (µg/L)	Faible	< 0,21	0,21 ≤ x < 2,1	2,1 ≤ x < 21	21 ≤ x < 100	≥ 100
	Moyenne	< 0,52	0,52 ≤ x < 5,2	5,2 ≤ x < 52	52 ≤ x < 250	≥ 250
	Forte	< 1	1 ≤ x < 10	10 ≤ x < 100	100 ≤ x < 500	≥ 500
Zinc (µg/L)	Faible	< 0,23	0,23 ≤ x < 2,3	2,3 ≤ x < 23	23 ≤ x < 52	≥ 52
	Moyenne	< 0,43	0,43 ≤ x < 4,3	4,3 ≤ x < 43	43 ≤ x < 98	≥ 98
	Forte	< 1,4	1,4 ≤ x < 14	14 ≤ x < 140	140 ≤ x < 330	≥ 330

2.2.2.2 Les hydrocarbures

Comme indiqué précédemment, les hydrocarbures sont introduits dans les eaux de ruissellement urbain via la circulation automobile. Ils regroupent un très grand nombre de substances, dont les hydrocarbures aromatiques polycycliques, eux-mêmes rassemblant de très nombreuses molécules différentes. Deux paramètres généraux sont utilisés dans la description des hydrocarbures contenus dans les eaux : les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et les Hydrocarbures Totaux (HCT).

Les HAP comprennent les hydrocarbures ayant des chaines carbonées polycycliques allant de 18 à 22 carbones ($C_{18}H_{12}$ à $C_{22}H_{14}$), alors que les HCT rassemblent les chaines carbonées allant de C_{10} à C_{40}, sans distinction cependant du composé analysé. Ces deux ensembles sont donc complémentaires : le premier donne des informations sur les composés aromatiques, le plus souvent cancérigènes, alors que le deuxième indique la présence des HAP, mais également d'autres molécules : il permet de détecter s'il y a une contamination des eaux autres que par la circulation automobile, tel que des combustions incomplètes de certaines industries.

Les hydrocarbures sont des polluants fortement hydrophobes, qui restent le plus souvent en surface des masses d'eau ou des effluents, et peuvent donc de ce fait être facilement collectés. Du fait de cette caractéristique chimique particulière, les hydrocarbures se fixent très facilement sur les particules en suspension dans les eaux ou dans les sédiments. Ainsi, les hydrocarbures se retrouvent quasiment exclusivement en phase particulaire (Chapitre 2.1.2.).

Dans cette partie, l'intérêt est porté aux hydrocarbures aromatiques polycycliques dans leur ensemble, sans détailler spécifiquement les différentes molécules concernées. Le Tableau 2-18 rassemble des données bibliographiques concernant la qualité des eaux à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux stricts.

Tableau 2-18. Concentrations en hydrocarbures aromatiques polycyliques dans les eaux pluviales strictes (réseau séparatif strict) [plage des valeurs : (min - max), moyenne, [médiane]]

	Concentration en polluant (ng/L)	**Références**
	∑HAP	
Résidentiel (pavillonnaire)	[1 327] (677 – 5 627)	[*Zgheib, 2009*]
Résidentiel (urbain dense)	[2 922] (879 – 6 477)	[*Zgheib, 2009*]
Résidentiel (urbain très dense)	[2 090] (794 – 5 380)	[*Zgheib, 2009*]
Résidentiel (Columbia)	**5 590** (400 – 16 300)	[*Ngabe et al., 2000*]
Résidentiel (Georgetown)	(40 – 3 790)	[*Ngabe et al., 2000*]
Résidentiel (Murrels)	**282** (35 – 1 410)	[*Ngabe et al., 2000*]
Résidentiel et commercial + banlieue résidentielle	[13 175]	[*Menzie et al., 2002*]
Résidentiel et commercial + résidentiel seul	[13 975]	[*Menzie et al., 2002*]
Banlieue résidentielle	[303]	[*Menzie et al., 2002*]
Campus universitaire	**2 080**	[*Diblasi et al., 2009*]
Résidentiel	[110] (40 – 270)	[*Lamprea Maldonado, 2009*]
Résidentiel et commercial à fort trafic	[860] (90 – 4 710)	[*Lamprea Maldonado, 2009*]
Résidentiel	**1 100** (550 – 2 200)	[*Bressy et al., 2011a*]
Résidentiel (pavillonnaire)	[1327] (677 – 6477)	[*Zgheib et al., 2012*]

De même que pour les paramètres précédents, il existe une grande variabilité pour un même site. Les ordres de grandeur varient de la dizaine de nanogrammes à la dizaine de microgrammes.

Au vu du Tableau 2-19, il est possible de constater que de telles concentrations pourraient avoir un effet très négatif sur le milieu récepteur concernant la capacité de développement biologique, tel qu'indiqué dans le SEQ-Eau.

Tableau 2-19. Gammes de concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques sur eau brute délimitant des classes de qualité des cours d'eau pour le SEQ-Eau [*MEED et Agences de l'Eau, 2003*]

	Classe de qualité			
Concentration en polluant (ng/L)	**Bleu**	**Vert**	**Jaune**	**Orange-Rouge**
Acénaphtène	< 70	70 ≤ x < 700	700 ≤ x < 160 000	≥ 160 000
Acénaphtylène	< 40	40 ≤ x < 400	400 ≤ x < 99 000	≥ 99 000
Anthracène	< 9	9 ≤ x < 90	90 ≤ x < 21 000	≥ 21 000
Benzo(a)anthracène	< 0,5	0,5 ≤ x < 5	5 ≤ x < 1 200	≥ 1 200
Banzo(a)pyrène	< 0,03	0,03 ≤ x < 0,3	0,3 ≤ x < 80	≥ 80
Benzo(b)fluoranthène	< 0,1	0,1 ≤ x < 1	1 ≤ x < 300	≥ 300
Benzo(ghi)pérylène	< 0,3	0,3 ≤ x < 3	3 ≤ x < 600	≥ 600
Benzo(k)fluoranthène	< 0,3	0,3 ≤ x < 3	3 ≤ x < 800	≥ 800
Chrysène	< 0,6	0,6 ≤ x < 6	6 ≤ x < 1 500	≥ 1 500
Dibenzo(a,h)anthracène	< 0,006	0,006 ≤ x < 0,06	0,06 ≤ x < 14	≥ 14
Fluoranthène	< 2,4	2,4 ≤ x < 24	24 ≤ x < 6 000	≥ 6 000
Fluorène	< 30	30 ≤ x < 300	300 ≤ x < 77 000	≥ 77 000
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	< 0,16	0,16 ≤ x < 1,6	1,6 ≤ x < 400	≥ 400
Naphtalène	< 190	190 ≤ x < 1 900	1 900 ≤ x < 460 000	≥ 460 000
Phénanthrène	< 11	11 ≤ x < 110	110 ≤ x < 27 000	≥ 27 000
Pyrène	< 2,4	2,4 ≤ x < 24	24 ≤ x < 6 000	≥ 6 000
∑ 16HAP*	< 356,8	356,8 ≤ x < 3 568	3 568 ≤ x < 860 894	≥ 860 894

* Ce paramètre n'apparaît pas tel quel dans le SEQ-Eau. Il s'agit de la somme des paramètres précédents, donnés pour permettre au lecteur d'avoir un ordre de grandeur pour la comparaison avec les données bibliographiques. Compte tenu de l'additivité des effets nocifs de chaque polluant, les valeurs limites réelles pourraient être beaucoup plus basses.

2.2.2.3 Les produits phytosanitaires

Les produits phytosanitaires sont également des polluants retrouvés en milieu urbain. En effet, même s'ils ne sont pas utilisés de façon aussi intensive qu'en milieu rural, l'entretien des espaces verts ou des voiries par les collectivités et des cours et jardins par les particuliers suffit à introduire des produits phytosanitaires dans les eaux de ruissellement des surfaces urbaines.

Malgré cela, il est difficile de trouver des études concernant les produits phytosanitaires en question dans les rejets séparatifs strictement pluviaux en zone résidentielle. Les résultats trouvés sont résumés dans le Tableau 2-20. Les polluants considérés sont les suivants :

- ✓ Diuron : herbicide utilisé pour l'entretien des jardins, des bords de routes ou des voies ferrées
- ✓ Isoproturon : herbicide principalement utilisé en milieu agricole, mais tout de même retrouvé en milieu urbain
- ✓ Glyphosate : herbicide le plus utilisé dans le monde, servant à l'entretien des espaces verts et des jardins des particuliers
- ✓ AMPA : sous-produit de dégradation du glyphosate, plus toxique que le glyphosate lui-même

Tableau 2-20. Concentrations en pesticides dans les eaux pluviales strictes (réseau séparatif strict) (plage des valeurs : (min - max), moyenne, [médiane])

	Concentration en polluant (µg/L)				Références
	Diuron	**Isoproturon**	**Glyphosate**	**AMPA**	
Résidentiel	[0,21] (0,10 – 0,73)	-	[3,27] (1,06 – 71)	[0,35] (0,16 – 1,45)	[*Lamprea Maldonado, 2009*]
Résidentiel et commercial à fort trafic	[0,10] (0,07 – 0,13)	-	[2,15] (<0,10 – 3,84)	[0,23] (<0,10 – 0,37)	[*Lamprea Maldonado, 2009*]
Résidentiel (pavillonnaire)	[0,37] (0,03 – 1,75)	[0,05] (< 0,01 – 0,14)	[6,96] (0,10 – 232,24)	[1,96] (0,14 – 9,37)	[*Zgheib, 2009*]
Résidentiel (urbain dense)	[0,51] (0,39 – 0,65)	[0,04] (0,00 – 0,08)	[1,02] (< 0,03 – 1,92)	[0,54] (0,48 – 0,73)	[*Zgheib, 2009*]
Résidentiel (urbain très dense)	[0,18] (0,07 – 0,33)	[0,03] (< 0,01 – 0,07)	[0,47] (0,18 – 1,02)	[0,37] (0,17 – 0,52)	[*Zgheib, 2009*]

Les concentrations trouvées dans la littérature montrent une variabilité moindre que pour les autres polluants détaillés précédemment. Cependant, ils peuvent également avoir un impact négatif sur le milieu naturel, au vu des valeurs limites délimitant les classes de qualité, tel que montré dans le Tableau 2-21.

Tableau 2-21. Gammes de concentrations en pesticides sur eau brute délimitant des classes de qualité des cours d'eau pour le SEQ-Eau [*MEED et Agences de l'Eau, 2003*]

	Classe de qualité				
Concentration en polluant (µg/L)	**Bleu**	**Vert**	**Jaune**	**Orange**	**Rouge**
Diuron	< 0,02	0,02 ≤ x < 0,2	0,2 ≤ x < 2	2 ≤ x < 20	≥ 20
Glyphosate	< 0,04	0,04 ≤ x < 0,4	0,4 ≤ x < 4	4 ≤ x < 1 400	≥ 1 400
Isoproturon	< 0,02	0,02 ≤ x < 0,2	0,2 ≤ x < 2	2 ≤ x < 20	≥ 20

SYNTHESE – LES CONCENTRATIONS EN POLLUANTS DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT : LES ELEMENTS TRACE

Les éléments trace regroupent tous les polluants qui sont retrouvés dans les eaux à des concentrations de l'ordre du microgramme ou du nanogramme. Malgré les faibles concentrations et malgré la dilution qui s'opère au sein du milieu naturel, ces polluants y sont tout de même quantifiés et ont un impact sur la faune et la flore aquatique. Il est désormais important de s'intéresser à ces substances.

Les substances étudiées dans cette partie regroupent des micropolluants métalliques, des hydrocarbures et des produits phytosanitaires. Les deux premières catégories de polluants ont une très grande variabilité de concentrations relevées dans la littérature, contrairement aux pesticides qui ont des concentrations moins variables.

Par comparaison avec les valeurs limites de classification de qualité des cours d'eau, il est possible de constater que les métaux et les hydrocarbures ont des concentrations qui ont le potentiel de déclasser énormément les milieux récepteurs, alors que l'impact des produits phytosanitaires paraît plus limité, même s'il n'est pas absent. Ainsi, de même que pour les paramètres usuels, il est nécessaire d'améliorer le suivi et traiter les micropolluants pour protéger le milieu naturel. Cependant, contrôler le traitement de ces substances est encore délicat à l'heure actuelle.

2.3 Impacts sur le milieu aquatique

Les polluants présentés précédemment sont introduits dans le milieu naturel via différentes sources, dont les rejets des réseaux séparatifs pluviaux stricts. Ils perturbent l'équilibre des écosystèmes aquatiques de nombreuses façons, qui vont être rapidement décrites dans cette partie.

2.3.1 Spécificité des rejets des réseaux séparatifs pluviaux stricts

Les rejets des réseaux séparatifs pluviaux stricts ont un impact négatif sur le milieu récepteur de par leur nature même. En effet, ainsi que montré précédemment, les apports en pollution pour ce type d'effluent sont très importants et, qui plus est, concentrés en des périodes de quelques heures au maximum. Ce type de rejet a donc un fort impact ponctuel sur le milieu récepteur (pollution à effet immédiat). On parle alors d' « effet choc » [*Parent-Raoult&Boisson, 2007*].

Par ailleurs, ceci se produit de façon répétée tout au long de l'année, entraînant également un effet chronique (pollution de type cumulative) sur la faune et la flore aquatique, et dégradant de façon prolongée la qualité des écosystèmes concernés [*Parent-Raoult&Boisson, 2007*].

La nature de la pollution a son importance selon qu'elle est à effet immédiat ou de type cumulatif. Pour la pollution à effet immédiat, on s'intéresse aux charges de polluants par évènement pluvieux alors que pour la pollution cumulative, on s'intéresse aux charges annuelles [*Chebbo et al., 1995; Tassin&Chebbo, 2000*].

De plus, la complexité des différents rejets, mais également des différents milieux récepteurs subissant ces rejets font qu'il est difficile de dresser un bilan exact des impacts, et surtout de les quantifier.

2.3.2 Les différents types d'impacts

Un certain nombre d'effets négatifs dus aux rejets par les réseaux séparatifs pluviaux stricts a été constaté tels que [*Chebbo et al., 1995; Chocat et al., 2007; Parent-Raoult&Boisson, 2007*] :

- ✓ les impacts physiques
- ✓ la pollution visuelle
- ✓ la désoxygénation
- ✓ l'hyper-eutrophisation ou dystrophisation
- ✓ la pollution par les micropolluants

Tous ces impacts se cumulent et contribuent à la dégradation potentielle des milieux récepteurs.

2.3.2.1 Les impacts physiques

Lors d'un évènement pluvieux, les rejets des réseaux séparatifs stricts peuvent apporter un fort débit au milieu récepteur, augmentant ainsi le débit global du cours d'eau. Par ailleurs, ces rejets sont pour la majorité d'entre eux fortement concentrés en Matières en Suspension. Ceci peut alors entraîner des effets antagonistes sur le milieu récepteur, se déroulant cependant en même temps mais à des endroits différents du cours d'eau :

- ✓ Augmentation de l'érosion du fond et des berges : L'augmentation du débit et de la vitesse d'écoulement peut modifier ponctuellement la capacité de transport du cours d'eau. Ainsi, si cette capacité de transport augmente, des sédiments peuvent être entraînés vers l'aval, impliquant alors une érosion accentuée des berges et du fond du cours d'eau. Cela implique donc un enfoncement du lit de la rivière, et ainsi une augmentation de la profondeur de la nappe d'accompagnement, pouvant être négative pour la ripisylve.

- ✓ Augmentation localisée des dépôts : Les Matières en Suspension apportées par les rejets des réseaux vont, au niveau des zones de moindre débit, entraîner un dépôt localisé, pouvant causer à long terme un envasement de certaines parties du cours d'eau.

2.3.2.2 La pollution visuelle

Le ruissellement des eaux de pluie sur les surfaces urbaines entraînent vers les grilles avaloirs les déchets solides présents sur les voiries notamment. Il peut s'agir de mégots, de papiers divers, de mouchoirs, de canettes, de bouteilles d'eau, etc… Ces déchets sont alors entraînés vers le milieu naturel et créent la pollution visuelle. De même, lors d'activités proches des cours d'eau (promenades, jeux d'eau, baignade, pêche, etc…), de nombreux déchets sont déposés dans l'environnement.

Cette pollution est très vite détectée par la population. En effet, ces déchets sont facilement visibles et laissent penser que le milieu aquatique est fortement pollué, alors que ce n'est pas obligatoirement le cas. Il est cependant important de traiter ce type de pollution à l'aide de dégrilleurs ou de séparateurs hydrauliques. En effet, un écosystème qui paraît déjà pollué sera moins respecté par le public, pouvant mener à des pollutions supplémentaires qui peuvent devenir nuisible pour la faune et la flore aquatique.

2.3.2.3 La désoxygénation

La désoxygénation se caractérise par une diminution brusque et importante de l'oxygène présent dans le milieu récepteur. Elle est particulièrement visible, car elle entraîne en général une forte mortalité piscicole. Par ailleurs, ce type d'impact est facilement mesurable, via l'oxygène dissous présent dans le milieu.

Ce type de pollution est dû à des apports d'eaux fortement désoxygénées ou à des apports de fortes concentrations en matière organique rapidement biodégradable. Lors de la dégradation de cette matière organique, les bactéries hétérotrophes naturellement présentes dans le milieu consomment alors énormément d'oxygène, n'en laissant que peu de disponible pour les autres espèces aquatiques, entraînant alors une forte mortalité des différentes espèces.

Le risque de désoxygénation est d'autant plus élevé que le milieu récepteur a une faible capacité de réoxygénation. Des milieux avec de faibles débits, des eaux stagnantes, de fortes profondeurs ou de faibles teneurs en oxygène (milieu de mauvaise qualité) seront plus susceptibles que les autres à subir ce type d'impact. De plus, ce phénomène est amplifié lorsque les températures augmentent, du fait de la diminution de la solubilité de l'oxygène avec la température.

2.3.2.4 *L'hyper-eutrophisation*

L'hyper-eutrophisation correspond à un impact du milieu dans sa globalité. Elle est due à un apport excessif de nutriments dans le milieu récepteur. Elle ne concerne pas seulement les eaux stagnantes, mais également certains cours d'eau dont les eaux se renouvellent lentement. Cela se caractérise par le développement de nombreuses algues vertes à la surface de l'eau qui se multiplient rapidement. De plus, leur décomposition après leur mort fait également chuter le taux d'oxygène dissous.

2.3.2.5 *La pollution par les micropolluants*

Les micropolluants détectés dans les rejets des réseaux séparatifs pluviaux stricts atteignent le milieu récepteur sans traitement préalable. Si les concentrations des polluants concernés ne sont que de l'ordre du nanogramme ou du microgramme, l'exposition répétée des écosystèmes peut cependant leur être préjudiciable. Il est possible de voir apparaître des effets à longs termes, qui se traduisent par une modification de la reproduction ou de la croissance de certains organismes.

De plus, certains micropolluants (les micropolluants métalliques et les pesticides notamment) peuvent s'accumuler dans les tissus des organismes aquatiques, entrant alors dans la chaîne alimentaire et pouvant de ce fait avoir un impact à grande échelle. Les micropolluants concernés sont ceux qui sont les plus biodisponibles, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas ou faiblement associés aux Matières en Suspension. C'est par exemple le cas du zinc ou du mercure.

SYNTHESE – LES IMPACTS SUR LE MILIEU NATUREL

Bien que longtemps considérés comme inoffensifs pour l'environnement, les rejets des réseaux séparatifs pluviaux stricts ont en fait un impact important sur le milieu récepteur. La nature même de ce type de rejet (fort pic de pollution sur une période restreinte) peut entraîner des effets de choc sur les cours d'eau, avec par exemple des modifications du régime hydraulique, la remise en suspension de sédiments, mais aussi une mortalité des espèces aquatiques en cas de désoxygénation brutale.

Par ailleurs, de par la répétitivité des évènements pluvieux, et donc des déversements dans le milieu récepteur, des effets chroniques peuvent également apparaître, notamment au niveau de la toxicité de certains polluants. Cela peut se traduire par une bioaccumulation de certains polluants dans les tissus des organismes aquatiques, et de ce fait une entrée dans la chaîne alimentaire. Des modifications de comportement, de croissance ou de reproduction peuvent aussi être une conséquence de ces effets chroniques.

C'est pourquoi il est nécessaire, afin de protéger les différents écosystèmes aquatiques, d'empêcher l'entrée dans l'environnement de tels polluants. Le traitement de la totalité des Rejets Urbains de Temps de Pluie (RUTP) ainsi que la réduction des émissions à la source représentent des solutions pour aller dans ce sens.

CHAPITRE 3.

LE TRAITEMENT DES RUTP

3 LE TRAITEMENT DES RUTP 87

3.1 LES DIFFERENTS MODES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES 87

3.1.1 LA GESTION A LA SOURCE ET LE STOCKAGE TEMPORAIRE 87

3.1.2 LE TRAITEMENT AVANT REJET 88

3.2 LE TRAITEMENT PAR LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX 89

3.2.1 LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX : DEFINITION ET PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT 89

3.2.2 CONCEPTION DES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX (FPR) 90

3.2.2.1 PRINCIPES GENERAUX 91

3.2.2.2 ENSEMBLE DU SYSTEME DE TRAITEMENT 91

3.2.2.3 DIMENSIONNEMENT 93

3.2.3 LES ELEMENTS CLES DE LA CONCEPTION DES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX 98

3.2.3.1 LE ROLE DU SENS D'ECOULEMENT 98

3.2.3.2 IMPACT DE L'INTERMITTENCE TEMPS SEC / TEMPS DE PLUIE 98

3.2.3.3 LE ROLE DE LA ZONE SATUREE 100

3.2.3.4 LE ROLE DES PLANTES 102

3.2.3.5 LE ROLE DU SUBSTRAT 105

3.2.3.6 LE ROLE DU TEMPS DE RETENTION HYDRAULIQUE (TRH) 106

3.2.3.7 L'EPAISSEUR DE LA COUCHE FILTRANTE 108

3.2.4 EFFICACITE EPURATOIRE DES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX 110

3.2.4.1 POUR LE TRAITEMENT DES EAUX USEES DOMESTIQUES 110

3.2.4.2 POUR LE TRAITEMENT DES EAUX INDUSTRIELLES 112

3.2.4.3 POUR LE TRAITEMENT DES EFFLUENTS RURAUX 114

3.2.4.4 POUR LE TRAITEMENT DES EAUX DE RUISSELLEMENT URBAIN 116

3 Le traitement des RUTP

Au vu des impacts sur le milieu naturel, il semble nécessaire que les eaux de ruissellement urbain ne parviennent plus au milieu récepteur sans traitement préalable. Dans le cas de réseaux séparatifs, seul un traitement en dehors des stations de traitement des eaux usées est possible.

3.1 Les différents modes de gestion des eaux pluviales

3.1.1 La gestion à la source et le stockage temporaire

En ville, l'urbanisation croissante depuis le début du XX^{ème} siècle entraîne une imperméabilisation de plus en plus importante, ayant pour conséquence l'augmentation des inondations en ville. C'est dans cette optique que depuis plusieurs dizaines d'années, différents modes de gestion des eaux pluviales ont été mis en place.

Ces différentes techniques ont pour but premier de lisser les débits pour éviter le pic souvent générateur d'inondations urbaines. La gestion à la source se met en place via les chaussées réservoir, les noues, les toitures terrasses, les tranchées drainantes ou les puits d'infiltration. Cela permet d'éviter l'effet de choc dû à un apport brusque d'une grande quantité d'eau polluée ; des solutions de stockage des eaux sont aussi possibles. Suite à ce stockage temporaire, les eaux sont rejetées dans le milieu naturel, mais à un débit plus faible et sur une plus longue période. De cette façon, l'effet de choc sur le milieu récepteur est atténué. Le stockage temporaire se met en place via les bassins secs et les bassins en eau.

En dehors de leur impact hydraulique (lissage des débits notamment), ces installations, positionnées à la source même du ruissellement, peuvent également avoir un impact sur la qualité des eaux retenues. En effet, Bressy *et al.* [*2011b*] indiquent que pour les stockages enterrés, l'abattement en polluants est plus important pour les polluants particulaires sensibles à la décantation, alors que les zones perméables végétalisées permettent un abattement préférentiel des polluants dissous.

3.1.2 Le traitement avant rejet

Un autre type de gestion des eaux pluviales est le traitement juste avant rejet dans le milieu récepteur. Il est possible de mettre cela en place à la suite des surverses des déversoirs d'orage, mais également à l'exutoire de réseaux pluviaux séparatifs stricts. Ainsi, l'eau est traitée préalablement à son rejet dans le milieu naturel, ce qui permet de diminuer les impacts sur la faune et la flore aquatique.

La difficulté de ce type de gestion est liée à la nature même des eaux pluviales, et plus particulièrement à leur caractère épisodique. En effet, les installations de traitement doivent être dimensionnées pour pouvoir accueillir des volumes importants en un court laps de temps et avoir la possibilité de n'avoir aucun apport en eau pendant les périodes de temps sec. Ainsi, certains types de traitement tels que les systèmes à boue activée ne pourraient pas être mis en place, puisqu'ils nécessitent un apport continu en eaux et une charge polluante suffisante pour permettre leur bon fonctionnement.

Parmi les systèmes utilisés pour le traitement avant rejet au milieu récepteur, on trouve des systèmes intensifs de type décanteur lamellaire ou des systèmes extensifs de type filtre planté de roseaux ou filtre à sable. Cependant, cela ne se fait pas sans contraintes particulières. En effet, le traitement est possible lorsque des microorganismes se développent à la surface des grains de sable. Si la biomasse reste longtemps sans apport d'eau, elle peut décroître et ne plus permettre un traitement efficace lors d'un évènement pluvieux faisant suite à une longue période de temps sec. Il en est de même pour les macrophytes présents au niveau des filtres plantés de roseaux, puisqu'ils sont sujets au stress hydrique lors des périodes de temps secs prolongées.

Ainsi, ces contraintes inhérentes à la nature même des eaux pluviales ou des surverses de déversoir d'orage sont des difficultés à surmonter pour installer des systèmes de traitement avant le rejet au milieu naturel. De plus, l'impact du caractère épisodique des évènements pluvieux sur la qualité du traitement n'est pour le moment pas bien connu, ainsi que les conséquences que cela peut avoir en matière de conception des installations.

C'est ici que se positionne la thématique de recherche décrite dans ce mémoire. Le but est d'améliorer les connaissances liées aux phénomènes cités précédemment, en ayant une description précise de l'impact des périodes de temps sec sur le traitement. Différentes configurations seront testées afin de déterminer celle qui sera la plus à même de répondre aux contraintes liées au traitement des eaux pluviales.

3.2 Le traitement par les filtres plantés de roseaux

Les filtres plantés de roseaux sont à ce jour principalement installés par les petites collectivités pour le traitement de leurs eaux usées domestiques. Mais depuis une dizaine d'années, ce type de système est de plus en plus utilisé pour le traitement des surverses de déversoir d'orage ou de rejets de réseaux séparatifs pluviaux stricts. Cependant, peu d'études ont été menées à ce jour sur l'efficacité réelle de ce type d'installation pour le traitement des eaux pluviales.

3.2.1 Les filtres plantés de roseaux : définition et principe de fonctionnement

Les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical sont des bassins remplis de couches de graviers de granulométries différentes superposées, recouvertes d'une couche de sable dans laquelle sont plantés les macrophytes. Les FPR à écoulement vertical sont remplis de couches de gravier ou de sable de différentes granulométries suivant la qualité des eaux usées à traiter. Celles-ci sont alors réparties de façon homogène sur le filtre, grâce à une alimentation par bâchées. L'effluent d'entrée percole alors à travers le milieu poreux et subit un traitement physique, chimique et biologique. L'effluent traité est collecté sur une couche de galets et récupéré par des drains [*Molle, 2003*]. Le schéma de principe est présenté sur la Figure 3-1.

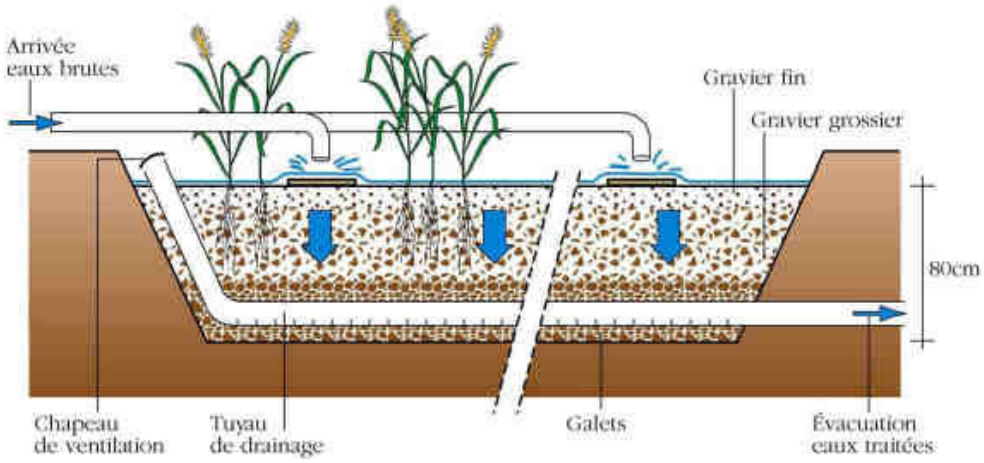


Figure 3-1. Schéma de principe d'un filtre planté de roseaux [*Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 1999*]

Dans le cadre du traitement des effluents d'un réseau d'assainissement séparatif pluvial, l'alimentation se fait en fonction de l'arrivée des épisodes pluvieux : après un stockage temporaire, l'effluent est déversé rapidement sur le filtre, de manière à submerger totalement la surface de celui-ci. De même que lors d'une alimentation par bâchées, cela permet la mise en place de périodes de repos, qui sont bénéfiques au bon fonctionnement du filtre planté de roseaux. En effet, celles-ci permettent de réguler l'accroissement de la biomasse au sein du filtre, mais aussi de restaurer le stock d'oxygène dans les interstices libres à l'air et de favoriser la minéralisation des dépôts afin de réduire les risques de colmatage. Cela laisse le temps au biofilm de dégrader les réserves de matière organique accumulée au cours des périodes d'alimentation.

Les tiges des macrophytes percent la couche de dépôts et permettent ainsi l'écoulement des eaux usées au sein du milieu poreux. Il y a alors création de conditions propices à la minéralisation de la fraction organique des dépôts en surface du filtre, ce qui atténue alors leur accumulation. Ces conditions favorables permettent d'éviter des contraintes d'exploitation trop importantes, notamment concernant l'extraction des boues [*Molle, 2003*].

3.2.2 Conception des filtres plantés de roseaux (FPR)

Différents types de filtres plantés de roseaux existent, suivant le type d'écoulement qui s'y produit. L'écoulement sub-surfacique, caractéristique des filtres plantés de roseaux, se fait à travers un milieu poreux et autour des racines et des rhizomes des végétaux, là où s'effectue le traitement des différents polluants. C'est le sens de l'écoulement au sein du milieu poreux (écoulement vertical ou horizontal) qui dicte les règles de conception d'un filtre planté de roseaux.

A l'heure actuelle, la conception des FPR utilisés pour le traitement des eaux de ruissellement urbain est adaptée à partir de celle préconisée pour le traitement des eaux usées domestiques [*Ellis, 1999*]. La difficulté principale pour le dimensionnement de telles installations réside dans le caractère épisodique et la possible superposition des évènements pluvieux : il est compliqué de trouver un dimensionnement optimal au vu de la grande diversité des apports. Cet aspect est crucial afin de maximiser le temps de contact entre l'effluent et le milieu poreux, de façon à augmenter l'efficacité épuratoire des systèmes [*Shutes et al., 1999*].

Par rapport aux systèmes de traitement des eaux usées domestiques, des modifications importantes sont apportées pour essayer de compenser, tout du moins en partie, le caractère épisodique des eaux pluviales, et les contraintes qui y sont liées. C'est pourquoi, dans cette partie, après une brève présentation des principes généraux de dimensionnement, nous présenterons la conception des FPR à écoulement vertical et celle des FPR à écoulement horizontal, en lien avec le traitement spécifique des eaux pluviales. Cela s'appuiera sur les différentes expériences en cours partout dans le monde que nous aurons pu recenser dans la littérature. Cependant, au cours des recherches bibliographiques, il est apparu que de très nombreuses études ont été faites à l'échelle du pilote, mais que très peu de sites réels ont quant à eux été instrumentés et suivis pour le traitement des eaux de ruissellement urbain. Cela est dû notamment aux contraintes inhérentes à ce type d'installation :

- ✓ nécessité d'avoir à disposition un espace conséquent en milieu urbain, ce qui est délicat à cause de la pression foncière de plus en plus forte
- ✓ difficulté d'instrumenter des systèmes déjà existants quand ils n'ont pas été prévus à cet effet
- ✓ coût important d'un système « taille réelle » nécessaire aux études
- ✓ difficulté de mobiliser les collectivités locales pour installer ce type de traitement sur leur commune, à cause notamment de l'absence d'obligation réglementaire
- ✓ coût des études de ce type de système, notamment en ce qui concerne l'instrumentation (pour la compréhension fine du fonctionnement des systèmes de traitement)

De plus, la littérature a montré qu'un très grand nombre de systèmes utilisés pour le traitement des eaux de ruissellement sont des systèmes à écoulement surfacique, qui ne nous intéressent pas pour cette étude, qui s'intéresse exclusivement aux filtres plantés de roseaux sub-surfaciques.

Ainsi, les études présentées ci-après sont peu nombreuses, et très rares sont celles se situant en milieu résidentiel urbain (la plupart des références trouvées concerne le traitement des eaux de ruissellement d'autoroutes, de parkings ou de zones commerciales ou industrielles).

3.2.2.1 *Principes généraux*

Ellis [*1999*] indique qu'il existe trois grandes méthodes de dimensionnement des filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux de ruissellement. Ces méthodes sont notamment liées au but à atteindre suivant le cas considéré :

- ✓ **Approche hydrologique** : la surface du FPR est déterminée de façon à ce qu'elle soit égale à un certain pourcentage de la surface active du bassin versant considéré (en général, 1 à 5% ; approche essentiellement utilisée pour les installations de petite taille)
- ✓ **Approche hydraulique** : la quantité de stockage nécessaire est déterminée en fonction des apports en eau
- ✓ **Approche cinétique** : un temps de séjour minimal dans le système est déterminé en fonction de la cinétique de décomposition ou d'assimilation de polluants spécifiques
- ✓ **Approche couplée cinétique / hydraulique**

3.2.2.2 *Ensemble du système de traitement*

Dans toutes les références recensées lors de la recherche bibliographique, les filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux de ruissellement sont le plus souvent précédés d'une zone de sédimentation, que ce soit sous la forme d'un bassin de décantation ou d'une mare de sédimentation. L'objectif principal est ici de prévenir le colmatage prématuré des filtres plantés de roseaux.

Tableau 3-1. Caractéristiques de systèmes de traitement "taille réelle" des eaux de ruissellement urbain

	Bassin versant collecté	Eléments à l'amont du filtre	Type de filtre	Références
Parc d'activités industrielles	18600 véh./jour, S = 2,8 ha, CR = 0,71	Décanteur de 12,5 m² équipé de cloisons siphoïdes	Vertical, *Ph. Australis*, S = 440 m²	[*Giroud et al., 2007*]
Exutoire de réseau d'assainissement séparatif pluvial	S = 400 ha	Zone de sédimentation	Horizontal, *Ph. Australis*,	[*Scholes et al., 1998*]
Zone urbaine résidentielle	S = 48 ha	Séparateur CDS, mare de sédimentation (S = 100 m²)	S = 700 m²	[*Birch et al., 2004*]
Zone urbaine	S = 337 ha	2 mares de sédimentation (S = 2x1380 m²)	Horizontal, S = 1500 m²	[*Laber, 2000*]
Parking	S = 460 m²	Décanteur	Lit de graviers horizontal, *Iris Acorus calamus*, S = 6,5 m²	[*Choi et al., 2013*]
Aéroport	S = 309 ha, CI = 0,78	Bassins de régulation	S = 2,08 ha	[*Revitt et al., 2001*]

S : superficie ; CR : coefficient de ruissellement ; CI : coefficient d'imperméabilisation

Les différentes études présentées dans le Tableau 3-1 ont pour point commun le traitement des eaux de ruissellement urbain à l'aide de filtres plantés de roseaux. Si les enjeux en matière de traitement et les orientations prises pour y répondre ont été différents pour toutes ces études, il a été systématiquement choisi d'avoir recours à la sédimentation préalablement au FPR pour prévenir le risque de colmatage. Cette sédimentation s'est faite soit à l'aide de décanteur, de bassin, de séparateur hydrodynamique ou de mare de sédimentation.

Une étude fait exception : l'étude de Meyer et al. [*2013*] qui vise au traitement de surverses de déversoirs d'orage à l'aide de filtres plantés de roseaux. Le choix a été fait de ne pas installer de système de décantation préalable, mais d'alterner l'alimentation des différents filtres plantés de roseaux pour laisser le temps à la minéralisation de se mettre en place.

3.2.2.3 Dimensionnement

Le choix du type de filtre planté de roseaux pour le traitement des eaux de ruissellement dépend grandement des contraintes locales pour l'étude en cours. En effet, les FPR étant des systèmes extensifs, ils exercent une pression foncière non négligeable qu'il est important de prendre en compte. C'est notamment cet aspect qui peut influencer le choix d'un FPR à écoulement vertical plutôt que d'un FPR à écoulement horizontal, la superficie des seconds étant nettement supérieure à celle des premiers, quel que soit le type d'effluent considéré. Ainsi, pour ce type de système de traitement, il apparaît que l'espace disponible devient un critère discriminant quant au choix des solutions retenues.

Dans leur étude, Shutes *et al.* [*1999*] donnent un certain nombre de recommandations quant au dimensionnement et à la conception des filtres plantés de roseaux pour le traitement des effluents de ruissellement des autoroutes. Au vu de l'étude bibliographique présentée dans le Chapitre 2, il apparaît que ces eaux ont des teneurs beaucoup plus élevées en métaux et en hydrocarbures que les eaux de ruissellement des zones résidentielles urbaines qui nous intéressent dans cette étude. Cependant, les difficultés liées au caractère épisodique des évènements pluvieux restent identiques et c'est pourquoi nous nous appuyons sur ces préconisations pour dimensionner les systèmes extensifs de traitement des eaux de ruissellement de notre étude. Ces éléments sont résumés dans le Tableau 3-2.

Ce tableau indique les préconisations pour le dimensionnement et la conception des FPR à écoulement horizontal. Les éléments à retenir d'après Shutes *et al.* [*1999*] sont les suivants :

- ✓ la sédimentation est indispensable pour prévenir le colmatage du filtre
- ✓ il est nécessaire de retenir le volume moyen d'un évènement pluvieux pendant plusieurs heures pour assurer un bon traitement de l'effluent
- ✓ il est intéressant de garder de l'eau au fond du filtre pendant les périodes de temps sec

Tableau 3-2. Préconisations pour le dimensionnement et la conception des filtres plantés de roseaux horizontaux pour le traitement des effluents de ruissellement urbain (d'après Shutes *et al.* [*1999*])

	Eléments / paramètres de dimensionnement à respecter
Sédimentation	Installation d'une zone de sédimentation à l'amont du filtre planté pour retenir un maximum de particules et prévenir tout colmatage prématuré
Temps de transit	Design idéal : retenir le volume moyen d'un évènement pluvieux pendant au minimum 3 à 5 heures, et préférentiellement entre 10 et 15 heures pour accomplir une bonne élimination des polluants
Temps de séjour	= 30 minutes pour l'évènement pluvieux de référence 24 heures maximum
Dimensionnement	Ratio largeur/longueur = 1:1 à 1:2 Pente de la base = 1% maximum Epaisseur minimale de substrat = 0,6 m Conductivité hydraulique = 10^{-3} à 10^{-2} m/s Charge hydraulique optimale = inférieure à 1 m^3/m^2/jour Vitesse d'entrée = inférieure à 0,3-0,5 m/s (au-delà de 0,7 m/s, il existe un risque d'endommagement des plantes) Alimentation de toute la largeur du filtre en laissant la possibilité d'effectuer une maintenance en cas d'obstruction et installation d'une zone de gabions pour dissiper le flux Maintien d'une épaisseur du substrat en submersion permanente (réglage avec le tuyau de sortie) : minimum 300 mm sous la surface du filtre Mise en place de tuyaux pour aider à l'aération des racines des végétaux Installation de gabions en sortie pour favoriser le drainage Structure de sortie qui incorpore un dispositif de contrôle de la hauteur d'eau au sein du filtre
Etanchéité	Argile ou géotextile au fond du lit : intéressant pour empêcher les fuites mais également pour maintenir le filtre en eau lors des périodes de temps sec
Végétation	*Typha latifolia* dans la première moitié et *Phragmites Australis* dans la seconde moitié D'autres plantes peuvent être installées en frange du filtre pour adoucir son aspect visuel
Maintenance	Elimination des sédiments et des boues accumulées Maintenance du substrat et des plantes (remplacement des plantes mortes) Elimination des mauvaises herbes Maintenance de la structure générale

Meyer *et al.* [*2013*] ont quant à eux cherché à comparer les différences entre les systèmes de traitement des surverses de déversoirs d'orage et notamment entre les différentes règles de dimensionnement et de conception en Europe, notamment entre l'Allemagne, la France et l'Italie. Ils précisent qu'il est nécessaire d'adapter le dimensionnement et la conception en fonction des législations nationales de chaque pays tout en prenant en compte les spécificités des surverses de déversoirs d'orage.

Les systèmes décrits dans le Tableau 3-3 présentent des différences de dimensionnement et de conception, notamment au niveau des granulats utilisés pour le garnissage des filtres. En effet, les systèmes allemand et italien traitent des eaux préalablement décantées, alors que le système français traite des eaux brutes. Ainsi, pour le système français, il est nécessaire d'adapter la granulométrie des matériaux afin de prévenir tout risque de colmatage anticipé, mais également

d'utiliser plusieurs filtres en parallèle et d'alterner leur alimentation pour permettre la minéralisation des boues déposées à la surface du filtre. Il est également intéressant de remarquer que le système français, malgré l'alimentation en eaux plus chargées que pour les systèmes allemand et italien, préconise des charges hydrauliques annuelles de 40 à 80$m^3/m^2/an$, contre 40$m^3/m^2/an$ pour les systèmes allemand et italien (avec un maximum de 60 et 50$m^3/m^2/an$ en cas d'année particulièrement pluvieuse).

De plus, les systèmes français et italien préconisent la mise en place d'une zone saturée en fond de filtre, alors que le système allemand n'y a pas recours.

Tableau 3-3. Comparaison de trois systèmes pour le traitement des surverses de déversoir d'orage (d'après Meyer *et al.* [*2013*])

	Allemagne RSF[1] (DWA-A 178, 2005)	**France CSO-CW[2] (taille réelle Marcy l'Etoile)**	**Italie CSO-CW[2] (taille réelle Gorla Maggiore)**
Eau d'entrée	Surverse de bassin récoltant les eaux de surverses de déversoirs d'orage	Surverses de déversoir d'orage brutes	Surverses de déversoir d'orage brutes (prétraité avant infiltration)
Lits de filtration	1 ou plus en parallèle	2 alimentés en alternance, en parallèle pour les évènements extrêmes	4 alimentés en alternance, en parallèle pour les évènements extrêmes
Epaisseur de la couche de rétention	Non défini (usuellement environ 1m)	Flexible (0,1, 0,35, 0,6 ou 0,8m pour chaque lit), 2,0m pour des lits connectés	Minimum 0,2m
Couche de filtration	0,75m minimum (sable 0/2mm, teneur en $CaCO_3$ > 10%)	Minimum 0,5m (1 lit sable + zéolite, 1 lit pozzolane)	0,2m (gravier 10mm) + 0,4m (gravier 2/6mm)
Zone saturée	Aucune (zone de drainage non saturée)	Flexible, minimum 0,2m (0,3m de gravier 10/20mm, 0,1m de gravier 3/8mm)	0,2m (gravier 40/80mm)
Limitation du débit sortant	0,02 $L/m^2/s$	0,02$L/m^2/s$	0,004$L/m^2/s$
Charge hydraulique max.	40m^3/m^2 en moyenne annuelle (maximum 60$m^3/m^2/an$)	40 à 80 $m^3/m^2/an$	35-40m^3/m^2 en moyenne annuelle (max. 50$m^3/m^2/an$)
Outil de dimensionnement	Simulation d'assainissement hydraulique sur le long terme		

[1] **Retention Soil Filter** [2] **Combined Sewer Overflow – Constructed Wetland**

Ainsi, pour les systèmes verticaux pour le traitement des surverses de déversoir d'orage, les éléments importants à retenir d'après Meyer *et al.* [*2013*] sont :

- ✓ mise en place de plusieurs filtres en parallèle en cas de traitement d'eaux très chargées en particules (pour alterner l'alimentation des filtres)
- ✓ nécessité d'adapter la granulométrie de la couche filtrante en fonction de la charge polluante des eaux à traiter (suivant les obligations réglementaires nationales)
- ✓ installation d'une zone saturée pour permettre de préserver le système de traitement lors des périodes de temps sec prolongées

SYNTHESE – LES GRANDES REGLES DE DIMENSIONNEMENT DES UNITES DE TRAITEMENT POUR LE TRAITEMENT DES RUTP

Afin de traiter au mieux les rejets urbains de temps de pluie (RUTP), il est nécessaire de prendre en compte leurs caractéristiques intrinsèques. En effet, le caractère épisodique des RUTP rend le dimensionnement des installations de traitement délicat. Le choix de la pluie de référence est fondamental, puisqu'il conditionne le dimensionnement des systèmes de traitement.

Plusieurs approches de dimensionnement peuvent être envisagées, suivant les enjeux locaux : une approche hydrologique, basée sur un pourcentage de la surface active du bassin versant, une approche hydraulique, qui repose sur un volume d'effluent à stocker, une approche cinétique, qui détermine un temps de séjour minimal pour la dégradation de polluants spécifiques, ou un couplage de plusieurs approches. Suivant les enjeux locaux (prévention contre les inondations, protection du milieu naturel contre des polluants spécifiques, etc…), une approche plutôt qu'une autre est à privilégier.

Concernant les préconisations de conception pour les systèmes de traitement extensifs, plusieurs points sont à retenir. Le premier point fondamental concerne la présence d'un système de sédimentation à l'amont des filtres plantés de roseaux afin de permettre de réduire la charge particulaire qui parvient au filtre. Cela contribue à limiter le colmatage prématuré du milieu poreux. Dans le but de limiter au mieux ce phénomène de colmatage, il est également important d'adapter la granulométrie au type d'effluent que l'on souhaite traiter. Dans le cas du traitement d'effluents particulièrement riches en particules, tels les surverses de déversoirs d'orage, l'installation de plusieurs filtres en parallèle est de même un moyen efficace de lutter contre le colmatage précoce : l'alternance d'alimentation des filtres permet de laisser le temps à la couche de boue superficielle d'être minéralisée.

Un autre point important concerne la nécessité de stocker le volume moyen des évènements pluvieux pendant plusieurs heures afin d'assurer un bon traitement de l'effluent. De plus, la mise en place d'une zone saturée en fond de filtre permet de prévenir toute dégradation du système de traitement, notamment un stress hydrique des végétaux ou des microorganismes.

3.2.3 Les éléments clés de la conception des filtres plantés de roseaux

3.2.3.1 *Le rôle du sens d'écoulement*

Il existe plusieurs types de filtres plantés de roseaux : les filtres à écoulement vertical ou les filtres à écoulement horizontal. Suivant le sens d'écoulement choisi, les contraintes de dimensionnement ne sont pas les mêmes, mais surtout, les mécanismes de rétention des polluants sont différents. García *et al*. [*2010*] indiquent dans leur revue bibliographique que des phénomènes aérobies ou anoxiques se développent dans les FPR à écoulement vertical alors que des phénomènes anaérobies se développent dans les FPR à écoulement horizontal. Cela est dû notamment à la conception : les filtres à écoulement vertical peuvent se réoxygéner une fois que l'effluent a fini de percoler alors que les filtres à écoulement horizontal étant toujours en eau, cette oxygénation est très limitée.

Ainsi, suivant le type de filtre choisi, les efficacités épuratoires seront différentes, notamment pour les polluants dont l'élimination est très fortement dépendante de la présence ou non d'oxygène.

3.2.3.2 *Impact de l'intermittence temps sec / temps de pluie*

Les filtres plantés de roseaux utilisés pour le traitement des eaux usées domestiques sont alimentés par bâchées, de façon à assurer un renouvellement de l'oxygène au sein du milieu poreux [*Molle et al., 2005*]. De plus, Prochaska *et al.* [*2007*] montrent que pour des filtres à l'échelle pilote traitant les eaux usées domestiques, une fréquence d'alimentation de 2 fois par semaine permet d'atteindre des rendements légèrement supérieurs à ceux obtenus pour une fréquence d'alimentation de 3 fois par semaine, tel que montré dans le Tableau 3-4. Ces résultats ne semblent cependant pas significativement différents.

Tableau 3-4. Efficacité épuratoire en fonction de la fréquence d'alimentation pour des eaux usées domestiques (d'après Prochaska *et al.* [*2007*])

	DCO	Azote total	$P\text{-}PO_4$
2 x par semaine	93,85%	16,59%	48,75%
3 x par semaine	95,78%	15,39%	42,72%

Meyer *et al.* [*2013*] indiquent dans leur étude que le comportement intermittent des filtres pour le traitement des surverses de déversoir d'orage peut être assimilé à une période de repos de 3 à 4 jours pour les filtres plantés de roseaux traitant des eaux usées domestiques. Or, cette période de repos permet la minéralisation de la couche de dépôt superficielle. Ainsi, l'effet positif de ces périodes de repos sur les mécanismes épuratoires pour le traitement des eaux usées domestiques pourrait être également observé pour les filtres traitant les rejets urbains de temps de pluie.

Au vu de la nature des RUTP, et notamment leur caractère épisodique, nous retrouvons le principe de l'alimentation intermittente des systèmes de traitement. Des périodes de temps sec plus

ou moins prolongées peuvent se produire, ayant un impact possible sur la capacité de traitement des eaux de ruissellement urbain. C'est cet aspect qui va maintenant être examiné dans ce paragraphe.

Hatt *et al.* [*2007*] et Blecken *et al.* [*2009b*] se sont intéressés à l'influence de ces intermittences de temps sec / temps de pluie sur l'élimination des métaux contenus dans des eaux de ruissellement urbain synthétiques par des filtres à l'échelle du pilote. Hatt *et al.* [*2007*] se sont intéressés à des systèmes non plantés. Ils n'ont pas remarqué d'influence significative de l'intermittence temps sec / temps de pluie sur l'élimination des métaux. Blecken *et al.* [*2009b*] ont étudié des systèmes plantés de *Carex appressa*. La présence de végétaux entraîne une influence importante de l'intermittence temps sec / temps de pluie. En effet, leur étude montre que la concentration en métaux en sortie du système de traitement est affectée par la durée de temps sec qui précède l'évènement pluvieux : à partir de plus de trois semaines de temps sec, la concentration en métaux en sortie est plus élevée que pour des périodes de temps sec plus courtes. Cependant, ils indiquent également qu'après séchage, les filtres récupèrent tout de même rapidement.

Suite à cette étude, Blecken *et al.* [*2009b*] proposent plusieurs explications quant à cette influence des périodes de temps sec prolongées sur la qualité du traitement :

- ✓ Lessivage des métaux déjà accumulés des évènements pluvieux précédents
- ✓ Mobilisation des sédiments fins
- ✓ Ecoulements préférentiels dus à des petites fissures qui apparaissent dans le milieu poreux lors des périodes de temps sec
- ✓ Stress hydrique du biofilm
- ✓ Diminution de la teneur en eau dans le filtre : les métaux accumulés dans le milieu poreux sont susceptibles d'être oxydés et donc lessivés lors de l'évènement pluvieux suivant

Ainsi, la nature intrinsèque des rejets urbains de temps de pluie engendre des difficultés pour le traitement de tels effluents. Si les périodes de temps sec sont bénéfiques pour permettre la minéralisation de certains polluants, tel que démontré dans les études de traitement des eaux usées domestiques, elles peuvent également avoir un impact négatif sur la qualité des effluents de sortie, notamment lors de périodes de temps sec particulièrement prolongées. Par exemple, Zinger *et al.* [*2013*] ont montré qu'un relargage d'azote se produit souvent lors de la première pluie qui suit une période de temps sec prolongée. Ce point devra être examiné avec attention lors de notre étude. Pour compenser les effets négatifs des périodes de temps sec prolongées, il est possible d'installer une zone saturée en fond de filtre pour protéger les végétaux et le biofilm.

3.2.3.3 Le rôle de la zone saturée

Comme indiqué dans le Paragraphe 3.2.2.3, une zone saturée en fond de filtre semble intéressante pour les filtres plantés de roseaux réalisant le traitement d'eaux de ruissellement urbain. Nous avons donc recherché dans la littérature scientifique les conséquences de la mise en place d'une telle zone saturée.

Zinger *et al.* [*2007a*], cité dans Blecken et al. [*2009a*], indiquent que la zone saturée a un impact positif sur la survie des végétaux lors de périodes de temps sec prolongées. C'est également cet aspect intéressant qui est mis en avant par Meyer *et al.* [*2013*].

En effet, d'après le Tableau 3-3 comparant les systèmes français, italiens et allemands pour le traitement des surverses de déversoir d'orage [*Meyer et al., 2013*], nous avons pu constater que les systèmes français et italiens mettent en place une zone saturée en fond de filtre, de manière à protéger le système pendant les périodes de temps sec prolongées, notamment pour prévenir le stress hydrique des végétaux. Cependant, le système allemand n'a pas recours à cette zone saturée. En effet, tel que décrit dans Meyer *et al.* [*2013*], des expériences précédentes menées en Allemagne ont montré que la présence d'une zone saturée avait des effets négatifs, avec notamment :

- ✓ efficacités épuratoires plus faibles
- ✓ valeurs faibles de pH qui conduisent à un relargage des carbonates
- ✓ apparition de nuisances olfactives dues aux conditions anaérobies dans la zone saturée.

Afin de compenser ces impacts négatifs, les systèmes verticaux français et italiens ont mis en place des aérations intermédiaires dans le milieu poreux, dispositif qui n'est pas mis en place dans les systèmes allemands. Ces aérations prennent la forme de tuyaux percés placés juste au-dessus de la zone saturée et connectés avec l'atmosphère afin d'apporter de l'oxygène à la base de la partie non saturée. Cet apport en oxygène permet de favoriser les conditions aérobies et empêche ainsi les nuisances olfactives dues à des conditions anaérobies et notamment à la fermentation. Dans leurs préconisations pour le traitement des eaux de ruissellement d'autoroute, Shutes *et al.* [*1999*] insistent également sur le fait qu'il est nécessaire d'installer des tuyaux permettant l'aération des racines dans les systèmes à écoulement horizontal.

De plus, dans leur étude, Blecken *et al.* [*2009a*] s'intéressent à l'influence de la présence d'une zone saturée sur le traitement dans des colonnes à l'échelle pilote. Ces colonnes permettent, pour un seul et même système, de mettre ou de retirer la zone saturée. Il est important de noter, au vu des observations précédentes, que ces systèmes ne sont pas équipés d'aérations supplémentaires pour aider à l'oxygénation du système. Les résultats de l'étude sont résumés dans le Tableau 3-5.

Tableau 3-5. Influence de la zone saturée sur la qualité de traitement (d'après Blecken *et al.* [*2009a*])

	Pas de zone saturée		Zone saturée de 450mm	
	A	**B**	**A**	**B**
Cuivre	83,7% (13,3)	91,5% (4,4)	75,2% (13,7)	86,3% (5,4)
Plomb	98,9% (1,2)	99,2% (0,9)	99,0% (0,9)	99,7% (0,3)
Zinc	97,7% (1,0)	98,7% (0,9)	97,9% (1,0)	98,3% (0,7)
Potentiel Redox (mV)	252	183	194	138
Oxygène dissous (mg/L)	8.5	8,7	8.2	7,8
pH	6,85	6,94	6,90	6,79

Les valeurs présentées sont des efficacités épuratoires pour le Cu, le Pb et le Zn, et les valeurs de l'effluent de sortie pour le potentiel Redox, l'oxygène dissous et le pH ; entre parenthèses, l'écart type associé à la valeur.

A : premier flot sortant de la colonne (eau porale résiduelle de l'épisode N-1) ; B : eau nouvellement traitée de l'épisode N

Les résultats présentés dans le Tableau 3-5 confirment partiellement les résultats des études allemandes sur l'impact négatif d'une zone saturée. En effet, il est possible de constater que la présence d'une zone saturée contribue à l'établissement d'un potentiel Redox inférieur à celui existant en absence de zone saturée (environ 50mV de différence). De même, la concentration en oxygène dissous est plus faible en présence d'une zone saturée. Concernant le pH, les résultats sont plus mitigés, puisqu'on voit une très légère augmentation du pH pour l'épisode A en présence d'une zone saturée et une diminution légèrement plus importante pour l'épisode B.

Cependant, les études allemandes mentionnées dans Meyer *et al.* [*2013*] indiquent une diminution de la qualité du traitement due à la présence de la zone saturée (diminution des rendements, relargage de carbonates dû au faible pH et odeurs causées par les conditions anaérobies).

Zinger *et al.* [*2007b*] ont mené une étude similaire à Blecken *et al.* [*2009a*], mais en s'intéressant plus particulièrement au traitement des différentes formes de l'azote. Les résultats montrent que pour les différentes formes de l'azote étudiées (Azote total, ammonium, Azote organique et oxydes d'azote), la présence d'une zone saturée de 450mm n'affecte que très légèrement les rendements épuratoires. En effet, la présence de la zone saturée diminue les rendements épuratoires de l'azote total, les oxydes d'azote et de l'azote organique de moins de 2-3% et augmente les rendements épuratoire de l'ammonium d'1% seulement. Ainsi, au vu de ces résultats, nous pouvons dire que la présence ou l'absence d'une zone saturée n'a pas ou peu d'influence sur les rendements épuratoires de l'Azote.

Cependant, dans une étude ultérieure, Zinger *et al.* [*2013*] ont montré que la présence d'une zone saturée en fond de filtre permet d'atténuer, voire d'éliminer complètement, le relargage d'azote qui apparaît lors du premier épisode pluvieux suite à une période de temps sec prolongée.

3.2.3.4 Le rôle des plantes

La littérature n'est pas unanime quant au rôle des plantes concernant l'efficacité épuratoire. Cependant, la plupart des études ont montré un rôle favorable en matière de traitement de différentes substances polluantes [*Vymazal, 2011*]. Brix [*1997*] indique par exemple que les macrophytes utilisés dans les FPR ont plusieurs propriétés en relation avec les processus de traitement qui en font un composant essentiel de la conception des filtres.

Dans tous les cas, il est nécessaire de choisir des plantes robustes. En effet, elles doivent être à même de résister à des conditions extrêmes, qu'il s'agisse de périodes de temps sec prolongées, qui peuvent entraîner un stress hydrique important pour le végétaux, ou de périodes d'alimentation en eau importantes, qui impliquent quant à elles des phases d'immersion qui peuvent durer plusieurs jours. Il est donc impératif que les végétaux choisis puissent résister à cette diversité de conditions hydriques. De très nombreuses études ont été menées et ont montré que les roseaux sont particulièrement appropriés pour répondre à ce type de contraintes. Les plantes les plus fréquemment utilisées en Europe sont les *Phragmites australis*, alors que les Etats Unis sont partisans de l'utilisation *des Typha latifolia*. Dans certaines régions du monde, où les conditions climatiques sont différentes, d'autres végétaux peuvent être utilisés.

Les *Phragmites australis* sont reconnus pour favoriser le transport de l'air au sein du milieu poreux, notamment grâce à la croissance rapide des parties souterraines [*Brix, 1987*]. De plus, ils sont résistants à un grand nombre de contraintes environnementales différentes [*Molle, 2003*]. Gucker [*2008*] indique par exemple des tolérances très importantes aux températures extrêmes (*Phragmites australis* présents dans des zones au climat continental, aride voire semi-aride ou subtropical, avec des températures pouvant varier de -39°C à +46°C suivant les zones).

Ils sont également capables de supporter des immersions fréquentes et prolongées aussi bien qu'un dessèchement saisonner [*Stevens et al., 1995; Gucker, 2008*]. Pagter *et al.* [*2005*] indiquent également que les *Phragmites australis* peuvent résister à un stress hydrique voire à une sécheresse pendant une période relativement longue : les mécanismes de défense des plantes (diminution du nombre de feuilles, ajustement osmotique, diminution de la conductance stomatique, etc…) ne se mettent en place, pour la plupart d'entre eux, que lorsque les quantités d'eau fournies deviennent très basses.

Les *Phragmites australis* occupent également une grande diversité de sols, tels que l'argile, le terreau sableux, la tourbe minérale, etc… [*Hall&Hansen, 1997; Diggs et al., 1999; Gucker, 2008*] à des pH pouvant être très variés [*Gucker, 2008*], ainsi qu'à des salinités pouvant atteindre 45000 ppm, même si la croissance des plants est favorisée pour des faibles salinités (0-5000 ppm) [*Chambers et al., 2003*].

Les propriétés intéressantes des plantes pour les filtres utilisés pour le traitement des eaux sont listées dans le Tableau 3-6.

Tableau 3-6. Résumé des rôles principaux des macrophytes dans les filtres plantés de roseaux (d'après Vymazal [*2011*] et Brix [*1997*])

Propriété des macrophytes	Rôle dans les processus de traitement
Tissus aériens	Atténuation de la lumière – croissance réduite du phytoplancton Isolation pendant l'hiver Risque réduit de remise en suspension Apparence esthétique du système Stockage de nutriments
Tissus dans l'eau	Effet filtrant – filtration des débris les plus grossiers Diminution de la vitesse de l'eau – augmentation de la sédimentation, risque réduit de remise en suspension Exsudation d'oxygène lié à la photosynthèse - augmentation de la dégradation aérobie Consommation de nutriments
Racines et rhizomes dans le sédiment	Stabilisation de la surface des sédiments – diminution de l'érosion Prévention du colmatage du milieu poreux dans les systèmes verticaux Mise à disposition de surfaces pour le développement bactérien Rejet d'oxygène – augmentation de la dégradation et de la nitrification Consommation de nutriments Rejet d'antibiotiques

Il est cependant nécessaire de préciser quelques points indiqués dans le Tableau 3-6, notamment concernant la consommation et le stockage de nutriments. En effet, l'amélioration du traitement des eaux par la présence de plantes est réelle et démontrée dans de nombreuses études [*Coleman et al., 2001; Fritioff&Greger, 2003; Lee&Scholz, 2007; Adhikari et al., 2011*]. Ces constatations ont longtemps laissé penser que l'assimilation de certains polluants par les plantes était le mécanisme majeur de traitement des filtres plantés de roseaux.

Cependant, des études supplémentaires ont montré que l'assimilation par les plantes n'est que minoritaire par rapport aux mécanismes microbiologiques et physiques [*Kadlec&Wallace, 2008*]. Stottmeister *et al.* [*2003*] indiquent que moins de 5% de la charge en phosphore des eaux usées domestiques est absorbée par les plantes et que moins de 5 à 10% de l'azote est éliminé lors de la fauche des végétaux. De même, Davies and Cottingham [*1993*], cité dans García *et al.* [*2010*], indiquent que pour des filtres utilisés pour le traitement des eaux usées domestiques, l'assimilation du phosphore par les plantes représente moins de 6% de la charge de l'effluent d'entrée.

Pourtant, certains auteurs ne sont pas d'accord avec ce postulat. En effet, Batty [*2003*] suggère que l'assimilation des métaux par les plantes pourrait être plus importante que ce qui est communément admis. Une étude de Batty & Younger [*2002*] montre que pour certaines concentrations en fer relativement faibles (1 mg/L notamment), 100% du fer est retrouvé dans les tissus des *Phragmites australis* utilisés. Cependant, à notre connaissance, peu d'études montrent des résultats aussi flagrants (Tableau 3-7).

Tableau 3-7. Rétention des métaux par les plantes

	Type de plante	Métaux étudiés	Rétention par les végétaux	Référence
Effluent reconstitué à l'échelle de laboratoire	Phragmites australis	Ni, Cu	Moins de 1%	[*Lee&Scholz, 2007*]
Effluent synthétique à l'échelle de laboratoire	Panicum virgatum, Kentucky-31, Bromus ciliatus	Zn, Cu, Pb, Cd	0,5 à 3,3%	[*Sun&Davis, 2007*]
Traitement des eaux de ruissellement à l'échelle réelle	Typha domingensis, Schoenoplectus americanus, acutus et californicus	As, Se	Moins de 0,50 kg/ha/an	[*Adhikari et al., 2011*]
Revue bibliographique	Plantes « hyper-accumulatrices de métaux »	-	0,1 à 1%	[*Baker, 1999*]

Les résultats présentés dans le Tableau 3-7 semblent cohérents, que les études soient réalisées à l'échelle du laboratoire avec des effluents synthétiques ou reconstitués ou à l'échelle réelle. De plus, Lee & Scholz [*2007*] et Sun & Davis [*2007*] indiquent que la rétention par les végétaux est négligeable par comparaison à la rétention au sein du filtre, notamment par le milieu poreux.

Les plantes ont tout de même leur importance quant au bon fonctionnement des filtres plantés de roseaux. En effet, elles ralentissent les phénomènes de colmatage et maintiennent donc une conductivité hydraulique viable pendant plusieurs années. Cela est dû notamment à la croissance des racines et des rhizomes qui créent des parcours hydrauliques privilégiés au sein du milieu poreux, ainsi qu'aux mouvements des tiges et des feuilles dus au vent, permettant ainsi de conserver un cheminement préférentiel dans la couche superficielle du milieu poreux et favorisant de cette manière l'infiltration des effluents dans le milieu poreux [*Lee&Scholz, 2007; Cooper, 2009*]. Zhao *et al.* [*2007*] parlent quant à eux d'un effet direct des végétaux sur l'élimination des polluants : la consommation d'eau par les plantes réduit le volume de lixiviat, et donc la concentration en polluants dissous.

Stottmeister *et al.* [*2003*] ont un avis plus mitigé sur l'impact des plantes dans le milieu poreux. Ils indiquent en effet que l'effet peut aussi bien être positif que négatif : d'un côté, les racines et les microorganismes colmatent les pores du sol mais d'un autre côté, la croissance des racines et la dégradation microbienne des racines mortes engendrent la formation de pores secondaires. Ainsi, il est possible qu'un équilibre soit finalement atteint entre colmatage biologique et création de pores secondaires, ce qui permet de maintenir la conductivité hydraulique. Dans leur étude sur des filtres horizontaux à l'échelle du pilote, Akratos & Tsihrintzis [*2007*] valident l'impact négatif des plantes sur la porosité du milieu poreux. En effet, ils montrent que la porosité du milieu poreux diminue au cours du temps (en 18 mois pour cette étude) pour les systèmes plantés (*Phragmites australis* ou *Typha latifolia*) mais reste constante pour le système non planté. De plus, le type de végétation influence également la variation de la porosité. Dans leur étude, Akratos et Tsihrintzis montrent que pour un même granulat, la porosité diminue de 1% en 18 mois pour le milieu planté avec des *Typha latifolia*, contre 4% avec les *Phragmites australis*. A cela s'ajoute le fait que les plantes produisent elles-mêmes de la matière organique : les racines et les rhizomes

exsudent de la matière organique directement dans le milieu granulaire [*Tanner et al., 1998*] et les parties aériennes restent à la surface du filtre quand elles meurent.

Par ailleurs, les racines et rhizomes servent de support aux microorganismes et apportent de l'oxygène dans la zone de la rhizosphère, où les microorganismes aérobies peuvent se développer [*Shutes, 2001; Haberl et al., 2003; Faulwetter et al., 2009*]. Cependant, Molle [*2003*] indique, d'après les observations de Brix [*1997*], qu'il semble que l'oxygénation par les roseaux en période hivernale soit pratiquement nulle, notamment lors du flétrissement des parties aériennes. De plus, Collins *et al.* [*2004*] indiquent également que le type de plante utilisé dans un filtre planté de roseaux affecte les assemblages bactériens, notamment au niveau des rhizomes. Ainsi, les plantes choisies pour végétaliser un filtre ont à la fois un effet direct et indirect sur le traitement des effluents.

3.2.3.5 Le rôle du substrat

Le substrat d'un filtre planté de roseaux pour le traitement des eaux a un rôle fondamental. Il est à l'origine de nombreux mécanismes d'élimination des différents polluants, tels que la filtration, la sorption et la précipitation [*García et al., 2010*]. Ainsi, le choix du type de substrat est fondamental et doit être adapté suivant les objectifs à atteindre.

Le granulat utilisé a un rôle à la fois au niveau de l'hydrodynamique et au niveau du traitement des polluants. En effet, Stottmeister et al. [*2003*] indiquent que pour les filtres plantés de roseaux, le paramètre principal qui influence l'hydrodynamique est la granulométrie du substrat. Plus un sable est fin, plus sa conductivité hydraulique diminue. C'est cette dernière qui pilote le temps de séjour au sein du filtre, et donc le temps de contact entre l'effluent et le milieu poreux. Le rôle joué par le substrat pour l'élimination de différents polluants est indiqué dans le Tableau 3-8.

Ainsi, le choix du substrat s'avère essentiel. Akratos et Tsihrintzis [*2007*] suggèrent même que la provenance du substrat peut également être importante et avoir une influence sur les mécanismes se produisant au sein du milieu poreux. Ils constatent par exemple dans leur étude qu'un gravier de rivière est plus efficace qu'un gravier de carrière, notamment à cause de leur composition. En effet, les granulats de carrière proviennent le plus souvent de roches très riches en carbonates et pauvres en fer et en aluminium alors que les granulats de rivière ont des teneurs plus équilibrées en ces trois éléments, ceux-ci étant fondamentaux pour la rétention du phosphore. Concernant ce point, Prochaska *et al.* [*2007*] ont montré que l'ajout de dolomite avec le sable (ratio 10:1) n'améliore pas le traitement du phosphore.

De plus, dans leur étude, Akratos et Tsihrintzis [*2007*] se sont également intéressés à l'évolution de la porosité pour les différents substrats étudiés. Ils constatent qu'elle diminue au cours du temps pour les systèmes plantés, mais que la provenance du substrat n'influence pas cette variation. En revanche, Truu *et al.* [*2009*] indiquent que le matériau filtrant a une influence significative sur les processus microbiens qui se mettent en place au sein du milieu poreux.

Tableau 3-8. Caractéristiques du substrat et mécanismes associés

	Mécanisme associé	Polluant(s) concerné(s)	Référence
Granulométrie	Adsorption sur les grains *La granulométrie conditionne la surface développée : plus un substrat est fin, plus sa surface développée est importante et plus le nombre de sites d'adsorption est important*	Matières en Suspension, Phosphore, Azote, Métaux	[*Akratos&Tsihrintzis, 2007; García et al., 2010*]
	Filtration *Plus le substrat est fin, plus les particules fines seront retenues physiquement, mais plus le risque de colmatage est élevé*	Matières en suspension, Polluants particulaires	[*García et al., 2010*]
	Croissance microbienne *Plus les grains sont fins, plus les microorganismes sont fortement fixés dessus*	Polluants dissous	[*Calheiros et al., 2009; Truu et al., 2009*]
Teneur en matière organique	Adsorption sur la matière organique *Les polluants peuvent se fixer très fortement sur la matière organique située à la surface des filtres ou au sein du substrat*	Métaux, HAPs	[*Cottin&Merlin, 2008; García et al., 2010*]
Composition du sable	Précipitation chimique *Formation de précipités insolubles ; la présence de Fe, Al et Ca favorise par exemple la précipitation du phosphore*	Azote, Phosphore	[*Drizo et al., 1999; Akratos&Tsihrintzis, 2007; García et al., 2010*]

Ainsi, lors de la conception d'un filtre planté de roseaux, il est important de considérer aussi bien la provenance du granulat, qui influence la composition, que la granulométrie, la teneur en matière organique et la teneur en différents éléments clés, tels que le fer, l'aluminium ou le calcium. Tous ces éléments doivent être pris en compte en fonction des objectifs de traitement à atteindre.

3.2.3.6 Le rôle du temps de rétention hydraulique (TRH)

Le temps de rétention hydraulique (TRH) est fortement dépendant de deux paramètres : la granulométrie du substrat et la charge hydraulique imposée au filtre. Il conditionne le temps de contact entre l'effluent et le milieu poreux, et donc l'efficacité épuratoire : plus le temps de contact est long, plus les mécanismes de dégradation ou de rétention des polluants ont le temps de se mettre en place [*Villermaux, 1993*].

Plusieurs études ont testé l'influence du temps de rétention hydraulique sur l'efficacité épuratoire de différents systèmes de traitement. Terzakis *et al.* [*2008*] se sont par exemple intéressés à l'influence du temps de rétention hydraulique sur l'efficacité épuratoire des eaux de ruissellement d'autoroute à l'aide de deux filtres à l'échelle pilote : un avec un temps de rétention hydraulique égal à 12h et l'autre égal à 24h. Les résultats sont présentés dans le Tableau 3-9.

Tableau 3-9. Comparaison d'efficacité épuratoire de différents polluants pour des temps de séjour de 12 et 24h (valeurs en pourcentages) (d'après Terzakis *et al.* [*2008*])

	Septembre 2005-Août 2006		Septembre 2006-Août 2007	
	TRH = 12h	THR = 24h	TRH = 12h	THR = 24h
DCO	49	51	49	54
MES	91	90	90	94
NT	55	59	45	56
N-NO_3^-	71	72	66	59
PT	61	67	59	64
Cu	61	56	53	58
Ni	49	41	9	14
Pb	42	28	23	37
Zn	63	58	72	75
Σ 6 HAPs	-	-	47	63
Σ 16 HAPs	-	-	59	71

Pour commenter ces résultats, nous allons nommer F12 le filtre avec un temps de rétention hydraulique de 12h et F24 le filtre avec un temps de rétention hydraulique de 24h. Le Tableau 3-9 montre que pour la première année de fonctionnement, pour les paramètres globaux, F24 est légèrement plus efficace que F12, à l'exception des matières en suspension qui sont retenues à 91% par F12 contre 90% pour F24. Au contraire, pour les métaux, c'est F12 qui est le plus efficace. La deuxième année de fonctionnement voit les résultats changer. En effet, F24 est alors le plus efficace pour tous les paramètres, métaux et hydrocarbures aromatiques polycycliques compris, à l'exception du N-NO_3^- (66% pour F12 et 59% pour F24). Cependant, toutes les valeurs obtenues restent très proches entre F12 et F24, que ce soit pour la première ou la deuxième année de fonctionnement.

Ainsi, l'impact positif d'un temps de rétention hydraulique plus long semble démontré pour les paramètres globaux, quelle que soit l'année de fonctionnement. Concernant les métaux, la première année de fonctionnement ne réagit pas positivement à un temps de rétention hydraulique plus long, contrairement à la seconde année de fonctionnement.

De même, Akratos et Tsihrintzis [*2007*] se sont intéressés à l'influence du temps de rétention hydraulique pour des filtres à écoulement horizontal à l'échelle pilote pour le traitement d'eaux usées domestiques synthétiques. Quatre temps de rétention hydrauliques différents ont été testés : 6 jours, 8 jours, 14 jours et 20 jours. Ils ont pu remarquer que plus le temps de rétention hydraulique est important, plus l'efficacité épuratoire est élevée. Cependant, il est important de noter que si pour la plupart des cas testés, Akratos et Tsihrintzis obtiennent un ordre croissant d'efficacité épuratoire suivant l'augmentation du temps de rétention hydraulique, ce n'est pas systématiquement le cas. En effet, pour 9 des 30 cas testés, ils obtiennent une efficacité épuratoire plus importante pour un temps de rétention hydraulique de 8 jours que de 14 jours (20 jours > 8 jours > 14 jours > 6 jours en matière d'efficacité épuratoire). Néanmoins, l'étude statistique réalisée par les auteurs a montré que seules les efficacités épuratoires obtenues pour des THR de 6 et 8 jours sont significativement différentes. Cela montre qu'afin d'obtenir des efficacités épuratoires adéquates, il est nécessaire d'avoir un temps de rétention hydraulique de 8 jours au minimum.

Gikas *et al.* [*2013*] ont également étudié l'élimination du Fer, du Chrome et du Plomb par les filtres à écoulement horizontal. Ils se sont intéressés particulièrement à l'influence du temps de rétention hydraulique et ont montré que pour ce type de système, plus il est élevé, plus la concentration en métaux diminue, que le filtre soit non planté ou planté de *Phragmites australis* ou de *Typha latifolia*.

Ainsi, le temps de rétention hydraulique est très important pour atteindre des efficacités épuratoires en adéquation avec les objectifs de qualité du milieu récepteur fixés au niveau local. D'après Truu *et al.* [*2009*], cette influence du temps de rétention hydraulique sur l'efficacité épuratoire est due notamment à l'impact que ce paramètre a sur les microorganismes.

3.2.3.7 L'épaisseur de la couche filtrante

Si le matériau mis en place dans la couche filtrante est fondamental pour le traitement des effluents (Paragraphe 3.2.3.5), l'épaisseur de la couche filtrante a également son importance. En effet, de nombreux mécanismes physico-chimiques se développent au sein du milieu poreux et diffèrent suivant la profondeur à laquelle on se situe. Par exemple, pour les filtre à écoulement vertical, le potentiel Redox diminue considérablement avec la profondeur, notamment du fait que les mécanismes qui fournissent de l'oxygène (aération par la surface, respiration des plantes) se produisent à la surface du milieu poreux [*García et al., 2010*] lorsqu'il n'y a pas de drain d'aération intermédiaire. De même, Truu *et al.* [*2009*] indiquent qu'on trouve une stratification de la biomasse en fonction de la position par rapport à l'entrée et à la sortie du système, et notamment par rapport à la profondeur.

Plusieurs études se sont intéressées au profil de concentration en polluants en fonction de la profondeur pour des filtres à écoulement vertical. Par exemple, Blecken *et al.* [*2009a*] montrent que les métaux contenus dans un effluent synthétique simulant des eaux de ruissellement urbain sont éliminés dans les 45 premiers centimètres de la colonne filtrante. Dans une autre étude [*2009b*], ils indiquent qu'en dessous de 20 centimètres, les concentrations en métaux deviennent inférieures aux limites de détection.

Il est donc important que l'épaisseur de la couche filtrante soit suffisamment importante pour permettre à tous les mécanismes nécessaires au bon traitement des effluents de se développer. En revanche, une épaisseur trop importante de couche filtrante peut être un surcoût inutile. C'est pourquoi il est intéressant de connaître l'épaisseur optimale à un bon traitement.

SYNTHESE – LES ELEMENTS DE DIMENSIONNEMENT RESPONSABLES DU TRAITEMENT DES POLLUANTS DANS LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX

Les filtres à écoulement subsurfacique, qu'ils soient horizontaux ou verticaux, présentent des dénominateurs communs dans leur conception et leur dimensionnement. Ces différents aspects exercent un rôle plus ou moins important sur l'efficacité de traitement de telles installations.

Le sens de l'écoulement au sein du milieu poreux (vertical ou horizontal) influence de façon très importante le renouvellement en oxygène du milieu poreux, et donc le type de microorganismes présents. Cela affecte donc l'élimination des différents polluants puisque la biodégradation par les microorganismes est un mécanisme fondamental du traitement des eaux.

L'intermittence entre les périodes de temps sec et les périodes de temps de pluie est importante. En effet, l'existence de périodes de temps sec permet à la minéralisation de la couche supérieure du milieu poreux des filtres à écoulement vertical de se mettre en place. Cependant, des périodes de temps sec prolongées peuvent affecter la qualité de traitement de l'évènement pluvieux qui survient suite à la phase sans alimentation. Malgré cela, il est important de noter que les filtres récupèrent très rapidement leur efficacité épuratoire une fois qu'ils sont de nouveau alimentés.

Pour contrer les effets négatifs de périodes de temps secs prolongées, et notamment leur impact sur les végétaux et les microorganismes, il est recommandé d'installer des zones saturées en permanence en fond de filtre. Cependant, il est nécessaire de mettre en place une aération supplémentaire afin de prévenir toute nuisance olfactive et maintenir des conditions aérobies. Cette zone saturée a peu ou pas d'impact sur la qualité du traitement, même si le consensus ne semble pas atteint entre les différents auteurs.

Les végétaux plantés dans les filtres ont également un rôle important. Les plantes les plus utilisées en Europe sont les *Phragmites australis*. Outre l'aspect esthétique évident, les plantes assurent une légère assimilation des nutriments et des métaux et permettent d'apporter de l'oxygène au milieu poreux, ce qui a pour conséquence le développement de microorganismes spécifiques autour des rhizomes ou des racines. De plus, la végétation a un impact positif sur le ralentissement des phénomènes de colmatage du milieu poreux.

Concernant le substrat choisi pour le milieu poreux, il a un rôle absolument fondamental, puisqu'il est responsable de la sédimentation, de la filtration, de la sorption et de la précipitation chimique. La composition du sable est également importante et influence par exemple la rétention du Phosphore. Le temps de rétention hydraulique est également fondamental puisqu'il régit le temps de contact entre l'effluent et le milieu poreux ou les microorganismes, et donc l'efficacité de traitement (plus le temps de rétention hydraulique est long, plus le traitement est efficace). L'épaisseur de la couche filtrante est quant à elle importante pour permettre aux mécanismes épuratoires de se développer, mais elle peut en général être limitée à quelques dizaines de centimètres.

3.2.4 Efficacité épuratoire des filtres plantés de roseaux

A ce jour, les filtres plantés de roseaux ont largement révélé leur efficacité à traiter une large variété d'effluents [*Haberl et al., 2003; Cooper, 2009; Vymazal, 2009*]. Dans cette partie, nous nous intéresserons aux différents types d'effluents pouvant être traités par les FPR, qu'il s'agisse de systèmes à écoulement vertical ou à écoulement horizontal. Une attention toute particulière sera portée aux effluents de ruissellement urbain, situés au cœur de ce travail de thèse.

3.2.4.1 Pour le traitement des eaux usées domestiques

Dans les petites collectivités, de plus en plus de filtres plantés de roseaux sont mis en place pour traiter les eaux usées domestiques, que ce soit en France ou à l'étranger. Les efficacités épuratoires de ces systèmes sont plus que satisfaisantes, avec des rendements supérieurs à 70-80% pour la DBO_5, la DCO et les MES, tel que montré dans le Tableau 3-10.

Tableau 3-10. Efficacités épuratoires (%) pour la DCO, la DBO5 et les MES pour les filtres plantés de roseaux traitant les eaux usées domestiques

	DCO	DBO_5	MES	Référence
Revue bibliographique	-	60,6 - 93,4%	67,9 - 96,4%	[*Knight et al., 1993*]
Revue bibliographique	90 ,9%	90,8%	91,1	[*Vymazal, 1996*]
Filtres horizontaux	75,0%	88,0%	84,3%	[*Vymazal, 2002*]
Filtre vertical	91%	97%	-	[*Haberl et al., 2003*]
Filtre horizontal	97%	97%	99%	[*Vymazal, 2005*]
Filtre horizontal	69%	80%	90%	[*Vymazal, 2005*]
Système hybride (V&H)	89%	91%	98%	[*O'Hogain, 2003*]
Système hybride (V&H)	78%	96%	-	[*Brix et al., 2003*]
Système hybride (H&V)	96%	98%	99%	[*Laber et al., 2003*] cité dans [*Vymazal, 2005*]
Filtre horizontal (pilote)	82%	89%	-	[*Matamoros et al., 2007*]
Ensemble de filtres	93,3%	94,1%	91,0%	[*Babatunde et al., 2008*]
Filtres horizontaux	-	74,6 - 94,6%	-	[*Gasiunas et al., 2005*]

Les rendements sont moins élevés pour les différentes formes de l'azote et du phosphore, suivant le type de système installé (à écoulement vertical ou horizontal ou un système hybride des deux), tel que montré dans le Tableau 3-11.

Tableau 3-11. Efficacités épuratoires (%) pour les nutriments pour les filtres plantés de roseaux traitant les eaux usées domestiques

	NT	PT	Azote ammoniacal	Référence
Filtre vertical	86,6%	95,0%	84,5%	[*Knight et al., 1993*]
Revue bibliographique	41,5%	51,6%	31,3%	[*Vymazal, 1996*]
Filtres horizontaux	41,6%	51,0%	42,7%	[*Vymazal, 2002*]
Filtres horizontaux	38,6 – 61,4%	14,3 – 91,7%	-	[*Gasiunas et al., 2005*]
Filtre horizontal	35%	38%	14%	[*Vymazal, 2005*]
Filtre horizontal	-	7%	19%	[*Vymazal, 2005*]
Système hybride (H&V)	-	70%	99%	[*Laber et al., 2003*] cité dans [*Vymazal, 2005*]
Système hybride (V&H)	61%	99%	97%	[*Brix et al., 2003*]

L'efficacité épuratoire de ces systèmes de traitement a également été expérimentée pour des substances prioritaires, notamment celles définies par la Directive Cadre sur l'Eau [*CE, 2000; CE, 2001*]. Les résultats pour ces substances sont très dépendants du type de molécule visée. Par exemple, Matamoros et al. [*Matamoros et al., 2007; Matamoros&Bayona, 2008; Matamoros et al., 2008*] montrent que certaines molécules (diuron ou acide clofibrique par exemple) ne sont presque pas éliminées par les filtres plantés de roseaux alors que d'autres (lindane, pentachlorophénol, endosulfan ou pentachlorobenzène par exemple) sont quant à elles éliminées à plus de 90%. Les produits pharmaceutiques et d'hygiène corporelle sont quant à eux très bien éliminés par différents systèmes (biofiltres, filtres à sable, filtres plantés de roseaux à écoulement vertical ou horizontal) [*Matamoros et al., 2009*].

Ainsi, les filtres plantés de roseaux ont démontré leur efficacité pour le traitement des effluents domestiques, qu'il s'agisse du traitement de la matière organique, des nutriments ou de substances prioritaires définies dans la Directive Cadre sur l'Eau.

3.2.4.2 *Pour le traitement des eaux industrielles*

Les filtres plantés de roseaux ont également été utilisés pour le traitement de différents effluents industriels. Vymazal [*2009*] montre dans sa revue bibliographique l'utilisation des filtres plantés de roseaux pour le traitement d'effluents de nombreuses provenances différentes : les industries chimiques et pétrochimiques, les papeteries, les tanneries, les abattoirs, les industries agro-alimentaires, les distilleries, les entreprises viticoles, etc… Le Tableau 3-12 résume les performances moyennes ayant été obtenues pour différentes industries.

Tableau 3-12. Performances moyennes de traitement de filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal pour le traitement d'effluents industriels (d'après Vymazal [*2009*])

	Efficacité (%)
DBO_5	60,1
DCO	63,1
MES	71,6
NT	27,8
$N\text{-}NH_4$	28,0
PT	47,6

Ainsi, ce tableau montre que même si les performances sont moindres que pour les eaux usées domestiques (Tableau 3-10), la DCO, la DBO_5 et les MES sont bien éliminées des effluents industriels. Concernant les nutriments, les rendements sont dans les ordres de grandeur de ceux obtenus pour les eaux usées domestiques (Tableau 3-11).

Concernant les métaux présents dans les eaux industrielles, ils sont également efficacement éliminés. Kaseva & Mbuligwe [*2010*] et Droto *et al.* [*2012*] se sont par exemple intéressés à la rétention du Chrome contenus dans les effluents de tannerie par les filtres plantés de roseaux, avec des filtres à écoulement horizontal respectivement à l'échelle du pilote et en taille réelle. Kaseva & Mbuligwe [*2010*] obtiennent d'excellents rendements, avec notamment 92,53% d'élimination du Chrome dans l'effluent de sortie pour un système non planté et 99,83% pour un système planté de macrophytes. Droto *et al.* [*2012*], quant à eux, ont des rendements beaucoup moins élevés, avec 53% et 30,2% (TRH = 2,4 et 5 jours respectivement).

Lizama Allende *et al.* [*2012*] se sont quant à eux penchés sur l'élimination de l'Arsenic, du Bore et du Fer d'un effluent acide synthétique à l'aide de colonnes expérimentales plantées de *Phragmites australis*. Les résultats ont révélé des rendements plus ou moins intéressants suivant le substrat utilisé, tel que montré dans le Tableau 3-13.

Tableau 3-13. Efficacité épuratoire de colonnes remplies avec différents substrats pour l'arsenic, le bore et le fer pour un effluent acide (d'après Lizama Allende *et al.* [*2012*])

	Gravier	Tourbe de coco (cocopeat)	Zéolite	Roche calcaire
As total (mg/L)	45%	10%	92%	99%
As dissous (mg/L)	43%	10%	92%	100%
B total (mg/L)	3%	6%	3%	3%
B dissous (mg/L)	3%	9%	3%	3%
Fe total (mg/L)	-8%	47%	86%	98%
Fe dissous (mg/L)	-8%	47%	86%	100%

Ces résultats montrent que le Fer et l'Arsenic sont complètement éliminés à l'aide de la roche calcaire et quasiment totalement éliminés avec la zéolite. En revanche, le gravier, substrat majoritairement utilisé dans les filtres à écoulement horizontal, se révèle inefficace pour traiter les métaux présents dans un effluent acide. De plus, quel que soit le substrat utilisé, le Bore n'est que très peu éliminé par les colonnes filtrantes. Ces résultats ne sont pas corroborés par l'étude de Türker *et al.* [*2014*], qui montrent des rendements égaux à 40,7 et 27,2% pour des systèmes pilotes respectivement plantés de *Typha latifolia* et de *Phragmites australis*. Les systèmes utilisés dans cette étude comprennent plusieurs couches : du haut vers le bas, 5cm de gravier, 25cm de mélange sable-gravier et 15cm de sol. Dans une étude complémentaire, Türker *et al.* [*2013*] montrent que le Bore est plus absorbé par les *Typha latifolia* que par les *Phragmites australis*.

Wiessner *et al.* [*2006*] ont quant à eux expérimenté l'élimination du Fer et du Zinc d'effluents miniers par des systèmes pilote plantés et non plantés. Les résultats sont très positifs pour le fer, puisque 97,2% et 61% sont retenus par les systèmes respectivement non plantés et plantés. En revanche, pour le Zinc, les rendements sont quasiment nuls : 3% pour le système non planté et 18% pour le système planté.

Ainsi, toutes ces études montrent que les filtres plantés de roseaux ont le potentiel d'éliminer les métaux des effluents industriels, mais que les rendements sont très dépendants à la fois de la conception du système (substrat, végétation) et du type d'effluent à traiter.

3.2.4.3 Pour le traitement des effluents agricoles

Les filtres plantés de roseaux ont également été utilisés pour le traitement des effluents agricoles, le plus souvent très chargés en pesticides et en nutriments. Dans sa revue bibliographique, Vymazal [*2009*] a recensé plusieurs sources d'effluents agricoles : l'élevage de porcs, les fermes piscicoles ou les laiteries. Le Tableau 3-14 présente les performances moyennes pour les effluents provenant de ces installations.

Tableau 3-14. Performances moyennes de traitement de filtres à écoulement horizontal pour le traitement d'effluents agricoles (d'après Vymazal [*2009*])

	Efficacité (%)
DBO_5	68,2
DCO	63,0
MES	76,9
NT	51,3
N-NH_4	33,8
PT	54,3

Ainsi, ce tableau montre que les performances obtenues sont très intéressantes pour la DBO_5, la DCO et les MES. Les rendements de l'Azote total et du Phosphore total montrent également un potentiel prometteur en regard des concentrations d'entrées de tels effluents (116mg/L et 19,8mg/L respectivement). Seul le N-NH_4 est moins bien éliminé des effluents.

Sun et al. [*2013*] se sont intéressés à l'élimination de l'Azote total et du Phosphore total contenus dans des eaux de ruissellement de surfaces agricoles étendues sur 300ha, comprenant une exploitation intensive de bambous, un jardin à thé (intensif également), deux porcheries, un village (et ses eaux usées domestiques) et des eaux de ruissellement d'exploitations agricoles. Le traitement de ces effluents se fait grâce à une succession de différents éléments : un réservoir de prétraitement, un filtre à écoulement subsurfacique horizontal, un filtre surfacique horizontal et un réservoir de stabilisation. Le Tableau 3-15 montre les concentrations à l'entrée et à la sortie du filtre horizontal pour l'Azote total et le Phosphore total, ainsi que les rendements associés (calculés par nos soins à partir des valeurs fournies).

Tableau 3-15. Bilans entrée/sortie pour l'Azote total et le Phosphore total pour un filtre subsurfacique à écoulement horizontal traitant des eaux de ruissellement de parcelles agricoles (d'après Sun *et al.* [*2013*])

	Azote total			Phosphore total		
	Entrée (mg/L)	Sortie (mg/L)	Rendement (%)	Entrée (mg/L)	Sortie (mg/L)	Rendement (%)
Nov. 2010	16,77	11,88	29,2%	0,87	0,62	28,7%
Déc. 2010	17,99	13,11	27,1%	0,81	0,58	28,4%
Janv. 2011	27,77	17,54	36,8%	1,13	0,54	52,2%
Fév. 2011	38,40	25,84	32,7%	1,63	1,00	38,7%
Mars 2011	67,43	25,04	62,9%	1,97	1,08	45,2%
Avril 2011	13,46	8,35	38,0%	2,02	1,23	39,1%
Mai 2011	9,72	9,10	6,4%	1,55	0,51	67,1%
Juin 2011	9,02	7,02	22,2%	0,04	0,03	25,0%
Juil. 2011	22,02	14,34	34,9%	0,52	0,43	17,3%
Août 2011	9,28	6,06	34,7%	0,90	0,75	16,7%
Sept. 2011	8,23	7,08	14,0%	0,33	0,25	24,2%
Oct. 2011	16,30	14,70	9,8%	0,77	0,45	41,6%

Ce tableau montre la grande variabilité des apports en nutriments au cours d'une année, ainsi que la grande variabilité d'efficacité épuratoire du filtre subsurfacique à écoulement horizontal : pour l'Azote total, les valeurs varient de 6,4 à 62,9% et pour le Phosphore total, de 16,7 à 67,1%. Ces variations traduisent la difficulté à traiter ce type d'effluent : les charges hydrauliques et polluantes sont très fluctuantes au cours du temps et les rendements en sont ainsi affectés.

Concernant le traitement des polluants plus spécifiques aux effluents agricoles, tels les pesticides, plusieurs études se sont penchées sur la question. Agudelo *et al.* [*2010*] se sont intéressés à l'élimination du chlorpyrifos à l'aide de filtres pilotes à écoulement horizontal. Les résultats révèlent un rendement de 96,2% pour cette molécule. Maillard *et al.* [*2012*] ont quant à eux étudié un cocktail très fourni de pesticides dissous présents dans les eaux de ruissellement de parcelles viticoles. Les rendements relevés sont bons voire très bons, avec un rendement minimum égal à 50% pour la simazine pour la deuxième année de fonctionnement et un maximum de 100% pour de très nombreux pesticides (Azoxystrobin, Cymoxanil, Cyprodinil, DCPMU, Diuron, Glufosinate, Krésoxim-méthyl, Terbuthylazine et Tétraconazole).

Ainsi, ces études montrent que même si la variabilité des charges hydrauliques et polluantes des eaux de ruissellement des parcelles agricoles est une difficulté pour le bon traitement des polluants qui y sont contenus, les filtres plantés de roseaux révèlent un potentiel plus qu'intéressant pour le traitement de tels effluents.

3.2.4.4 Pour le traitement des eaux de ruissellement urbain

Nous allons maintenant nous intéresser au traitement des eaux de ruissellement urbain par des filtres plantés de roseaux. Ceux-ci sont en effet depuis plusieurs années utilisés pour traiter aussi bien les effluents provenant à la fois des autoroutes, des parkings, des zones industrielles ou commerciales. L'utilisation pour les eaux de ruissellement de zones résidentielles reste pour le moment beaucoup plus rare, certainement à cause de la pression foncière exercée par ces systèmes extensifs, ce qui se révèle être un problème majeur en zone urbaine dense.

Comme montré précédemment dans le Tableau 3-9 [*Terzakis et al., 2008*], les filtres plantés de roseaux traitent les eaux de ruissellement des autoroutes de manière tout à fait satisfaisante, avec des rendements le plus souvent supérieurs à 50%, à l'exception du Nickel et du Plomb qui sont éliminés avec des performances épuratoires de l'ordre de 10 à 30%.

Par ailleurs, plusieurs études se sont intéressées à leur traitement par des filtres plantés de roseaux, notamment aux différences observées en matière de performance épuratoire par temps sec et par temps de pluie [*Scholes et al., 1998; Revitt et al., 2004*]. Ces deux études révèlent que par temps de pluie, les rendements épuratoires de filtres à écoulement horizontal deviennent bien supérieurs à ceux obtenus par temps sec, tel que montré dans le Tableau 3-16.

Tableau 3-16. Performances épuratoires (exprimées en %) de filtres à écoulement horizontal pour le traitement d'eaux de ruissellement d'autoroute par temps sec et par temps de pluie (d'après Scholes *et al.* [*1998*] et Revitt *et al.* [*2004*])

	Scholes et al. [*1998*]		Revitt et al. [*2004*]	
	Temps sec	**Temps de pluie**	**Temps sec**	**Temps de pluie**
Cu	-171	92	4,0	-40,3
Pb	-180	79	0	9,1
Ni	52	17	72,6	77,5
Cr	43	99	47,2	42,8
Zn	13	100	5,3	66,2
Cd	53	100	0	84,7

Ce tableau montre des rendements très intéressants pour l'élimination des métaux présents dans les eaux de ruissellement des autoroutes. De plus, bien que ce ne soit pas le cas pour certains polluants (le Nickel pour l'étude de Scholes *et al.* et le Cuivre pour l'étude de Revitt *et al.*), le Tableau 3-16 montre que globalement, de meilleurs rendements sont atteints par temps de pluie.

Choi *et al.* [*2013*] ont montré qu'un filtre horizontal planté d'Iris (*Acorus calamus*) était à même d'apporter une solution de traitement efficace pour les eaux de ruissellement d'un parking. Ils précisent que les mécanismes principaux de traitement sont la sédimentation et la filtration, ce qui explique les très bons rendements pour les matières en suspension et le Zinc total contrairement à l'Azote total et au Phosphore total (Figure 3-2).

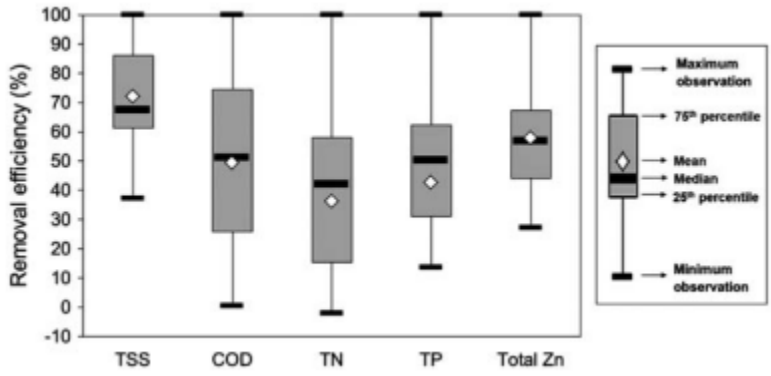


Figure 3-2. Performances épuratoires d'un filtre horizontal planté d'Iris [*Choi et al., 2013*]

La Figure 3-2 montre bien la variabilité de performance épuratoire de ce type de système. Les auteurs suggèrent que cela est corrélé à la variabilité des évènements pluvieux, notamment au niveau de la pluviométrie totale et du volume. Cette variabilité est également retrouvée chez Shutes [*2001*], avec des rendements très variables pour le Cadmium et le Zinc (10-99% pour les deux paramètres).

Concernant les eaux de ruissellement des zones commerciales et industrielles, Giroud *et al.* [*2007*] ont montré qu'un filtre planté de *Phragmites australis* et d'*Iris* est efficace pour traiter ce type d'effluent. Les rendements de cette étude sont présentés dans le Tableau 3-17.

Tableau 3-17. Performances épuratoires du système de Neydens pour le traitement d'eaux de ruissellement d'une zone industrielle et commerciale (d'après Giroud *et al.* [*2007*])

	Fourchette (%)	Moyenne (%)
MES	89 - 99	95
DCO	52 - 85	69
HCT	42 - 97	82
Zn	63 - 92	78
Pb	67 - 90	81
Cd	-16 - 78	25

Ces rendements, à part pour le Cd, sont très intéressants et prouvent l'efficacité des filtres plantés de roseaux pour ce type d'effluent, malgré la grande variabilité associée. Notons cependant les rendements des hydrocarbures totaux, qui n'étaient pas suivis dans les études présentées précédemment. Les rendements associés sont compris entre 42 et 97%, avec une moyenne d'élimination de 82%, ce qui révèle le potentiel des filtres plantés de roseaux également pour ces polluants.

Les différentes études présentées précédemment ne s'intéressent que très rarement aux hydrocarbures. C'est pourquoi nous avons cherché des études plus spécifiques concernant ce type de polluant. Cottin & Merlin [*2008*] se sont penchés sur l'élimination des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par l'humus que l'on peut retrouver à la surface des filtres à écoulement vertical. Cet humus est très riche en matière organique et se révèle être très efficace pour retenir les HAPs. L'étude de Cottin et Merlin [*2008*] s'intéresse aux HAP contenus dans les eaux de ruissellement urbain reconstituées et à leur élimination par des colonnes expérimentales. L'humus installé dans ces colonnes a été collecté à la surface d'un filtre à écoulement vertical âgé de 10 ans et alimenté uniquement avec des eaux usées domestiques. Une partie des résultats obtenus est présentée dans la Figure 3-3.

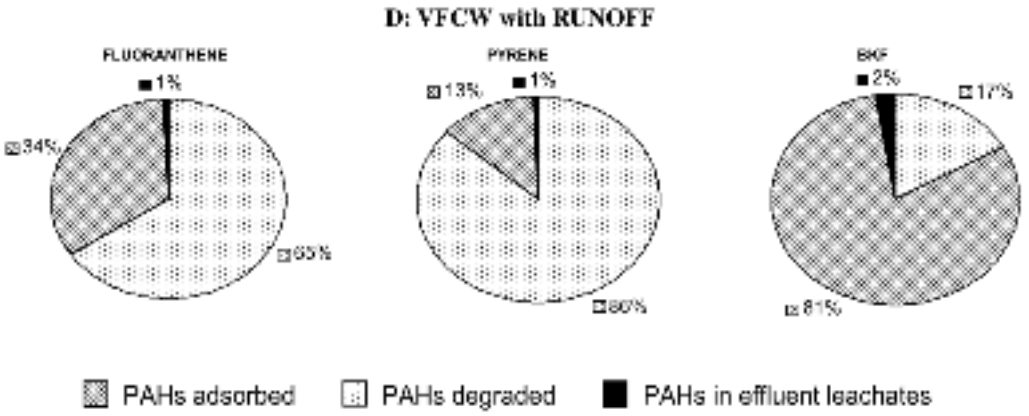


Figure 3-3. Résultats obtenus pour le devenir des HAPs contenus dans un effluent reconstitué d'eaux de ruissellement urbain [*Cottin&Merlin, 2008*]

Cette figure montre que le Fluoranthène et le Pyrène sont majoritairement dégradés alors que le Benzo(k)fluoranthène est quant à lui majoritairement adsorbé sur l'humus, notamment sur la matière organique. Des essais de rinçage ont également été effectués et ont montré que les HAPs sont très fortement fixés sur l'humus et donc que leur lixiviation est très limitée.

Lors de cette revue bibliographique, une seule étude concernant le traitement d'eaux de ruissellement d'une zone résidentielle à l'aide de filtres plantés de roseaux a été trouvée [*Birch et al., 2004*]. Cette étude se rapproche grandement de ce travail de thèse : les eaux de ruissellement d'une zone résidentielle urbaine sont collectées et amenées vers une zone de traitement composée d'un séparateur hydrodynamique, d'une mare de sédimentation et d'un filtre planté de roseaux. Les rendements obtenus sont très mitigés, tel que montré dans le Tableau 3-18.

Tableau 3-18. Performances épuratoires (en concentrations) du système de traitement de Port Jackson, Sydney (d'après Birch *et al.* [*2004*])

	Performances épuratoires (%)
MES	- 4
NTK	9
NOx	22
PT	12
Cu	65
Fe	-84
Pb	65
Cr	64
Zn	-52
Ni	22
Mn	-294

Ces rendements sont intéressants (supérieurs à 60%) pour un certain nombre de paramètres (Cu, Pb, Cr), et relativement faibles pour le NTK, les NOx et le Ni. De plus, le système est également source d'un certain nombre de polluants, notamment les MES, le Fe, le Zn et le Mn. Ainsi, ce système n'est pas particulièrement efficace pour traiter les eaux de ruissellement d'une zone résidentielle urbaine. Il s'agira de voir si le système étudié lors de ce travail de thèse permet d'atteindre de meilleurs rendements.

SYNTHESE – LE POTENTIEL DE TRAITEMENT DES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX POUR LES EAUX DE RUISSELLEMENT URBAIN

Les filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal ou vertical ont depuis longtemps démontré leur efficacité pour le traitement des eaux usées domestiques. Cependant, d'autres études montrent qu'ils sont également efficaces pour le traitement d'autres effluents tels que les effluents industriels ou agricoles.

De plus, l'ensemble des études présentées dans cette sous-partie montre que filtres plantés de roseaux ont un vrai potentiel pour traiter les polluants présents dans les eaux de ruissellements des différentes surfaces urbaines, qu'il s'agisse des autoroutes, des parkings, des zones industrielles ou commerciales ou des zones résidentielles. Certains systèmes présentent des limites vis-à-vis de certains polluants, notamment les nutriments ou certains métaux. Il n'en reste pas moins que le potentiel de tels systèmes s'avère tout à fait intéressant pour le traitement de ces effluents.

Au vu de ce potentiel avéré, un ensemble de trois systèmes de traitement « taille réelle » a été installé sur notre site d'étude pour le traitement d'eaux de ruissellement d'une zone résidentielle urbaine. La finalité est d'étudier ici l'efficacité de chaque système de traitement au dimensionnement différent et de déterminer lequel est le plus à même de traiter les effluents qui nous intéressent.

CONCLUSIONS DE LA PARTIE 1

L'étude bibliographique menée dans cette première partie a permis de mettre en évidence que les eaux de ruissellement urbain comprenaient un certain nombre de polluants, parmi lesquels des polluants usuels, tels que les matières en suspension, la matière organique et les nutriments, mais également des polluants trace, tels les micropolluants métalliques, les pesticides et les hydrocarbures. De plus, les différentes études révèlent que les polluants contenus dans les eaux de ruissellement urbain sont essentiellement en phase particulaire, avec des répartitions granulométriques différentes suivant les polluants considérés. Par ailleurs, ce type d'effluents est nocif pour le milieu récepteur et il convient de les traiter avant rejet. Un moyen de traiter ces effluents est la mise en place de filtres plantés de roseaux, qui sont efficaces pour traiter une grande diversité d'effluents, dont les effluents urbains, qu'il s'agisse des eaux usées domestiques ou des eaux de ruissellement urbain. Ces systèmes sont robustes et assurent, pour la plupart des études relevées, des rendements très intéressants, que ce soit sur les polluants usuels ou sur les polluants trace. Ils permettent également d'atteindre des qualités de rejets vers le milieu récepteur qui remplissent les objectifs fixés par la Directive Cadre sur l'Eau.

En ce qui concerne les mécanismes de traitement mis en jeu dans les filtres plantés de roseaux, les différentes études ont révélé que la filtration, l'adsorption sur les grains du milieu poreux et la biodégradation étaient les mécanismes principaux permettant le traitement des différents polluants. L'adsorption des substances par les végétaux semble quant à elle anecdotique par rapport à la totalité du flux de pollution. De plus, à l'amont des filtres plantés de roseaux sont souvent installés des systèmes de décantation afin de permettre la sédimentation des particules les plus grossières contenues dans les eaux de ruissellement urbain. Les différents systèmes installés montrent des efficacités épuratoires intéressantes, prouvant de fait que la décantation est également un mécanisme reconnu de réduction de la pollution des eaux de ruissellement urbain.

Cependant, l'étude bibliographique a également permis de mettre en évidence un certain nombre de lacunes et d'interrogation auquel ce travail de thèse tentera en partie de répondre. Tout d'abord, nous avons pu constater que si de très nombreuses études s'intéressent au traitement des eaux de ruissellement par des filtres plantés de roseaux, la grande majorité d'entre elles sont effectuées à l'échelle du pilote de laboratoire. Très rares sont les études menées à échelle réelle. Nous expliquons ces constatations du fait des fortes contraintes liées à l'installation de ce type de système, notamment la disponibilité d'un espace suffisant en milieu urbain où la pression foncière est de plus en plus forte. De plus, de très nombreux systèmes utilisés pour le traitement des effluents urbains sont des systèmes surfaciques, qui n'entrent pas dans le cadre de ce travail de thèse.

D'autre part, la plupart des études taille réelle recensées ont été réalisées pour traiter des effluents issus de surfaces urbaines telles que des parkings, des autoroutes ou des zones industrielles ou commerciales. Seule une étude concernant le traitement d'effluents issus de bassins versants exclusivement résidentiels urbains a été recensée. Cette étude a montré des rendements intéressants pour un certain nombre de polluants (Cu, Pb, Cr) mais relativement faibles pour d'autres (NOx, NTK et Ni). De plus, les rendements s'avèrent être négatifs pour d'autres polluants tels que les MES, le Fe, le Zn et le Mn. Ainsi, ce système n'est pas particulièrement efficace pour traiter les eaux

de ruissellement d'une zone résidentielle urbaine. Il s'agira de voir si le système mis en place lors de ce travail de thèse permet d'atteindre de meilleurs rendements. Ainsi, l'étude bibliographique a permis d'identifier une pénurie importante d'informations concernant le traitement des rejets de réseaux d'assainissement séparatifs stricts à l'échelle réelle pour des bassins versants résidentiels urbains. Ce travail de thèse permettra de compléter les quelques études déjà menées sur le sujet.

De plus, le traitement des eaux de ruissellement urbain par les filtres plantés de roseaux est dépendant d'un certain nombre de paramètres extérieurs non contrôlables, tels que les conditions météorologiques notamment. En effet, le caractère épisodique des épisodes pluvieux peut avoir un effet important sur le traitement de tels effluents par les filtres plantés de roseaux, puisque des périodes de temps sec prolongées ou des périodes de pluviosité intenses peuvent fortement influencer la qualité des eaux en sortie. Pour compenser ces effets négatifs, des dispositions particulières seront prises au niveau du dimensionnement des filières de traitement, de façon à assurer un traitement optimal quelles que soient les conditions météorologiques. Il s'agira également de déterminer quel peut être l'impact des périodes de temps sec prolongées ou de pluviosité intense sur la qualité du traitement mais également sur la « santé » du système de traitement, notamment des végétaux et des micro-organismes.

Cette étude bibliographique a également montré que les concentrations des effluents de ruissellement urbain étaient soumises à de fortes variabilités inter- et intra-évènementielles, ainsi qu'à d'importantes variabilités spatiales. Par ailleurs, les études de variabilité intra-évènementielle sont essentiellement réalisées sur les matières en suspension. Si ces informations sont riches en enseignement pour tous les polluants présents en phase particulaire, elles ne permettent pas d'appréhender le comportement des polluants présents en phase dissoute. C'est pourquoi il apparaît nécessaire de réaliser des suivis intra-évènementiels des concentrations au cours d'un évènement pluvieux, et ce pour tous les types de polluants.

Ainsi, ce travail de thèse va tester un certain nombre d'hypothèses, tant au niveau des polluants rencontrés au niveau des bassins versants d'étude qu'au niveau de leur traitement. Au vu de l'étude bibliographique, nous supposons que les trois bassins versants d'étude véhiculent différents polluants, tels les matières en suspension, la matière organique, les hydrocarbures et les micropolluants métalliques et, dans une moindre mesure, des nutriments et des pesticides. De plus, nous soupçonnons également que les polluants, à l'exception des nutriments et des pesticides, seront principalement dans la phase particulaire. Ainsi, en installant une mare de sédimentation et un filtre planté de roseaux à l'exutoire de chaque bassin versant, nous espérons qu'il sera possible de traiter la grande majorité des polluants avant rejet vers le milieu récepteur. Nous faisons également l'hypothèse que la décantation sera le mécanisme majoritaire contribuant au traitement des polluants au niveau de la mare de sédimentation, alors que ce sont la filtration, l'adsorption et la biodégradation qui seront certainement principalement responsables du traitement du niveau du filtre planté de roseaux. Ainsi, la mare de sédimentation sera efficace pour retenir une partie des polluants particulaires, et le filtre planté de roseaux permettra de traiter les polluants restants. De plus, nous supposons également que ces systèmes de traitement permettront d'atteindre des concentrations en sortie de système compatibles avec la qualité attendue pour l'Ostwaldergraben.

En ce qui concerne la variabilité intra-évènementielle, nous imaginons que si elle est détectable pour les matières en suspension à l'exutoire d'un bassin versant, elle l'est également pour les autres polluants, et que cela est observable au niveau de nos petits bassins versants. Nous supposons également que cette variabilité intra-évènementielle se répercute sur l'ensemble du système de traitement et donc qu'un suivi fin au cours d'un évènement pluvieux de l'ensemble de l'installation de traitement permettrait de mettre ce phénomène en évidence. Une telle expérience permettra également de détecter toute modification des caractéristiques de l'effluent le long du système de traitement au cours du temps au sein d'un même épisode pluvieux, qui auront certainement lieu du fait de la décantation et de la filtration progressive des effluents le long du système de traitement.

Au niveau du dimensionnement des installations, l'étude bibliographique a montré l'importance d'une zone saturée en fond de filtre pour éviter tout stress hydrique pour les végétaux ou les micro-organismes. La suite de ce travail visera aussi à s'assurer de l'efficacité de celle-ci sur notre site expérimental.

Ainsi, ce travail de recherche bibliographique a permis, d'une part, d'estimer les concentrations qui pourront être rencontrées pour les effluents qui nous concernent, mais également d'appréhender le dimensionnement et le fonctionnement des filtres plantés de roseaux pour le traitement de tels effluents. De plus, cela nous a permis d'identifier un certain nombre de lacunes bibliographiques que ce travail de thèse visera à combler.

PARTIE 2. MATERIEL ET METHODES

CHAPITRE 4.

LE SITE D'ETUDE : CONCEPTION ET SUIVI DE LA REALISATION

4 LE SITE D'ETUDE 128

4.1 L'OSTWALDERGRABEN 128

4.1.1 SITUATION GEOGRAPHIQUE 128

4.1.1 ETAT HYDRAULIQUE 130

4.1.2 ETAT CHIMIQUE ET ECOLOGIQUE 130

4.2 LES BASSINS VERSANTS RESIDENTIELS URBAINS 133

4.2.1 CARACTERISTIQUES GLOBALES DES BASSINS VERSANTS ETUDIES 133

4.2.2 CARACTERISTIQUES DETAILLEES DES DEUX BASSINS VERSANTS – SOURCES POTENTIELLES DE POLLUANTS 135

4.3 LES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT 138

4.3.1 LES DIFFERENTS ELEMENTS DES FILIERES DE TRAITEMENT 138

4.3.1.1 LES MARES DE SEDIMENTATION 142

4.3.1.2 LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX 147

4.3.1.3 LES MARES NATURELLES 156

4 Le site d'étude

Le site d'étude est situé dans la Communauté Urbaine de Strasbourg, en milieu résidentiel urbain. Les effluents de trois bassins versants résidentiels urbains sont collectés et traités avant déversement dans le cours d'eau urbain attenant, l'Ostwaldergraben.

4.1 L'Ostwaldergraben

Le but du projet global dans lequel est inscrit ce travail de thèse vise à la restauration de l'Ostwaldergraben, tant d'un point de vue physique qu'écologique. Ce projet a été initié par la Communauté Urbaine de Strasbourg de façon à atteindre le bon état chimique et écologique de ce cours d'eau d'ici à 2027. Il s'agit notamment de recréer un corridor écologique, de reconstituer un habitat typique pour une espèce en voie de disparition, le Crapaud Vert (*Bufo viridis*) et de recréer les sinuosités de ce cours d'eau, supprimées il y a quelques dizaines d'années.

Dans le souci d'une démarche globale, il a été décidé de coupler cette restauration de cours d'eau à la suppression des différentes sources de pollution physico-chimique. En effet, les exutoires de trois bassins versants séparatifs pluviaux stricts se déversaient dans l'Ostwaldergraben sans traitement préalable, entraînant avec eux les différents polluants collectés sur les surfaces urbaines par temps de pluie.

4.1.1 Situation géographique

L'Ostwaldergraben est un petit cours d'eau urbain phréatique, affluent de l'Ill. Il prend sa source à Geispolsheim Gare, rue de Paris : il s'agit d'une résurgence de la nappe d'accompagnement de l'Ill. Ce fossé a été initialement creusé afin de capter cette remontée de nappe et ainsi en prévenir les inondations.

Ce cours d'eau très rectiligne est long de 7km entre sa source et son point de confluence avec l'Ill (Figure 4-1). En fonction de sa localisation géographique, l'Ostwaldergraben change de nom :

- ✓ Sur sa partie amont, il se nomme le Bannscheidgraben (sur la commune de Geispolsheim)
- ✓ Sur sa partie intermédiaire, il se nomme le Grenzgraben
- ✓ Sur sa partie aval, il se nomme l'Ostwalderbraben (à partir de la commune d'Ostwald)

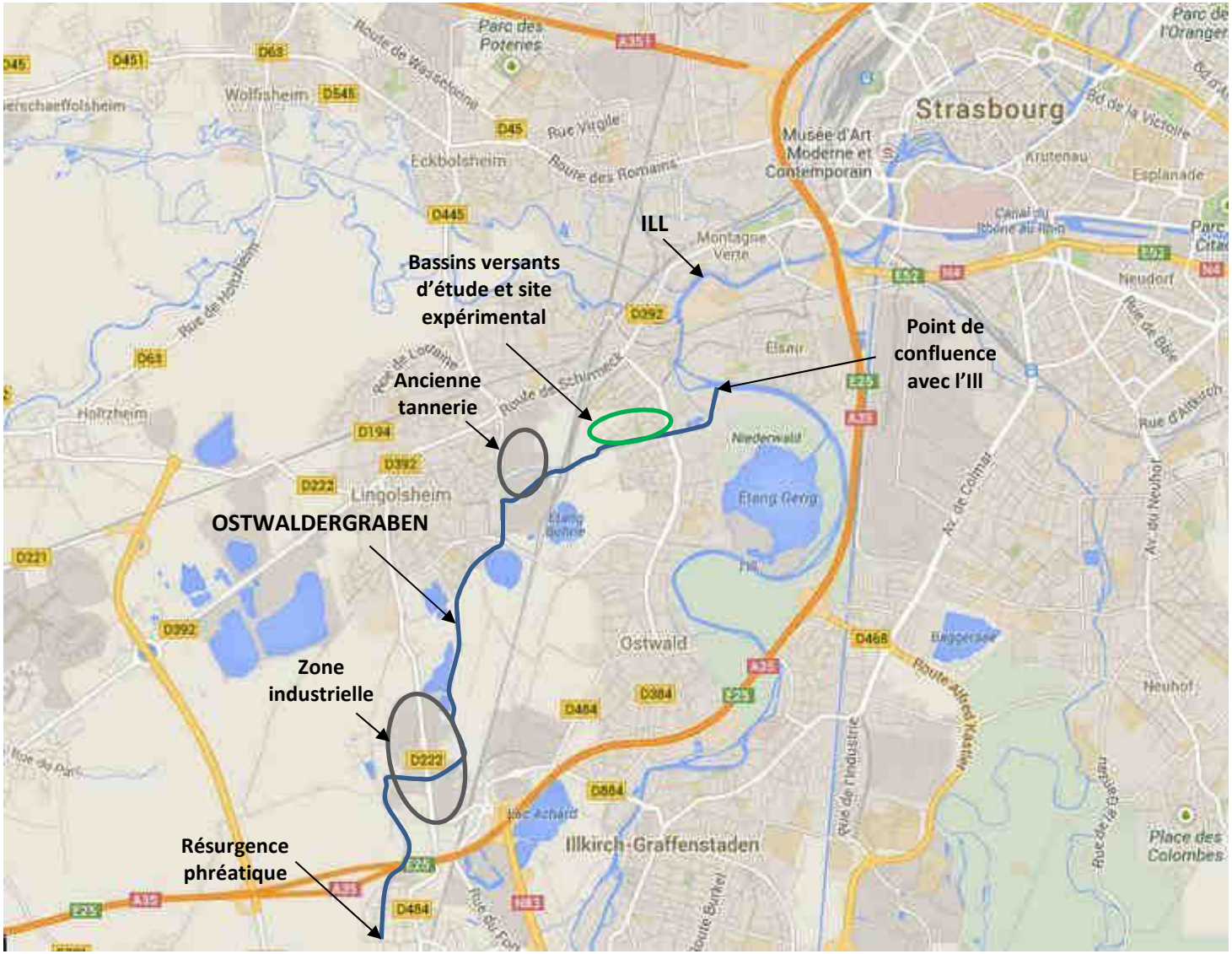


Figure 4-1. Situation géographique de l'Ostwaldergraben (Source : *Google Maps*)

La largeur du cours d'eau varie de 3m à la source (sous forme de fossé) à 8m environ au point de confluence. La pente moyenne du cours d'eau est relativement faible, avec des valeurs variant de 0,12% à 0,4%.

Le cours d'eau serpente essentiellement le long des habitations, à l'exception de quelques zones où il longe des parcelles agricoles et une friche industrielle ayant abrité une ancienne tannerie.

4.1.1 Etat hydraulique

Le Bannscheidgraben-Ostwaldergraben ayant pour origine une remontée de nappe, il est très peu alimenté en période de basses eaux (10L/s). En période pluvieuse, les débits peuvent atteindre 500L/s pour une pluie annuelle et 1000L/s pour une pluie décennale [*Ecoscop&Fluvial IS, 2006*]. En période de basses eaux, lorsque le niveau de la nappe est bas, l'alimentation du cours d'eau par la nappe peut totalement cesser.

De plus, au fil de l'urbanisation, le cours d'eau est devenu l'exutoire de nombreux rejets, qu'il s'agisse de rejets de réseaux séparatifs stricts ou de surverses de déversoir d'orage (23 rejets de réseau séparatif eaux pluviales et 10 têtes de déversement de déversoirs d'orage). Ces rejets, notamment les surverses de déversoirs d'orages, ont longtemps créé des nuisances olfactives pour les riverains lors des périodes d'étiage. C'est pour empêcher cela que des aménagements ont été faits au fil des années (notamment l'installation d'une station de pompage au niveau de la résurgence phréatique en vue du rinçage des eaux des surverses de déversoir d'orage pour prévenir la stagnation des eaux usées).

De nombreux points de franchissement (ponts ou buses) ont également été installés, altérant notamment la continuité hydraulique et écologique.

4.1.2 Etat chimique et écologique

Une campagne de détermination de la qualité du cours d'eau a été entreprise en avril 2006. Cette étude révèle que la qualité du Bannscheidgraben est bonne à l'amont des anciennes tanneries (qualité 1B d'après le SEQ-Eau, [*MEED et Agences de l'Eau, 2003; Sinbio, 2010*]). Cela est inhérent à la nature même du cours d'eau puisqu'il est alimenté par une remontée phréatique.

Malgré les différents rejets du réseau d'assainissement, la qualité reste bonne à très bonne jusqu'au passage le long de l'ancienne tannerie [*Sinbio, 2010*]. A ce niveau, les concentrations en polluants augmentent fortement, impactant de façon très significative la qualité du cours d'eau (passage en qualité 3, c'est-à-dire en qualité mauvaise ou qualité orange).

Des analyses des sédiments du fond du cours d'eau révèlent des teneurs très élevées en Chrome, Cuivre et Plomb (respectivement 1600, 150 et 190mg/kg de matière sèche), avec des valeurs dépassant les valeurs guides en matière de pollution des sols [*Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), 2002*] (analyses d'avril 2006). La teneur particulièrement élevée en Chrome est due aux anciennes tanneries : les rejets de ces industries sont très riches en Chrome, cet élément étant utilisé dans le process industriel.

De plus, les analyses de sédiments ont révélé la présence d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, bien qu'en deçà des valeurs guides en matière de pollution des sols [*RF, 2010*]. Les polychlorobiphényles (PCB) n'ont quant à eux pas été détectés.

Par ailleurs, la qualité des eaux a également été estimée à l'aide de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) en juin 2006. Différents secteurs ont été étudiés. Les résultats donnent les notes suivantes :

- ✓ 7/20 sur la partie Bannscheidgraben (amont du cours d'eau)
- ✓ 3/20 à l'aval de la zone industrielle
- ✓ 7/20 à l'aval du site des anciennes tanneries

Ainsi, sur tout le linéaire du Bannscheidgraben-Ostwaldergraben, la qualité est mauvaise voire très mauvaise en matière de biodiversité des macro-invertébrés [*AFNOR, 2004a; Sinbio, 2010*]. Cela est dû notamment à la faible diversité des substrats et au faciès lentique généralisé le long du cours d'eau.

L'Ostwaldergraben est donc classé comme ayant un état actuel « mauvais ». L'état actuel ne remplit pas les conditions de qualité fixées par la Directive Cadre sur l'Eau. De plus, en raison des conditions naturelles du cours d'eau et de la faisabilité technique des améliorations, l'atteinte des objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau au niveau de l'état chimique et écologique a d'ores et déjà été reportée en 2027.

Les pollutions des différents compartiments du Bannscheidgraben-Ostwaldergraben et le souhait d'atteindre les objectifs de qualité de la Directive Cadre sur l'Eau sont à l'origine du projet global de restauration/renaturation du cours d'eau dans lequel est inscrit ce projet de thèse.

SYNTHESE – L'OSTWALDERGRABEN, UN COURS D'EAU EN MAUVAIS ETAT

L'Ostwaldergraben est un petit cours d'eau urbain issu d'une résurgence phréatique. De par sa nature même, il devrait être de bonne qualité. Cependant, une zone industrielle et d'anciennes tanneries viennent fortement altérer sa qualité.

En effet, bien que la qualité des eaux de surface reste bonne en amont (qualité verte d'après le SEQ-Eau), le passage le long des anciennes tanneries dégrade fortement leur qualité, notamment au niveau de l'Oxygène dissous (qualité orange d'après le SEQ-Eau). De plus, les sédiments sont fortement pollués en Chrome (1600mg/kg MS) et dans une moindre mesure en Cuivre et en Plomb à l'aval du site des anciennes tanneries. Ces sédiments révèlent aussi des traces d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques. Concernant la biodiversité du milieu, une étude de l'Indice Biologique Global Normalisé montre une qualité « mauvaise » à « très mauvaise » suivant les tronçons.

Ainsi, la pauvre qualité du milieu est à l'origine du projet global de restauration/renaturation de l'Ostwaldergraben dans lequel est inscrit ce travail de thèse. L'atteinte du bon état chimique et écologique du milieu a d'ores et déjà été repoussée à 2027.

4.2 Les bassins versants résidentiels urbains

4.2.1 Caractéristiques globales des bassins versants étudiés

Le site expérimental comprend trois bassins versants situés au sud-ouest de la commune de Strasbourg. Ces trois bassins versants sont connectés au réseau d'assainissement séparatif pluvial : les effluents collectés par ce réseau se déversent directement dans le milieu récepteur sans passage par une station de traitement. Dans le cadre de cette thèse, les trois bassins versants ont été équipés d'un système de traitement, mais seules les filières de traitement des bassins versants n°1 et 3 ont bénéficié d'un suivi hydrodynamique et physico-chimique. C'est pourquoi seuls ces deux bassins versants sont maintenant présentés.

La délimitation des deux bassins versants et le réseau d'assainissement séparatif pluvial associé sont représentés Figure 4-2 . Leurs caractéristiques sont détaillées dans le Tableau 4-1.

Tableau 4-1. Caractéristiques des trois bassins versants (d'après les données fournies par le service assainissement de la Communauté Urbaine de Strasbourg)

	BV1	**BV3**
Type	Résidentiel	Résidentiel
Surface totale (ha)	2,71	1,79
Surface toitures (ha)	0,42 *= 15,5%*	0,25 *= 13,8%*
Surface voirie (ha)	0,48 *= 17,8%*	0,28 *= 15,6%*
Surface active (ha)	0,9	0,53
Coefficient d'imperméabilisation	0,33	0,30

Ce tableau illustre que les deux bassins versants étudiés sont similaires en ce qui concerne la répartition entre les différents types de surface. Les coefficients d'imperméabilisation sont également très proches. Les valeurs trouvées d'après les données fournies par la Communauté Urbaine de Strasbourg peuvent être confrontées à celles trouvées dans la littérature, notamment dans le guide de référence « *La ville et son assainissement* » [*CERTU, 2003*]. Les valeurs de coefficients d'imperméabilisation calculées pour nos bassins versants correspondent bien aux valeurs usuellement trouvées pour les quartiers résidentiels.

Tableau 4-2. Valeurs de référence du coefficient d'imperméabilisation (d'après [*CERTU, 2003*])

Type d'habitat	**Coeff. d'imperméabilisation**
Habitations très denses, centre-villes, parkings	0,8 à 1
Habitations denses, zones industrielles et commerciales	0,6 à 0,8
Quartiers résidentiels (habitat collectif)	0,4 à 0,6
Quartiers résidentiels (habitat individuel)	0,2 à 0,4

Figure 4-2. Les deux bassins versants et le réseau d'assainissement séparatif pluvial associé

4.2.2 Caractéristiques détaillées des deux bassins versants – sources potentielles de polluants

Tel qu'indiqué précédemment, les deux bassins versants sont de type résidentiel urbain. Cela implique une occupation des sols essentiellement de type pavillonnaire, avec des habitations individuelles, comprenant une maison, une cour pavée et un jardin, notamment pour la partie ouest du bassin versant n°1 et pour le bassin versant n°3 (Figure 4-3 et Figure 4-4).

Figure 4-3. Partie ouest du bassin versant n°1

Figure 4-4. Bassin versant n°3

La partie est du bassin versant n°1 est quant à elle légèrement différente. En effet, sur ces parcelles, il s'agit d'habitat collectif à faible densité. En effet, la Figure 4-5 montre la présence de petits immeubles avec les parkings associés. Pour ce type d'habitat, l'imperméabilisation est légèrement plus forte que pour de l'habitat pavillonnaire individuel, les jardins y étant moins présents.

Figure 4-5. Partie est du bassin versant n°1

Les habitations présentes sur ces deux bassins versants ont exclusivement des toitures en tuile. Les gouttières sont quant à elles de type métallique, certainement en zinc ou en zinc galvanisé d'après les observations de terrain. Ainsi, d'après l'étude bibliographique menée précédemment, il est très probable que des polluants seront relargués vers les eaux de ruissellement, notamment des micropolluants métalliques et de la matière organique, ainsi que différentes particules polluantes issues des retombées atmosphériques.

Concernant les voiries, il est aisé de constater qu'il ne s'agit pas de voiries à haute fréquentation. Il s'agit exclusivement de voies de passage pour l'accès aux habitations. Ainsi, il est possible d'estimer que les apports en micropolluants métalliques, en hydrocarbures et en tous polluants résultants de la circulation automobile directe seront présents, mais certainement pas en grande quantité.

De plus, les voiries des deux bassins versants drainés ne sont pas concernées par le déverglaçage des routes en hiver, ces techniques étant réservées aux voiries de plus forte affluence.

Les jardins pourraient quant à eux être à l'origine de la présence de différents pesticides. Cependant, la Communauté Urbaine de Strasbourg mène depuis 2008 une politique « zéro pesticide » sur l'ensemble de son territoire. Malgré cette prise de conscience, il est probable que les pesticides utilisés les années précédentes soient toujours détectés dans les effluents, ces substances ayant une forte rémanence dans les sols, tel que montré par Gutierrez et Baran [*2009*] pour l'Atrazine.

SYNTHESE – LES BASSINS VERSANTS DRAINES

Les deux bassins versants qui concernent cette étude sont de type résidentiel urbain, avec un habitat largement pavillonnaire individuel. La zone concernée est exclusivement dédiée à l'habitat. Les voiries d'accès sont donc peu fréquentées et les parcelles individuelles sont le plus souvent composées d'une maison, d'une cour pavée dédiée au stationnement des véhicules et d'un jardin.

Au vu de l'utilisation de la zone, la composition des effluents variera certainement au cours de l'année, en fonction des changements d'habitudes liées aux saisons, notamment pour l'utilisation de pesticides par les riverains ou d'une possible utilisation plus fréquente des véhicules en période hivernale.

Les effluents collectés par le réseau d'assainissement séparatif pluvial des deux bassins versants drainés seront vraisemblablement composés de matière organique, de matières en suspension, de micropolluants métalliques, d'hydrocarbures et de pesticides. Au vu de l'occupation des sols, il semble probable que la composition des effluents de ces deux bassins versants soit identique.

4.3 Les installations de traitement

Ce travail vise à étudier le traitement des effluents pluviaux stricts issus de deux bassins versants différents. La première étape de ce travail de thèse a concerné le dimensionnement et le suivi de la conception des deux installations de traitement qui ont été installées en parallèle à l'exutoire des deux bassins versants présentés précédemment (Figure 4-6). Ce travail a été fait en collaboration étroite avec le bureau d'études SINBIO qui a assuré la maîtrise d'œuvre et avec la Communauté Urbaine de Strasbourg, qui a assumé la maîtrise d'ouvrage. Ces installations, chacune au dimensionnement différent, permettront de réaliser des bilans relatifs au comportement hydraulique mais également relatifs à la qualité des effluents tout au long de la filière.

4.3.1 Les différents éléments des filières de traitement

La Figure 4-6 montre trois systèmes de traitement différents : deux filtres plantés de roseaux à écoulement vertical (filière n°1 et 3) et un filtre planté de roseau à écoulement horizontal (filière n°2). Bien que ce dernier ait été conçu au même moment que les deux autres et que le suivi de sa réalisation ait été fait au même titre que les autres systèmes, le temps imparti à ce travail de thèse n'a pas permis d'effectuer le suivi de cette filière en ce qui concerne l'hydrodynamique et la qualité des effluents. Les détails de dimensionnement et de conception de ce filtre planté de roseaux à écoulement horizontal ne seront donc pas présentés par la suite.

Chaque filière de traitement est composée d'une mare de sédimentation, d'un filtre planté de roseaux à écoulement vertical et d'une mare naturelle. Les schémas de principe (vue de dessus et vue en coupe) sont présentés dans la Figure 4-7 et dans la Figure 4-8.

Dans les filtres verticaux, l'alternance entre les phases d'alimentation et les phases de repos permettent une réoxygénation du milieu poreux. Les conditions mises en jeu sont donc essentiellement aérobies [*Kadlec&Wallace, 2008; García et al., 2010*]. Pour favoriser ce fonctionnement aérobie naturel, des aérations passives ont été installées (cf. Paragraphe 4.3.1.2 – Aération passive).

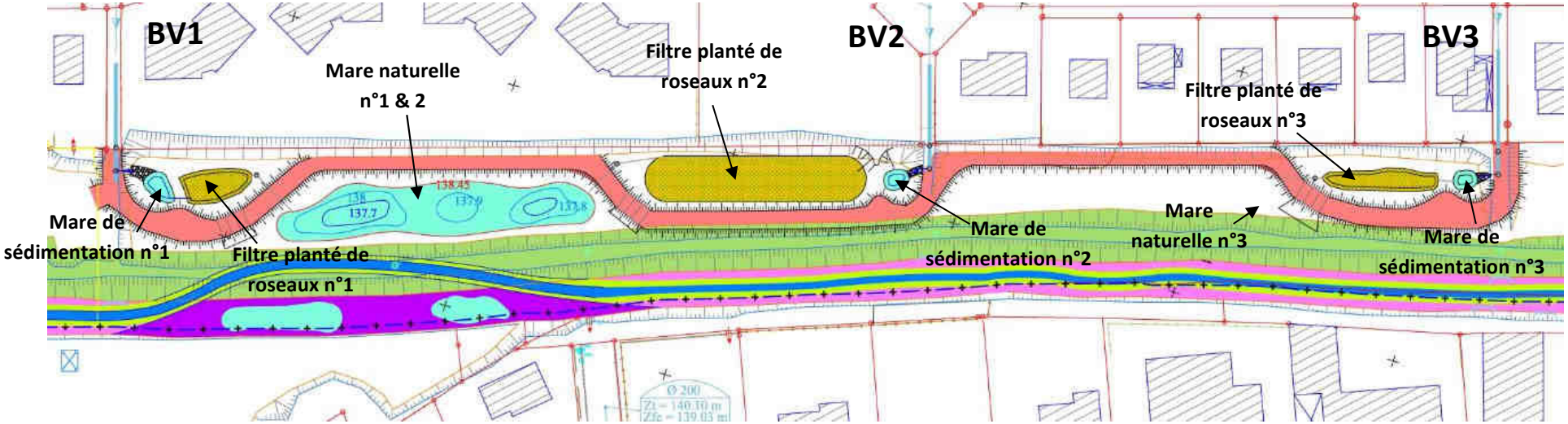


Figure 4-6. Extrait du plan récapitulatif de l'ensemble des aménagements (réalisé par SINBIO)

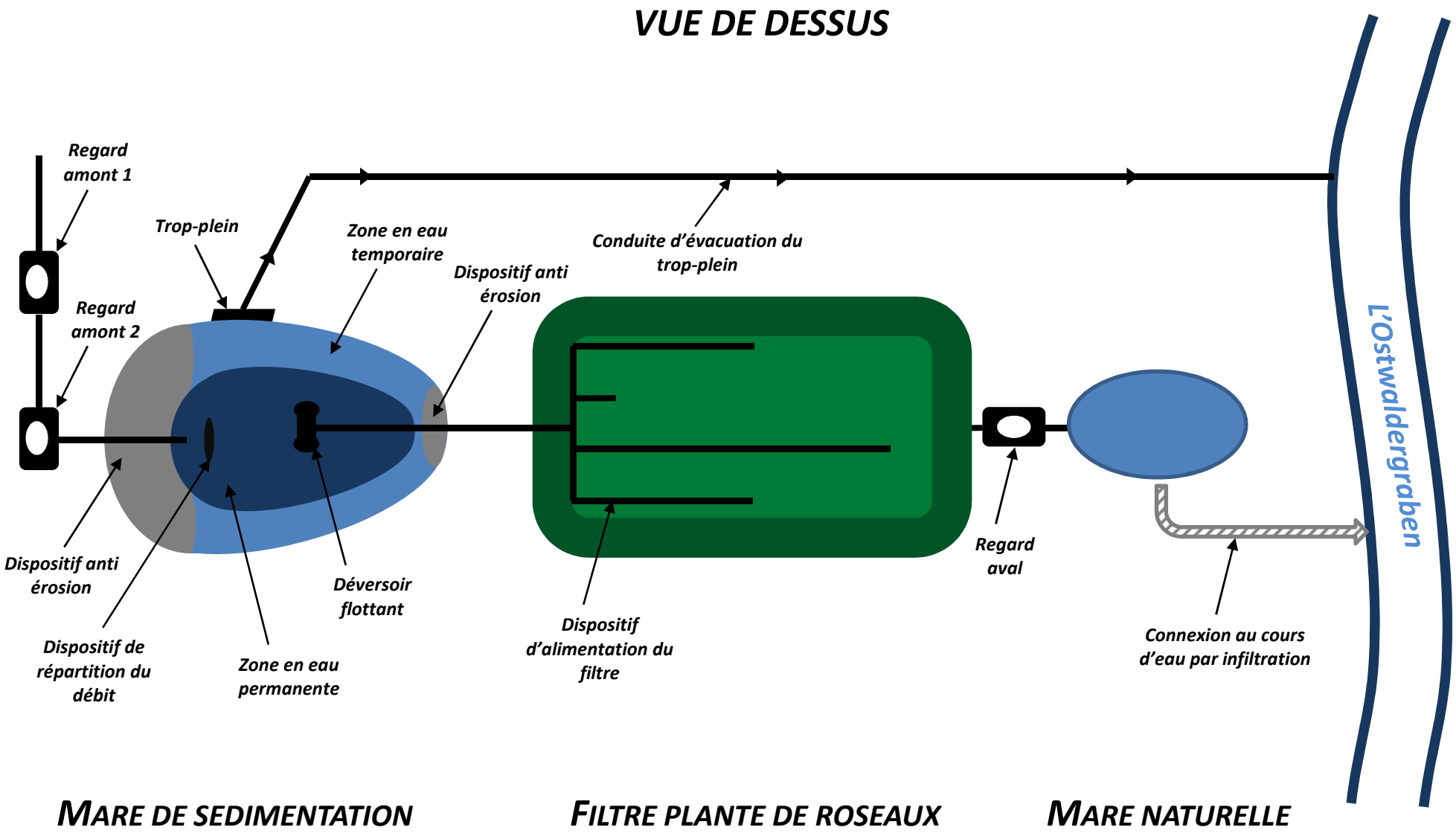


Figure 4-7. Schéma de principe d'une filière de traitement (vue de dessus)

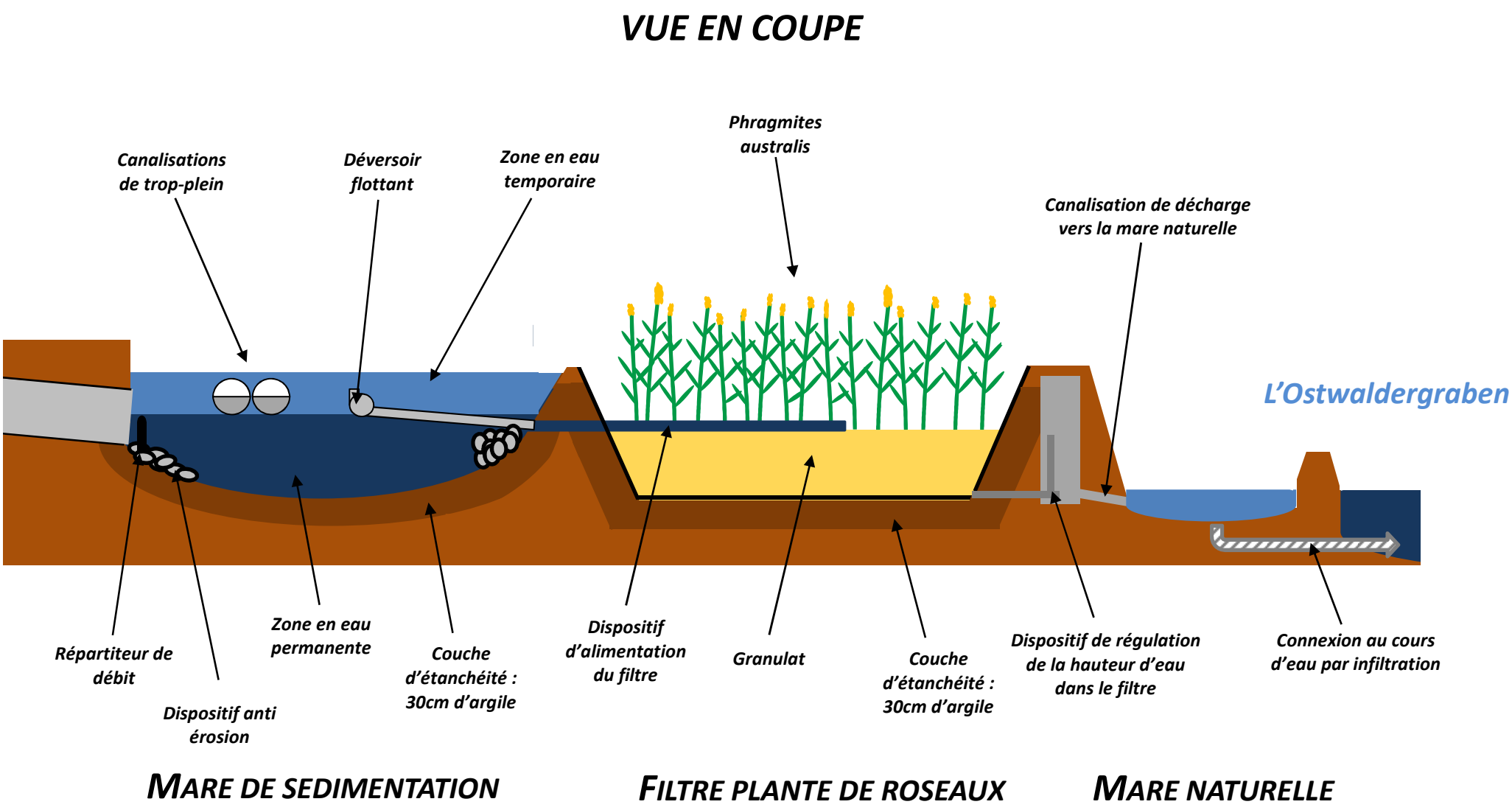


Figure 4-8. Schéma de principe d'une filière de traitement (vue en coupe)

4.3.1.1 Les mares de sédimentation

Les mares de sédimentation, situées en tête des filières de traitement, auront un double rôle. Le premier rôle de ce type de dispositif concerne l'impact hydraulique sur l'hydrogramme d'entrée. En effet, les pointes de débit vont être lissées, permettant ainsi de limiter les effets de choc au milieu récepteur [*Parent-Raoult&Boisson, 2007*]. En théorie, ce lissage de débit est également accompagné par un premier traitement des effluents, à la fois par décantation des particules les plus grossières et par un traitement préliminaire des particules dissoutes par action des cultures libres se développant au sein de la mare. Ces deux aspects seront à confirmer avec les résultats expérimentaux.

Persson et son équipe [*Persson et al., 1999; Persson, 2000; Persson&Wittgren, 2003*] ont étudié l'influence de différentes formes de mares sur l'efficacité hydraulique (Figure 4-9).

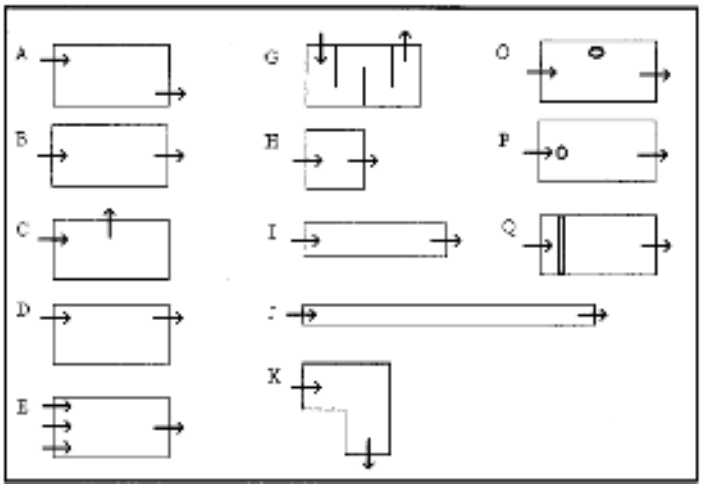


Figure 4-9. Différentes formes de mares de sédimentation [*Persson et al., 1999*]

Les différentes formes de mare sont évaluées en fonction de leur efficacité hydraulique, estimée à partir de l'Équation 1:

$$\lambda = e\left(1 - \frac{1}{N}\right) = \left(1 - \frac{t_{moy} - t_p}{t_{moy}}\right) = \frac{t_p}{t_n} \qquad \textbf{Équation 1}$$

avec : e le volume effectif de la mare
N le nombre de réservoirs en série
t_{moy} le temps de résidence moyen
t_p instant du pic de débit en sortie de la mare
t_n temps de rétention nominal $t_n = \frac{V}{Q}$

Une bonne efficacité hydraulique est atteinte lorsque λ est supérieur à 0,75. Elle est considérée comme satisfaisante lorsque λ est compris entre 0,5 et 0,75 et faible quand λ est inférieur à 0,5.

Les résultats en matière d'efficacité hydraulique pour les différentes formes testées sont détaillés dans le Tableau 4-3.

Tableau 4-3. Efficacité hydraulique de différentes formes de mares de sédimentation (d'après Persson *et al.* [*1999*])

	Différentes formes de mare
Efficacité hydraulique faible (λ < 0,50)	A, B, C, D, I, H, K et O
Efficacité hydraulique satisfaisante (0,50 < λ < 0,75)	P et Q
Efficacité hydraulique bonne (λ > 0,75)	E, G et J

A l'exception de la forme (forme de poire), nos mares de sédimentations se rapprochent du cas P, avec un dispositif de répartition du débit placé face à la canalisation d'alimentation de façon à casser le flux et ainsi augmenter l'efficacité hydraulique.

Les mares de sédimentation installées sur notre site d'étude sont au nombre de deux, chacune répartie sur une filière de traitement (Figure 4-6). Elles ont été dimensionnées à partir d'une charge hydraulique maximale acceptable et d'un temps de séjour hydraulique minimal pour retenir les particules décantables.

Chaque mare de sédimentation comprend un volume d'eau permanent et un volume d'eau temporaire. Le volume d'eau permanent est mis en place de façon à tenir compte de l'évaporation lors des périodes de temps sec entre deux évènements pluvieux, l'évaporation étant estimée à 3 à 4 L/m²/jour. Le volume d'eau temporaire correspond quant à lui au volume d'eau à stocker pendant les évènements pluvieux. Les mares de sédimentation sont isolées de la nappe phréatique à l'aide d'une couche imperméable (conductivité hydraulique estimée à 10^{-8}m/s). Cette étanchéité est assurée par une couche d'argile de 30cm d'épaisseur. Cependant, cette couche d'argile est relativement fragile (Figure 4-10). C'est pourquoi plusieurs dispositifs ont été installés de façon à la protéger de l'érosion, notamment au fond des mares et sur les berges (Figure 4-11) :

- ✓ **Installation d'un dispositif de répartition du débit** : cela permet de casser le flux arrivant du réseau d'assainissement, notamment lors des évènements pluvieux les plus importants - en effet, des vitesses importantes peuvent être générées lors des pics d'intensité des évènements pluvieux qui pourraient dégrader à la fois le fond des mares de sédimentation et les berges de celles-ci ; cela permet également aux effluents de mieux se répartir dans la totalité de la mare pour éviter au mieux les courts-circuits.

- ✓ **Installation d'enrochements** : les enrochements mis en place permettent de maintenir les berges en argile et d'éviter leur érosion ; ils sont installés à proximité de la sortie de la canalisation du réseau d'assainissement ainsi qu'à proximité de la sortie vers le filtre.

Figure 4-10. Mare de sédimentation n°3 - Mise en place de la couche d'étanchéité en argile (le 17/04/12)

De plus, afin de ne pas engendrer d'inondations supplémentaires aux riverains du site, des canalisations de trop-plein ont été mises en place dans les mares (Figure 4-11). Elles permettent de déverser directement vers le milieu naturel lors d'évènements pluvieux ayant une période de retour trop élevée ou lors de pointes de débits trop importantes.

A gauche, canalisation de trop-plein vers le milieu naturel, à droite, dispositif de répartition du débit et enrochements à la sortie du réseau d'assainissement

Figure 4-11. Mare de sédimentation n°1 – Entrée et surverses (le 4/07/12)

La vidange des eaux de la mare de sédimentation vers le filtre se fait via un déversoir flottant (Figure 4-12). Il sert à évacuer la lame d'eau supérieure de la mare lors des évènements pluvieux : à l'arrivée d'une pluie, le niveau d'eau dans la mare monte et les flotteurs permettent au déversoir flottant de suivre le niveau d'eau. Une fois parvenu à sa hauteur seuil, le déversoir flottant commence alors à fonctionner et à alimenter le filtre.

Figure 4-12. Détails du déversoir flottant

L'installation définitive des deux mares de sédimentation peut être vue sur la Figure 4-13 et la Figure 4-14.

Figure 4-13. Mare de sédimentation n°1 (le 7/09/12)

Figure 4-14. Mare de sédimentation n°3 (le 7/09/2012)

Les caractéristiques des mares de sédimentation sont précisées dans le Tableau 4-4. Il est possible de constater que la mare de sédimentation n°3 accepte un volume moindre que la mare n°1. Cette différence est due notamment à la surface active du bassin versant connecté, qui est beaucoup plus importante pour le bassin versant n°1. La mare de sédimentation n°1 aura donc un temps de réaction plus long entre l'arrivée de l'effluent et le début d'alimentation du filtre.

Tableau 4-4. Caractéristiques des mares de sédimentation

	Filière n°1	**Filière n°3**
Dimensions (plus grande longueur et plus grande largeur de la poire ; mxm)	11 x 9	5 x 4,5
Charge hydraulique appliquée (m^3/m^2/jour)	10	10
Volume d'eau permanent (m^3)	28	2
Volume d'eau temporaire (m^3)	56	10

4.3.1.2 *Les filtres plantés de roseaux*

La conception des filtres plantés de roseaux est adaptée à partir des recommandations de dimensionnement des filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux pluviales [*Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux, 2005; Molle et al., 2005*] et des constatations faites dans le Chapitre 3. Les différents éléments des filtres plantés de roseaux sont présentés dans la Figure 4-15. Ils seront chacun détaillés par la suite.

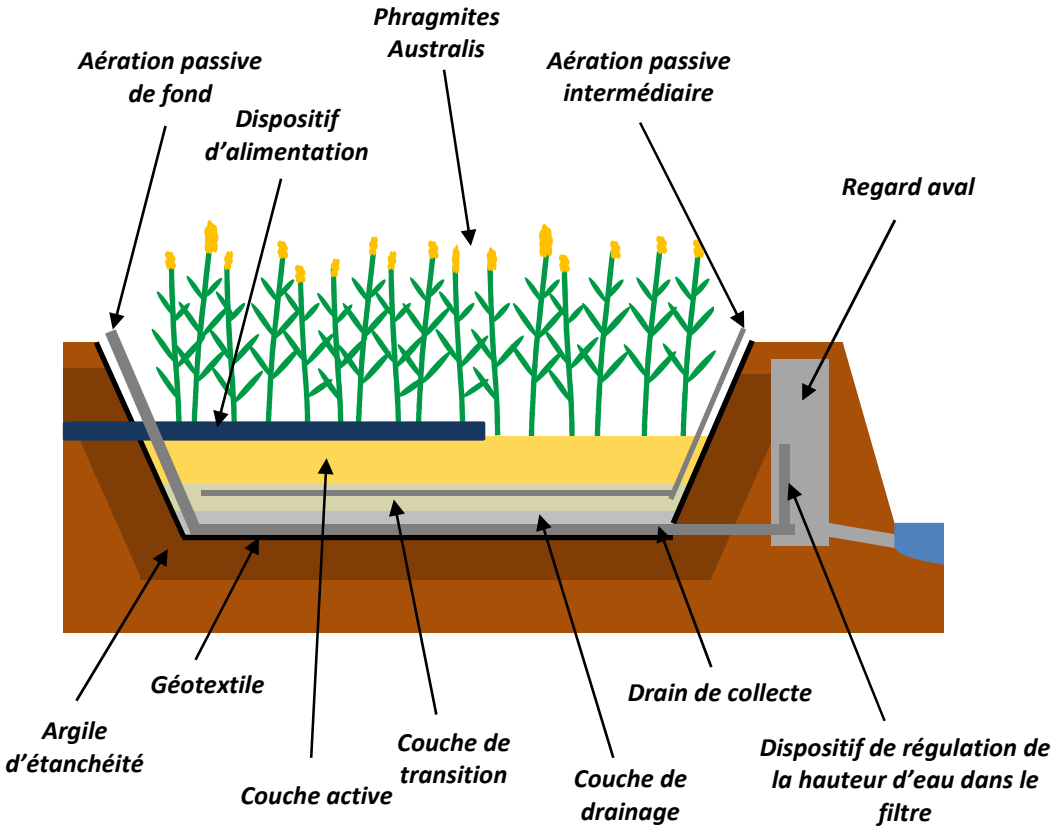


Figure 4-15. Schéma de principe d'un filtre à écoulement vertical (vue en coupe)

Dimensionnement des filtres plantés de roseaux à écoulement vertical

Pour différencier les deux filtres, le critère retenu est la charge hydraulique annuelle admissible. La charge hydraulique annuelle communément utilisée pour le dimensionnement des filtres à écoulement vertical est de 50 à 60 $m^3/m^2/an$. C'est la charge qui va être utilisée pour le dimensionnement du filtre n°1. Pour le filtre n°3, une charge annuelle beaucoup plus faible a été choisie : 25 à 30 $m^3/m^2/an$.

Les étapes de dimensionnement des filtres à écoulement vertical sont décrites dans la Figure 4-16.

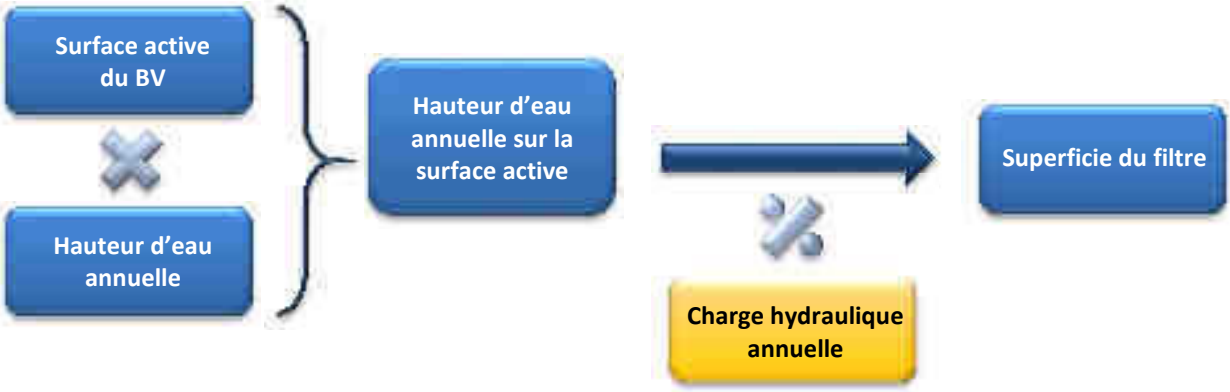


Figure 4-16. Etapes de dimensionnement des filtres à écoulement vertical

Les superficies des filtres n°1 et 3 obtenues à l'aide de cette méthode sont résumées dans le Tableau 4-5.

Tableau 4-5. Superficies des filtres à écoulement vertical

	Superficie des filtres	Ratio « Surf. filtre / Surf. Active du BV »
Filtre n°1	90m²	1%
Filtre n°3	100m²	2%

La charge hydraulique annuelle est donc le paramètre qui va définir la superficie du filtre. Cela permet donc de calculer le ratio « Superficie du filtre / Superficie de la surface active du Bassin Versant ». Les ratios obtenus avec nos choix de dimensionnement sont résumés dans le Tableau 4-5.

De plus, comme indiqué sur la Figure 4-16, le dimensionnement dépend également de la pluviométrie locale. Pour ce faire, une pluie synthétique de Météo-France [*Météo-France Nord-Est, 2004*] a été utilisée. Cette pluie synthétique est localisée sur l'Aéroport de Entzheim, à 8km à vol d'oiseau de notre site d'étude. Elle a été réalisée à partir des données pluviométriques de la station météo de l'aéroport entre 1982 et 2003. Les caractéristiques de cette année synthétique sont décrites dans le Tableau 4-6.

Tableau 4-6. Caractéristiques de la pluie synthétique d'Entzheim [*Météo-France Nord-Est, 2004*]

	Caractéristiques de la pluie synthétique pour le poste d'Entzheim
Nombre d'évènements pluvieux	124
Durée totale des précipitations (min)	21 074
Hauteur d'eau totale (mm)	558,9
Temps sec au sens large total (min)	506 276

Temps sec au sens large : durée de temps sec précédant immédiatement l'évènement pluvieux augmentée de la durée des épisodes n'entrant pas dans la définition d'un évènement pluvieux (somme d'épisodes pluvieux dont la fin est fixée par une interruption des précipitations d'au moins 30 minutes)

Temps de contact entre l'effluent et le milieu poreux

Dans l'optique de créer un filtre planté de roseaux au dimensionnement optimal, nous avons également cherché à réduire autant que possible la vitesse d'infiltration dans le filtre n°3. Ainsi, cela augmente le temps de contact entre l'effluent et le milieu poreux, laissant plus de temps aux micro-organismes présents dans le milieu poreux pour traiter l'effluent et aux réactions physico-chimiques de se mettre en place.

Ce temps de contact dépend principalement de la vitesse d'infiltration du milieu poreux, mais également de l'état initial du filtre lors de l'arrivée de l'évènement pluvieux (filtre partiellement saturé ou non suivant la durée de temps sec entre deux évènements pluvieux).

La conductivité hydraulique, dont les valeurs sont résumées dans le Tableau 4-7, a été utilisée afin d'influencer la vitesse d'infiltration.

Tableau 4-7. Conductivité hydraulique des couches filtrantes des filtres plantés n°1 et 3

	Conductivité hydraulique
Filtre n°1	$2{,}61.10^{-4}$ m/s
Filtre n°3	$1{,}96.10^{-4}$ m/s

Le ratio de conductivité hydraulique entre les deux filtres est de 1,3. Il était prévu que ce ratio soit beaucoup plus élevé, de l'ordre de 10, mais les matériaux à disposition dans la région n'ont pas permis un tel écart.

Nous avons fait l'hypothèse que le dimensionnement du filtre planté n°3 allait engendrer un temps de contact plus long entre l'effluent et le milieu poreux que pour le filtre planté n°1 et donc influer sur l'efficacité épuratoire : celle-ci devrait être plus élevée pour le système n°3 que pour le système n°1. Les résultats expérimentaux confirmeront ou infirmeront ces hypothèses de travail.

Détail des différents éléments de conception

Etanchéité

De même que les mares de sédimentation, les filtres sont isolés de la nappe par la mise en place d'une couche d'étanchéité. Elle est assurée par une couche d'argile de 30cm d'épaisseur (Figure 4-17). De façon à éviter toute dégradation de cette couche par les racines des végétaux, un géotextile anti-poinçonnement est installé en fond de filtre, tel que montré sur la Figure 4-18.

Figure 4-17. Filtre n°1 - Mise en place de la couche d'étanchéité (le 29/05/12)

Figure 4-18. Filtre n°3 - Géotextile anti-poinçonnement et drain de collecte des eaux traitées (le 24/04/12)

Drain de collecte

Le drain de collecte présent sur la Figure 4-18 est identique pour les deux filtres. Une vue détaillée est disponible sur la Figure 4-19. Cette figure montre que les drains de collecte sont de type « drain routier ». Les fentes ont été découpées telles qu'elles aient une épaisseur de 5mm et qu'elles soient espacées de 15cm, ceci notamment pour éviter tout risque de colmatage des ouvertures après quelques temps de fonctionnement.

Figure 4-19. Filtre n°3 - Vue détaillée du drain de collecte installé en fond de filtre (le 24/04/2012)

Végétaux

En ce qui concerne la végétation, les deux filtres installés sur le site expérimental sont plantés avec les mêmes macrophytes : des *Phragmites australis* (Figure 4-20). Ils ont été plantés sur les filières de traitement à raison de 9 plants/m² (Figure 4-21) et sont âgés de 2 ans.

Figure 4-20. *Phragmites australis* avant plantation (le 03/07/2012)

Figure 4-21. Filtre n°3 - Implantation des *Phragmites australis* juste après plantation (le 04/07/2012)

Les pieds de *Phragmites australis* sont plantés sous forme de plantules en godets individuels de 6cm x 6cm (Figure 4-20). Un arrosage complet des jeunes pieds a été effectué après plantation, en remplissant les filtres d'eau et en maintenant le niveau d'eau à « surface du filtre moins 5cm », ceci en vue de permettre aux jeunes plants de se développer au mieux suite à leur plantation.

Maintien des berges

Les bordures des filtres et des mares de sédimentation sont maintenues par une toile en fibres de coco tressées, tel que visible sur la Figure 4-21. Cela permet ainsi de protéger les berges des mares de sédimentation et les bords des filtres le temps que la végétation fixe les terres. Cette toile se dégrade naturellement au bout de 2 ans.

Piézomètres

Trois piézomètres sont installés dans chacun des deux filtres (Figure 4-22), de façon à pouvoir accéder à des informations intra-filtre, notamment la hauteur d'eau au sein du milieu poreux. Ils ne sont pas perforés et atteignent le fond du filtre. Ces piézomètres sont placés tous les trois dans l'axe du filtre et divisent celui-ci dans la longueur en quatre parties égales.

Figure 4-22. Filtre n°3 - Piézomètre atteignant le fond du filtre (le 02/05/2012)

Les différentes couches

Les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical sont composés de trois couches superposées verticalement de matériaux et de granulométries différentes (Figure 4-15). L'alimentation des eaux à traiter se fait par le dessus, via un dispositif de répartition des flux (Figure 4-23 et Figure 4-24). Les eaux percolent alors verticalement au sein des différentes couches pour être ensuite collectées par un drain de collecte (Figure 4-18 et Figure 4-19), qui évacue les eaux traitées vers le regard aval. Ce regard contient une canalisation verticale connectée au drain de collecte qui permet de réguler le niveau d'eau dans le filtre. Cela permet notamment de créer une zone saturée au fond du filtre. Celle-ci assure la présence d'eau en permanence pour les macrophytes, notamment lors des périodes de temps sec. Une fois que l'eau surverse par cette canalisation verticale, elle atteint le fond du regard et est évacuée vers la mare naturelle.

Figure 4-23. Filtre n°3 - Dispositif d'alimentation avec quatre branches de répartition du flux (le 26/06/12)

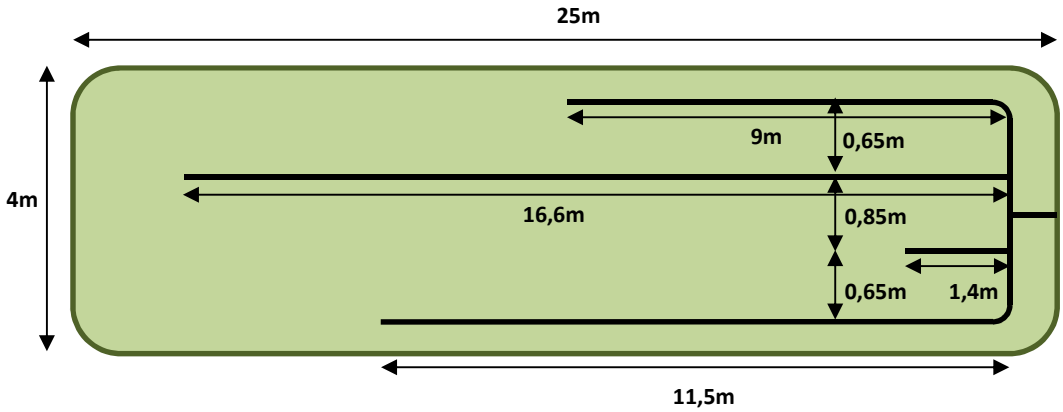


Figure 4-24. Exemple de répartition des différentes branches d'alimentation pour le filtre planté n°3

Les caractéristiques des différentes couches des filtres verticaux (filtres n°1 et 3) sont détaillées dans le Tableau 4-8. Les courbes granulométriques sont fournies en Annexe A.

Tableau 4-8. Caractéristiques des matériaux de garnissage pour les filtres à écoulement vertical

	Couche active MF1	Couche active MF3	Couche de transition (MF1 & 3)	Couche drainante (MF1 & 3)
Type de matériau	Sable grossier	Sable grossier	Gravier fin	Gravier grossier
Epaisseur (m)	0,20	0,30	0,25	0,20 à 0,30
Granulométrie (mm)	0 à 4	0 à 4	4 à 8	16 à 22,4
d_{10} (mm)	0,15	0,13	4,2	14,7
d_{60} (mm)	0,45	0,41	6,0	20,0
K_{sat} (m/s)	$2{,}61.10^{-4}$	$1{,}96.10^{-4}$	-	-
Cu	3,0	3,2	-	-

avec : d_{10} le diamètre laissant passer 10% de la masse

d_{60} le diamètre laissant passer 60% de la masse

K_{sat} la conductivité à saturation, calculée à partir de la formule de Hazen (d_{10} en mm) :

$$K_{sat} = 0{,}0116 \times (d_{10})^2$$

K_{sat} expérimental, déterminé à l'aide d'un perméamètre à charge constante au Laboratoire d'Analyse des Sols de la Faculté de Géographie de Strasbourg

Cu le coefficient d'uniformité, calculé de la façon suivante :

$$Cu = \frac{d_{60}}{d_{10}}$$

Aération passive

Les deux filtres à écoulement vertical sont également équipés d'aérations passives en fond de filtre et en milieu de filtre (aération intermédiaire, Figure 4-25). Ces aérations visent à favoriser l'oxygénation du milieu poreux pour maintenir au mieux les conditions aérobies.

Figure 4-25. Filtre n°1 - Installation de l'aération passive intermédiaire (le 08/06/2012)

Les aérations passives de fond de filtre sont connectées aux drains de collecte des eaux traitées (Figure 4-18). Les diamètres de ces tuyaux d'aération de fond de filtre sont donc de 200mm. Les tuyaux d'aérations intermédiaires ont quant à eux un diamètre de 90mm.

Figure 4-26. Filtre n°1 - Vue des cheminées d'aération de fond et intermédiaire et du dispositif d'alimentation (le 04/07/2012)

4.3.1.3 Les mares naturelles

Les filtres plantés de roseaux sont chacun connectés à l'aval à une mare naturelle. Celle-ci, par différence avec la mare de sédimentation, se caractérise par son absence de couche imperméable au fond. En effet, elle est directement connectée à la nappe d'accompagnement du cours d'eau, et rejoint donc celui-ci de façon souterraine. Elle sert donc de vidange aux filtres.

Leur hauteur d'eau est pilotée par la hauteur d'eau de l'Ostwaldergraben, ce qui peut être problématique lors d'une montée des eaux dans le cours d'eau. Les différentes connexions existant entre le système de traitement et le milieu récepteur sont montrées dans la Figure 4-27.

Tel que montré sur cette figure, hors période de crue, le filtre se vide dans la mare naturelle qui elle-même se vidange dans l'Ostwaldergraben par infiltration dans la nappe d'accompagnement du cours d'eau. Cependant, en période d'inondation, quand le niveau de l'Ostwaldergraben est haut, le niveau de la mare naturelle augmente de la même façon. La canalisation de décharge vers la mare naturelle assure alors l'équilibre entre la mare naturelle et le regard aval du filtre. Le niveau d'eau augmente alors dans le regard. Tant qu'il reste sous le niveau de la réhausse, le filtre n'est pas impacté. Par contre, pour les périodes d'inondations se produisant lors de périodes particulièrement pluvieuses, le filtre est également alimenté par le bassin versant. Il ne peut donc plus se vidanger et l'évacuation des effluents est alors conditionnée par la décrue de la mare naturelle et donc de l'Ostwaldergraben (Figure 4-28).

Il est tout de même important de préciser que ces périodes de crues sont relativement rares et n'affectent que de façon sporadique le fonctionnement du système de traitement. A titre d'exemple, lors de la période d'étude, seules trois alertes crues ont été déclenchées sur l'Ostwaldergraben, en dates du 15/12/2012, du 01/02/2012 et du 16/10/2013. Ces trois alertes ont duré respectivement 2,4 jours, 1,75 jours et 1 jour.

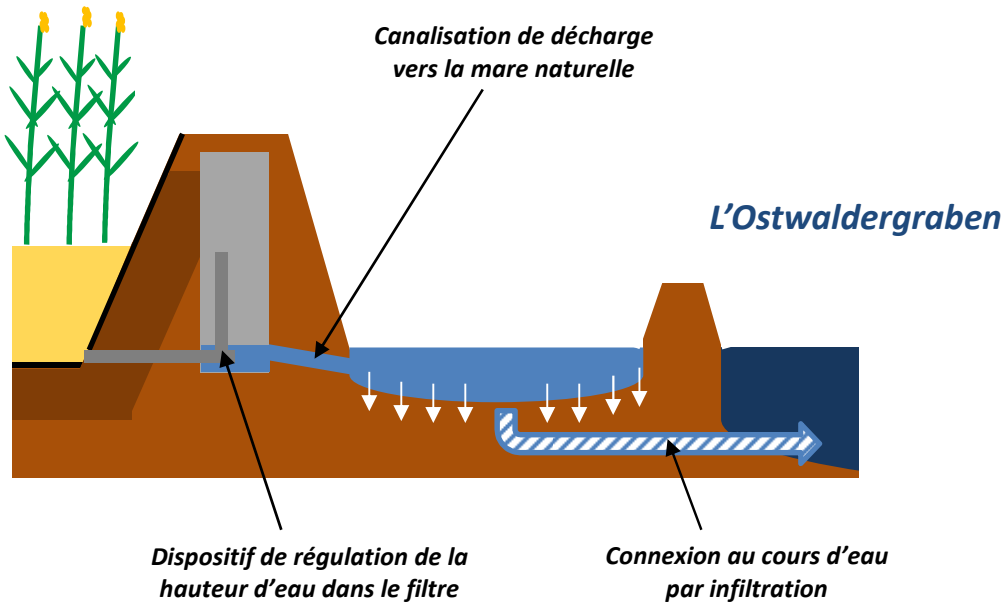


Figure 4-27. Connexions entre le système de traitement, la mare naturelle et le milieu récepteur

Figure 4-28. Mare naturelle n°3 - Emprise normale de la mare naturelle (en blanc) et débordement lors de la crue du 01/02/2012

SYNTHESE – LES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT

BASSIN VERSANT	Filière n°1	Filière n°3
Type	Résidentiel urbain	
Surface totale (m²)	27 000	18 000
Surface active (m²)	9 000	5 200

MARE DE SEDIMENTATION	Filière n°1	Filière n°3
Caractéristiques communes	Etanchéité : 30cm d'argile, dispositif de répartition du débit à la sortie de la canalisation d'entrée, enrochements pour protéger les berges contre l'érosion, trop-plein vers le milieu naturel, vidange de la mare par un déversoir flottant	
Φ canalisation d'entrée (mm)	800	800
Temps de séjour théorique (min)	10	10
Dimensions **(m x m)**	11 x 9	5 x 4,5
Volume d'eau permanent (m^3)	28	2
Volume maximal temporaire (m^3)	56	10

FILTRE PLANTE DE ROSEAUX	Filière n°1	Filière n°3
Type	Vertical	Vertical
Dimensions (m x m)	15 x 7,5	5,5 x 5
Surface (m²)	90	100
Pourcentage de la surface active (%)	1	2
Charge hydraulique ($m^3/m^2/an$)	60	30
Caractéristiques communes	Etanchéité : 30cm d'argile, géotextile anti-poinçonnement au-dessus de la couche d'argile, végétaux : *Phragmites australis* (9/m²), 3 piézomètres sur toute l'épaisseur de matériau (ϕ90)	
Alimentation	4 canalisations de surface (ϕ140) pour une équi-répartition des flux	
Aération passive	aération au fond du filtre (connectée au drain de collecte) + aération intermédiaire entre la couche active et la couche de transition (ϕ100)	
Drain de collecte	1 branche principale + 3 branches latérales en fond de filtre (drain routier ϕ160 repercé : 1 fente/15cm ; ϕfente=1cm)	1 branche principale (drain routier ϕ160 repercé : 1 fente/15cm ; ϕfente=1cm)
Conductivité hydraulique de la zone/couche active (m/s)	$2,61.10^{-4}$	$1,96.10^{-4}$
Zone/couche active (épaisseur)	Sable 0/4 (0,2m)	Sable 0/4 (0,3m)
Zone/couche de transition (épaisseur)	Gravier fin 4/8 (0,25m)	Gravier fin 4/8 (0,25m)
Zone/couche de drainage (épaisseur)	Gravier grossier 16/22,4 (0,2 à 0,3m)	Gravier grossier 16/22,4 (0,2 à 0,3m)
Epaisseur globale des matériaux (m)	0,7	0,8
Hauteur de réhausse à l'aval (m)	0,325	0,325

CHAPITRE 5.

L'INSTRUMENTATION

5 L'INSTRUMENTATION 162

5.1 LE SUIVI HYDRAULIQUE 162

5.1.1 LA MARE DE SEDIMENTATION 162

5.1.1.1 LA SONDE A ULTRASONS 164

5.1.1.2 VELOCIMETRE A EFFET DOPPLER 164

5.1.1.3 SONDE DE PRESSION 164

5.1.2 LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 165

5.1.2.1 SONDES DE PRESSION 165

5.1.2.2 LES SONDES A ULTRASONS 165

5.1.2.3 LE RADAR 167

5.1.2.4 MESURE DE L'EVAPOTRANSPIRATION 167

5.2 METHODOLOGIE DEVELOPPEE POUR LA DETERMINATION DES DEBITS 168

5.2.1 BILAN HYDRIQUE DANS LA MARE 168

5.2.2 BILAN HYDRIQUE DANS LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX 171

5.3 LE SUIVI DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES 175

5.4 LE COUPLAGE HYDRAULIQUE / QUALITE 180

5 L'instrumentation

Afin de pouvoir comprendre le fonctionnement des différentes filières de traitement, il a été nécessaire de concevoir une instrumentation complète. Cette instrumentation répond à des besoins de différents ordres : compréhension du fonctionnement hydraulique des filières de traitement et suivi de la qualité des effluents le long du fil d'eau. Ces deux aspects nécessitent une instrumentation différente, qu'il convient de coupler afin d'avoir une compréhension complète du fonctionnement des filières de traitement. L'ensemble de l'instrumentation choisie est présenté dans ce chapitre. Cette instrumentation a été installée sur la filière de traitement n°3 d'avril 2013 à fin novembre 2013. L'instrumentation complète et le suivi analytique des filières de traitement n°1 et 2 seront effectués ultérieurement à ce travail de thèse.

5.1 Le suivi hydraulique

Le suivi hydraulique vise à avoir une connaissance précise des flux entrants et sortants du système au cours du temps, mais également à déterminer le fonctionnement hydraulique des différents ouvrages composant le système de traitement :

- ✓ La mare de sédimentation
- ✓ Le trop-plein vers le milieu naturel
- ✓ Le déversoir flottant
- ✓ Le filtre planté de roseaux

5.1.1 La mare de sédimentation

Pour suivre les différents flux au niveau de la mare de sédimentation, nous avons installé plusieurs sondes (Figure 5-1).

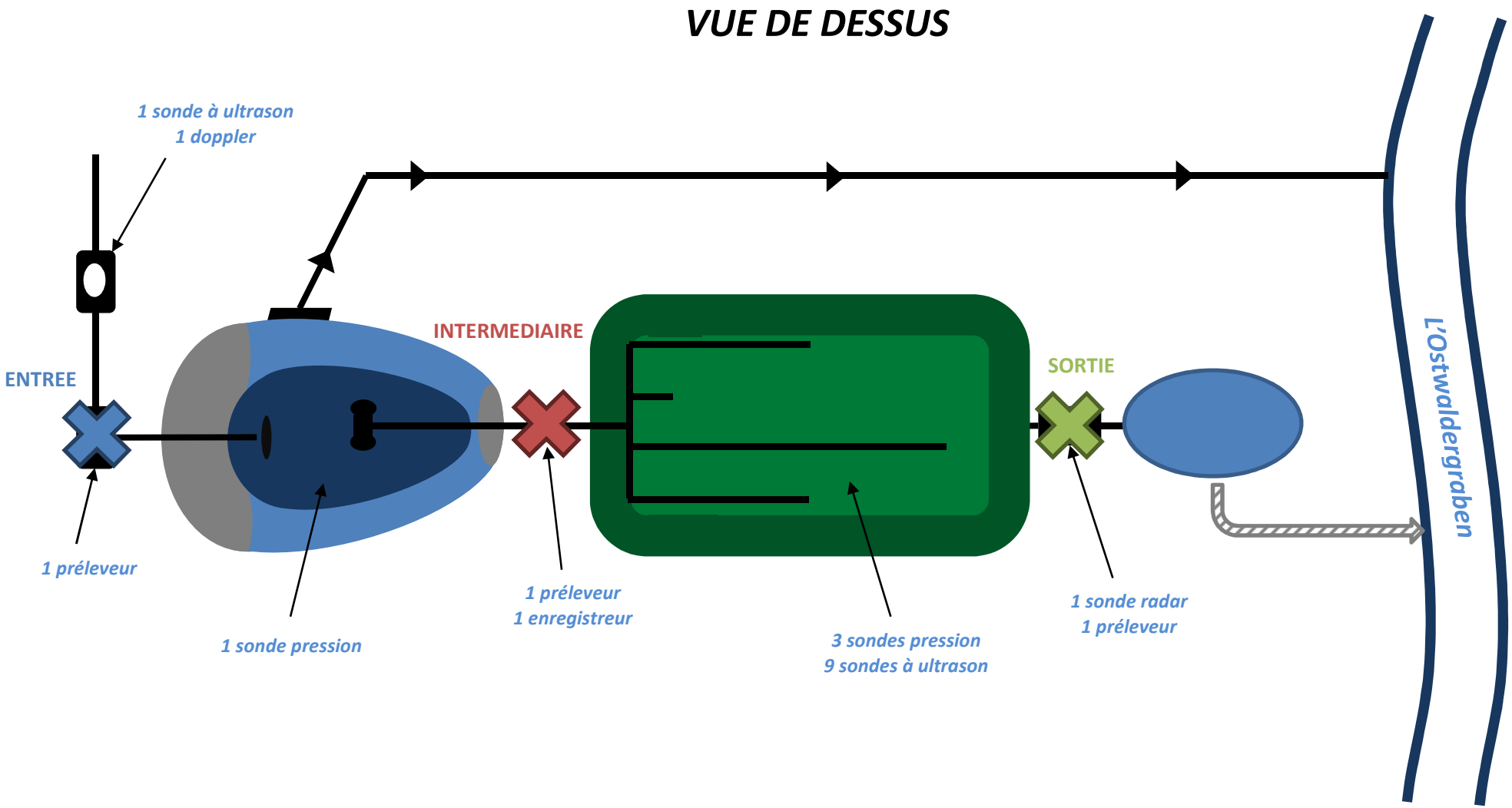


Figure 5-1. Ensemble de l'instrumentation de la filière de traitement

5.1.1.1 La sonde à ultrasons

Cette sonde détecte la montée du niveau d'eau dans le réseau d'assainissement lors d'un évènement pluvieux et permet de déclencher le préleveur correspondant à ce point d'échantillonnage.

La sonde à ultrasons utilisée est une sonde de la marque Siemens (The Probe, gamme de mesure : 0,25 à 5m, précision de lecture : 1cm [*Siemens, 2010*]). Elle fonctionne en 4-20mA et nécessite donc un étalonnage spécifique à son emplacement (Figure 5-2).

Figure 5-2. Sonde à ultrasons installée sur site

5.1.1.2 Vélocimètre à effet Doppler

Les données du vélocimètre à effet Doppler installé sur site n'ont pas pu être utilisées à cause d'un très grand nombre de sédiments qui se sont déposés sur la sonde de lecture. Les valeurs obtenues étaient inexploitables. Les détails sont fournis en Annexe B.

5.1.1.3 Sonde de pression

Elle détecte le niveau d'eau dans la mare de sédimentation et a plusieurs rôles :

- Déclenchement du préleveur au point d'échantillonnage correspondant
- Détection d'une surverse vers le milieu récepteur via le trop-plein
- Détection du fonctionnement du déversoir flottant

Comme il est impossible d'utiliser les données du vélocimètre à effet Doppler, pour obtenir l'hydrogramme du flux entrant dans le système de traitement, nous nous appuierons sur la sonde de pression installée dans la mare de sédimentation (sonde de pression Waterpilot FMX21, gamme de mesures de 0 à 20 bars, précision de lecture : 1cm, incertitude : 0,2%, [*Endress & Hauser, 2013c*]).

Cette sonde de pression est installée au niveau du répartiteur de débit dans la mare de sédimentation (Figure 5-3).

Figure 5-3. Mare de sédimentation n°3 - Sonde de pression à la sortie du réseau d'assainissement au niveau du répartiteur de débit (28/05/2013)

5.1.2 Le filtre planté de roseaux

Le filtre de chaque filière de traitement est également instrumenté afin de connaître son comportement hydraulique. Pour suivre les différents flux, l'instrumentation suivante a été installée (Figure 5-1) :

5.1.2.1 Sondes de pression

Les trois sondes de pression sont du même modèle que celle installée dans la mare de sédimentation (Sonde de pression Waterpilot FMX21). Elles sont installées dans les piézomètres répartis au sein du filtre, tel que précisé au Chapitre 4.3.1.2. Elles permettent d'assurer un suivi de la hauteur d'eau au sein du filtre.

5.1.2.2 Les sondes à ultrasons

Les sondes à ultrasons [*Ijinus, 2012*] fonctionnent sur batterie, limitant ainsi la présence de câbles d'alimentation à la surface du filtre. Elles sont autonomes et les données ne sont récupérées que ponctuellement à l'aide d'une liaison radio. Elles sont utilisées afin de connaître la répartition des flux en surface et de voir si l'alimentation est bien homogène sur l'ensemble du filtre

Notons que les supports de sondes (Figure 5-4), fabriqués par nos soins, visent à minimiser deux phénomènes : le passage des feuilles de roseaux sous le capteur, ce qui risquerait de fausser les mesures et l'augmentation de la température du capteur sous l'effet du rayonnement qui ferait dévier la mesure (les ondes à ultrasons étant dépendantes de la température ambiante). Ainsi, nous avons installé des « chapeaux » permettant le passage d'air dans le support de sonde et donc

assurant le refroidissement la colonne d'air dans laquelle se fait la mesure. Neuf sondes sont installées sur le filtre (Figure 5-5).

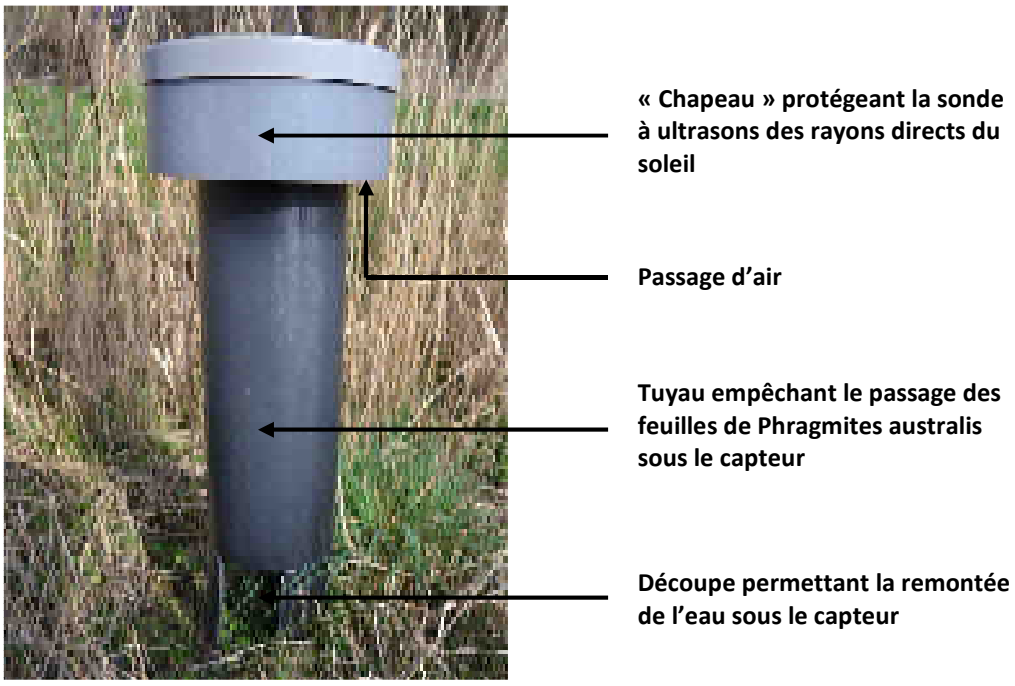


Figure 5-4. Support d'une sonde à ultrasons installée sur le filtre

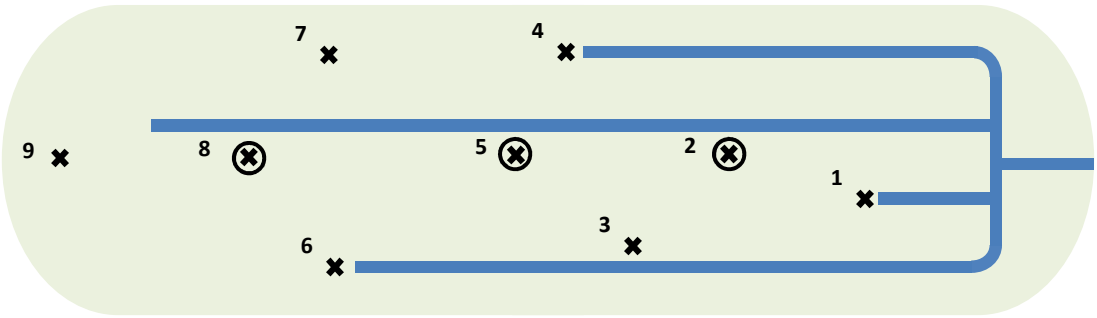


Figure 5-5. Emplacement des 9 sondes à ultrasons sur le filtre n°3
(croix : emplacement des sondes US, rond : emplacement des piézomètres)

Ainsi, il est possible de détecter le fonctionnement de chaque branche de la rampe d'alimentation, mais également de vérifier l'homogénéité de la répartition des flux à la surface du filtre.

5.1.2.3 Le radar

Le radar (Radar Micropilot M FMR250, gamme de mesures de 0,3 à 70m, précision de lecture : 1cm, incertitude : 0,04%, [*Endress & Hauser, 2012*]) est quant à lui installé dans le regard à l'aval du filtre, afin de détecter la vidange du filtre et déclencher le préleveur correspondant. Le radar est installé dans une cheminée reliée au tuyau d'évacuation des eaux du filtre (Figure 5-6).

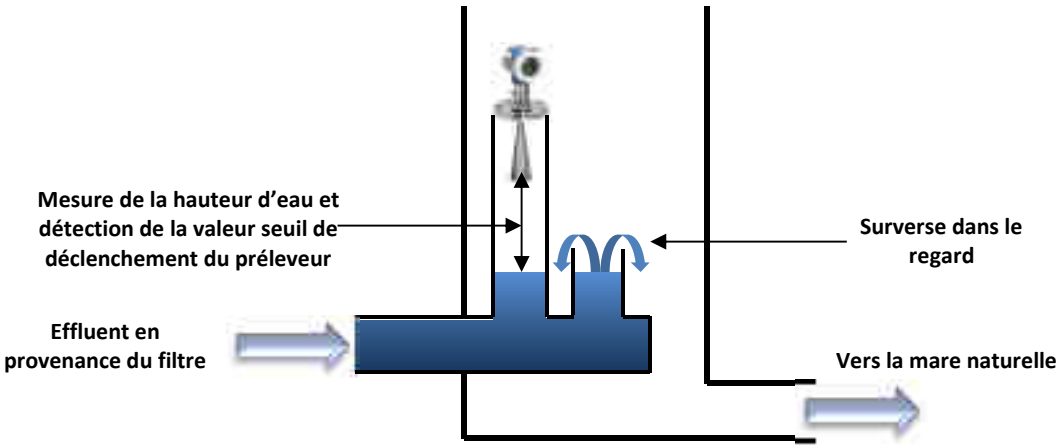


Figure 5-6. Installation du radar dans le regard à l'aval du filtre

5.1.2.4 Mesure de l'évapotranspiration

Concernant le terme d'évapotranspiration, il a été estimé à l'aide de mesures ponctuelles réalisées en juillet 2013. Ces mesures ont été réalisées avec l'aide du professeur Daniel Childers de l'Université de Phoenix aux Etats-Unis. M. Childers a apporté pour ces essais un analyseur de gaz Infra-rouge portatif (LI-6400 XT, [*Licor, 2013*]).

L'analyseur de gaz portatif permet de mesurer la photosynthèse réalisée sur une surface maximale de 6 centimètres carrés de la feuille : une feuille est placée entre les deux mâchoires de la cellule de mesure, du CO_2 est injecté dans la cellule et on mesure le flux sortant de CO_2 et le dégagement de vapeur d'eau dus au métabolisme de la feuille. Pour estimer l'évapotranspiration globale du filtre planté de roseaux, plusieurs étapes doivent être remplies ; récapitulées dans Sanchez et al. [*2013 ; soumis*].

N'ayant pas d'analyseur de gaz portatif à disposition en permanence au laboratoire, nous n'avons pas été à même d'effectuer cette campagne de mesures à plusieurs reprises. Cependant, lors de la campagne du mois de juillet 2013, des mesures ont été effectuées suite à une période de temps sec de trois semaines et immédiatement après une pluie. Ce sont avec ces données que nous estimons le terme d'évapotranspiration dans notre bilan hydrique.

5.2 Méthodologie développée pour la détermination des débits

5.2.1 Bilan hydrique dans la mare

Le vélocimètre à effet doppler n'étant pas en mesure de fournir des informations cohérentes du fait de la présence excessive de sédiments au fond du réseau d'assainissement, nous avons été obligés de développer une méthodologie alternative à l'aide des sondes disponibles afin de connaître les débits entrants et sortants des différents éléments du système de traitement. Cette méthodologie est spécifique à notre site expérimental.

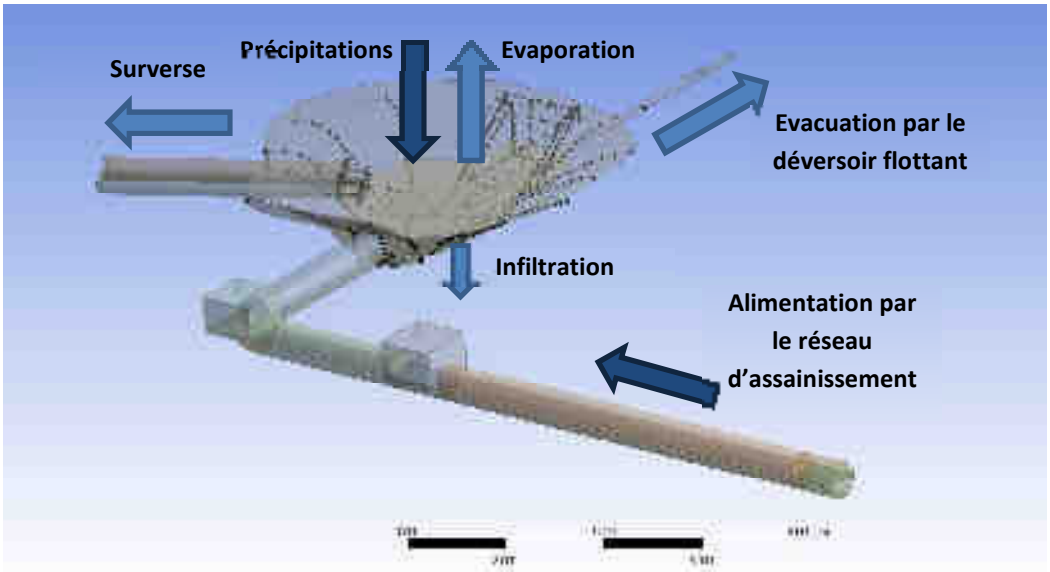


Figure 5-7. Flux entrants et sortants de la mare de sédimentation

Pour reproduire l'hydrogramme en entrée du système de traitement, nous avons dû établir un nouveau protocole basé sur les données disponibles. Nous nous sommes appuyés sur les variations de volume au cours du temps dans la mare (obtenues à partir des variations de hauteur d'eau au cours du temps) et sur le fonctionnement du déversoir flottant (Équation 2) :

$$\Delta \boldsymbol{V} = (\boldsymbol{Q}_{\boldsymbol{réseau}} + \boldsymbol{Q}_{\boldsymbol{précipitations}} - \boldsymbol{Q}_{\boldsymbol{évaporation}} - \boldsymbol{Q}_{\boldsymbol{infiltration}} - \boldsymbol{Q}_{\boldsymbol{déversoir}} - \boldsymbol{Q}_{\boldsymbol{surverse}})\Delta \boldsymbol{t} \quad \textbf{Équation 2}$$

Le terme d'évaporation est estimé à partir des données moyennes en Alsace de 3 à 4L/m²/jour, valeurs cohérentes avec la période de suivi, soit 0,002 à 0,003m^3/h pour la mare de sédimentation de la filière n°3. Le terme d'infiltration est quant à lui calculé à partir de la loi de Darcy, avec K = 10^{-8}m/s correspondant aux 30cm d'argile présents en fond de mare. Cela implique une infiltration de l'ordre de 0,0019m^3/h.

Les précipitations sont quant à elles dépendantes du type d'évènement pluvieux considéré et ne peuvent pas être généralisées sur l'ensemble de la période de suivi. Pour les 10 évènements pluvieux échantillonnés, les flux entrants dans la mare de sédimentation dus aux précipitations sont précisés dans le Tableau 5-1.

Tableau 5-1. Flux entrants dans la mare de sédimentation dus aux précipitations

	Flux dû aux précipitations (m^3/h)
26/04/2013	0,06
16/05/2013	0,02
28/05/2013	0,03
13/06/2013	0,06
03/07/2013	0,03
24/07/2013	0,21
08/09/2013	0,23
14/10/2013	0,02
23/10/2013	0,03
19/11/2013	0,03

Ainsi, les flux dus aux précipitations, à l'évapotranspiration et à l'infiltration peuvent être négligés sur la mare de sédimentation à l'échelle de l'évènement pluvieux, qui ne dure pas plus de quelques heures (Chapitre 7.1).

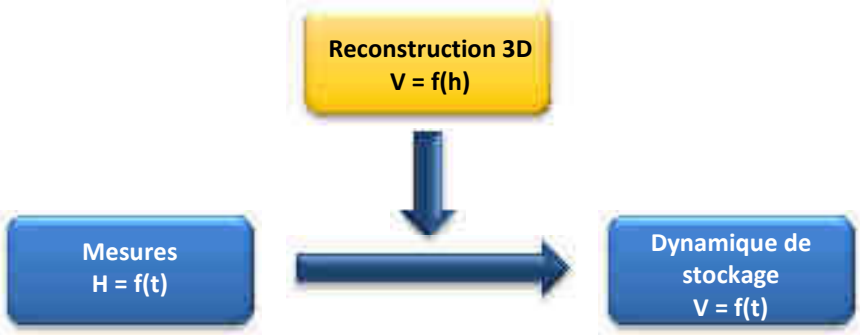


Figure 5-8. Principe de détermination de l'hydrogramme à partir de la mesure de hauteur d'eau et de la reconstruction 3D de la mare de sédimentation

A l'aide d'une reconstruction 3D de la mare concernée fabriquée à partir d'un relevé topographique fin (Figure 5-7), il a été possible de déterminer la variation de volume associée à chaque variation de hauteur d'eau (Figure 5-9). Lors de ces relevés topographiques, un très grand nombre de points ont été relevés (545 pour la mare n°3) de manière à obtenir une interpolation fine et donc de minimiser les incertitudes (l'interpolation pour reconstruire la mare a été effectuée à l'aide de l'outil Design Modeler®, disponible sous le logiciel Ansys-Fluent®). D'autre part, le relevé topographique a été effectué en date du 24 juillet 2012, alors que le système était connecté au réseau d'assainissement depuis le début du mois. La forme de la mare prend donc en compte les sédiments déjà parvenus dans la mare de sédimentation à cette date (somme de 39mm de pluie sur la période correspondante). Les variations de forme dues aux apports en sédiments au fil du temps lors des mois qui suivent ce relevé ne sont pas prises en compte. Elles seront estimées préalablement au curage de la mare de sédimentation, qui aura lieu d'ici quelques années.

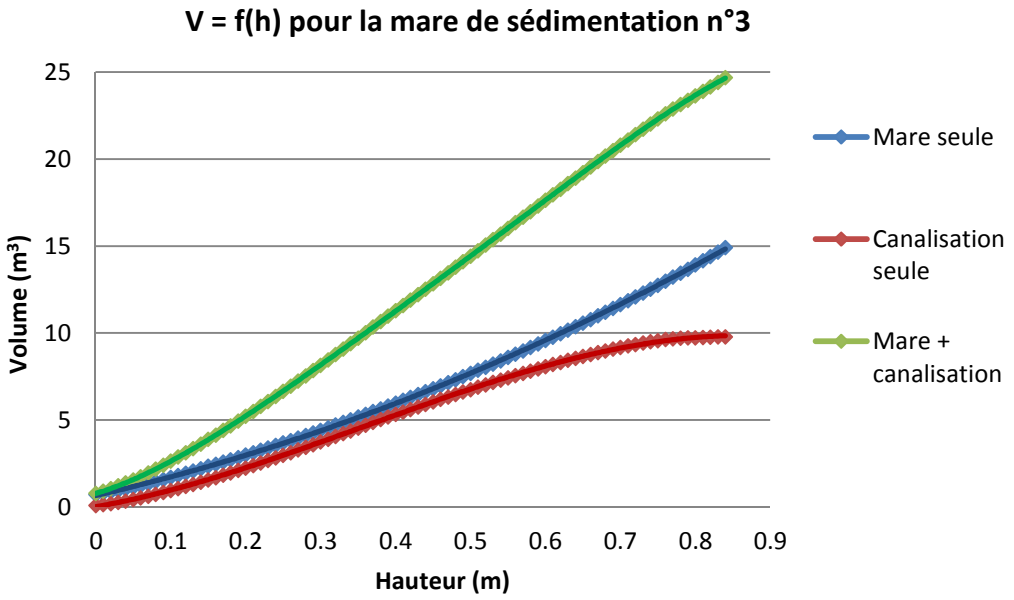


Figure 5-9. Détermination de l'équation V=f(h) pour la mare de sédimentation n°3

La Figure 5-9 permet d'évaluer l'influence de la canalisation d'alimentation de la mare de sédimentation. En effet, dû au faible dénivelé du réseau d'assainissement, la mare de sédimentation n°3 a généré la stagnation d'eau dans le réseau d'assainissement, créant ainsi un volume de stockage supplémentaire. Il est possible de voir dans cette figure que ne pas prendre en compte la canalisation revient à faire une erreur de plus de 40% en moyenne sur le volume si l'on considère le volume total de la mare.

Le graphique précédent permet alors de générer le terme prenant en compte les variations de volume dans la mare en fonction de la hauteur. Ainsi, pour chaque pas de temps, il est possible de déterminer une variation de volume en fonction du temps de la mare de sédimentation, positive en cas de remplissage et négative en cas de vidange. Il s'agit maintenant de décomposer ce bilan global en flux entrants et sortants, tels que montré dans la Figure 5-7 et dans l'Équation 2. Ensuite, le déversoir flottant a été étalonné. La méthode utilisée est décrite sur la Figure 5-10.

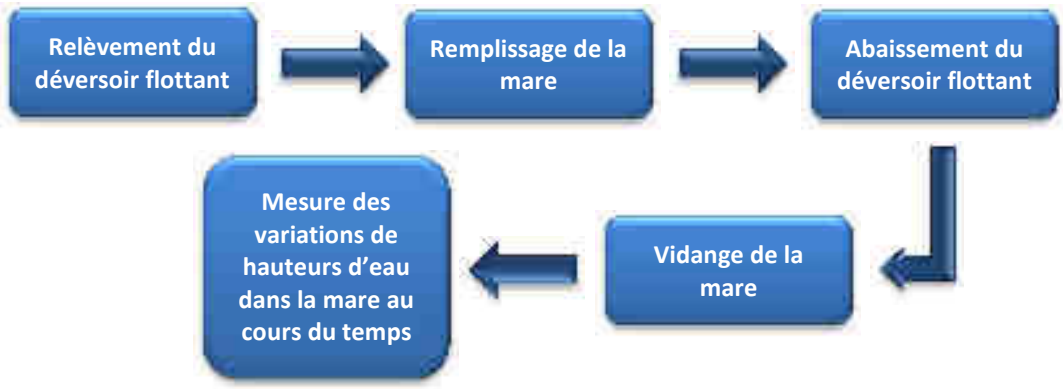


Figure 5-10. Protocole de détermination de la courbe de référence pour l'obtention de l'hydrogramme au niveau du déversoir flottant

La mesure des variations de hauteurs d'eau dans la mare au cours du temps nous permet, toujours à l'aide de l'équation $V = f(h)$ obtenue avec la reconstruction 3D de la mare de sédimentation, d'avoir la variation de volume au cours du temps, et donc le débit passant dans le déversoir flottant lors d'une vidange seule.

Ainsi, le terme sortant de l'Équation 2 est reconstitué. L'hydrogramme entrant dans la mare de sédimentation peut donc être reconstitué, même en l'absence d'une mesure directe du débit entrant. L'hydrogramme sortant de la mare de sédimentation est basé quant à lui uniquement sur le fonctionnement du déversoir flottant.

Cependant, la Figure 5-7 révélait un autre terme sortant dans le bilan global de la mare de sédimentation, à savoir le trop-plein vers le milieu naturel en cas de débordement de la mare. Nous avons pu constater, lors du suivi des hauteurs d'eau dans la mare de sédimentation, que le trop-plein n'avait jamais été sollicité, même pour les évènements pluvieux avec les périodes de retour les plus élevées. Par exemple, lors de l'épisode du 08/09/2013, d'une période de retour de 5 à 10 ans, aucun déversement vers le milieu naturel n'a eu lieu (Figure 5-11).

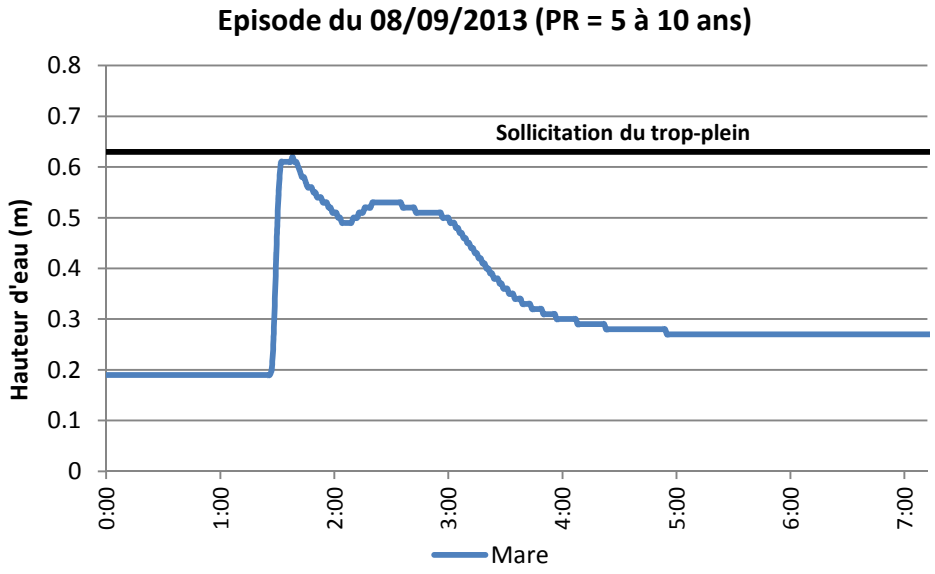


Figure 5-11. Hauteur d'eau dans la mare au cours du temps pour l'épisode du 08/09/2013

Ainsi, à partir des mesures de hauteur d'eau dans la mare (obtenues avec la sonde de pression), nous avons pu déterminer le comportement hydrodynamique au niveau de la mare de sédimentation.

5.2.2 Bilan hydrique dans les filtres plantés de roseaux

De même que pour la mare de sédimentation, nous n'avons pas de mesure de débit directement en place. Nous avons donc mis en place une détermination indirecte à l'aide de l'instrumentation en place afin d'estimer le débit sortant du massif (Figure 5-12).

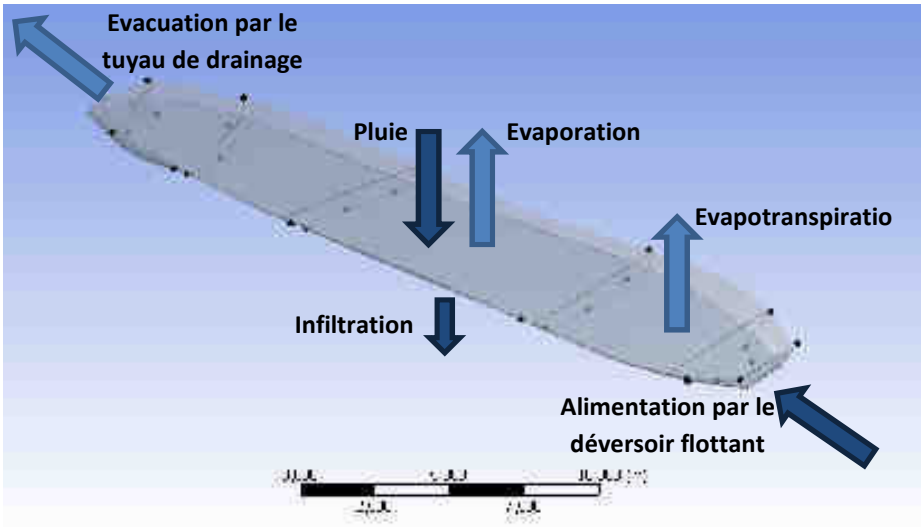


Figure 5-12. Flux entrants et sortants du massif filtrant

Comme pour la mare de sédimentation, nous avons fabriqué une reconstruction 3D du filtre (Figure 5-12) à l'aide de l'outil Design Modeler® disponible sous Ansys Fluent®. Contrairement au relevé topographique complet que nous avons pu effectuer pour la mare de sédimentation, cette reconstruction 3D s'est appuyée à la fois sur un relevé de surface et sur les plans de recollement mis à disposition pour l'intérieur du filtre. Ainsi, beaucoup moins de points de construction sont disponibles, augmentant alors les incertitudes de forme.

De même que pour la mare de sédimentation, la reconstruction 3D a permis de déterminer la variation de volume associée à chaque variation de hauteur d'eau (Figure 5-13). Le volume obtenu a ensuite été affecté d'un coefficient de porosité égal à 0,4 pour les filtres n°1 et 3.

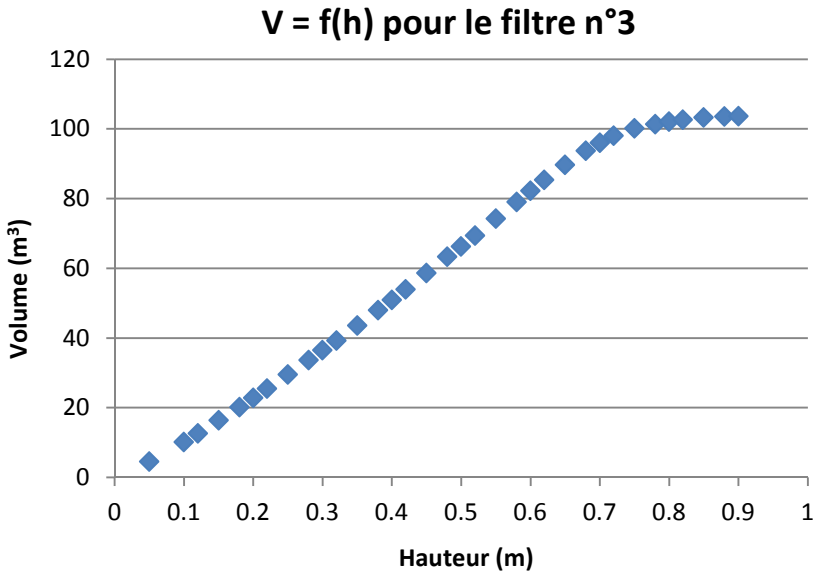


Figure 5-13. Détermination de l'équation V=f(h) pour le filtre n°3

Ainsi, les mesures de hauteur d'eau dans le filtre à l'aide des trois sondes de pression, et notamment les variations de hauteurs d'eau au cours du temps, permettent de calculer la dynamique de stockage du filtre. Il est alors possible d'estimer les flux (Équation 3):

$$\Delta \boldsymbol{V} = \left(\boldsymbol{Q_{déversoir}} + \boldsymbol{Q_{précipitations}} - \boldsymbol{Q_{ETP}} - \boldsymbol{Q_{infiltration}} - \boldsymbol{Q_{sortant}}\right)\Delta \boldsymbol{t} \qquad \textbf{Équation 3}$$

Le terme d'évapotranspiration (ETP) est estimé à partir des données moyennes en Alsace de 4 à 6L/m²/jour, valeurs cohérentes avec la période de suivi, soit 0,017 à 0,025m^3/h pour le filtre planté de roseaux de la filière n°3. Le terme d'infiltration est quant à lui calculé à partir de la loi de Darcy, avec K = 10^{-8}m/s correspondant aux 30cm d'argile présents en fond de filtre. Cela implique une infiltration de l'ordre de 0,0084m^3/h.

Les précipitations sont quant à elles dépendantes du type d'évènement pluvieux considéré et ne peuvent pas être généralisées sur l'ensemble de la période de suivi. Pour les 10 évènements pluvieux échantillonnés, les flux entrants dans le filtre planté de roseaux dus aux précipitations sont précisés dans le Tableau 5-2.

Tableau 5-2. Flux entrants dans le filtre planté de roseaux dus aux précipitations

	Flux dû aux précipitations (m^3/h)
26/04/2013	0,33
16/05/2013	0,10
28/05/2013	0,18
13/06/2013	0,33
03/07/2013	0,19
24/07/2013	1,17
08/09/2013	1,27
14/10/2013	0,11
23/10/2013	0,15
19/11/2013	0,15

Ainsi, les flux dus aux précipitations, à l'évapotranspiration et à l'infiltration peuvent être négligés au niveau du filtre planté de roseaux à l'échelle de l'évènement pluvieux, qui ne dure pas plus de quelques heures (Chapitre 7.1).

SYNTHESE – SUIVI HYDRAULIQUE DE LA MARE DE SEDIMENTATION : METHODOLOGIE DE RECONSTRUCTION DES HYDROGRAMMES

L'amont de chaque filière de traitement est équipé d'une sonde à ultrasons située dans le réseau d'assainissement (dernier regard avant la mare de sédimentation) et d'une sonde de pression, placée sur le dispositif de régulation du débit, à la sortie de la canalisation d'alimentation. Ces deux sondes ont pour but de détecter l'arrivée des évènements pluvieux et de déclencher les préleveurs d'échantillons associés. De plus, la mesure directe du débit n'étant pas possible dans les conditions qui sont les nôtres, la sonde de pression permet de reconstruire, via les mesures de hauteurs d'eau dans la mare, les hydrogrammes entrants et sortants via la méthodologie résumée dans la Figure 5-14 et la Figure 5-15.

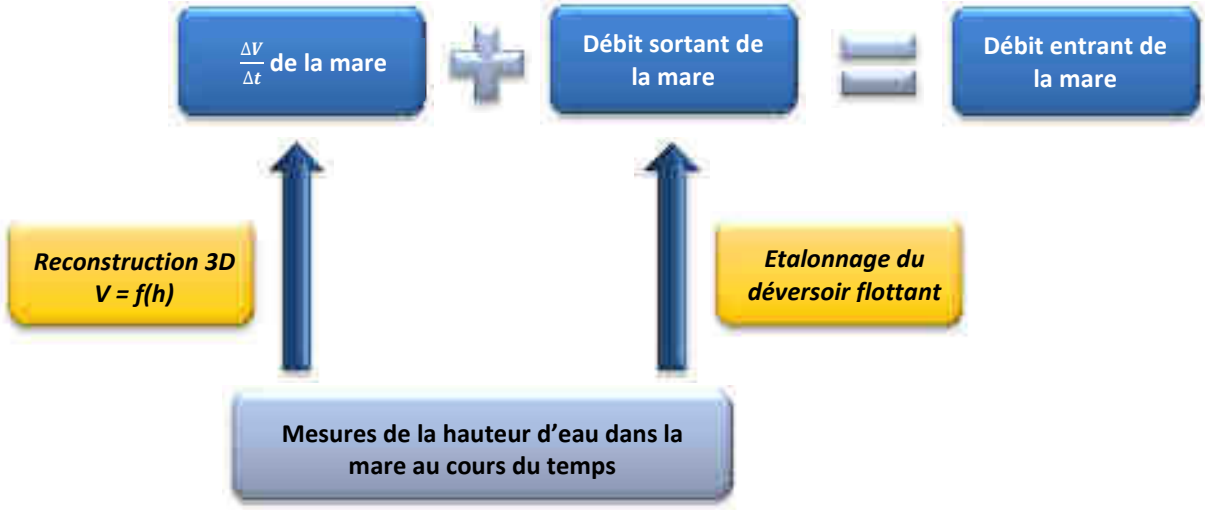


Figure 5-14. Méthodologie de reconstruction des hydrogrammes entrants et sortants de la mare de sédimentation

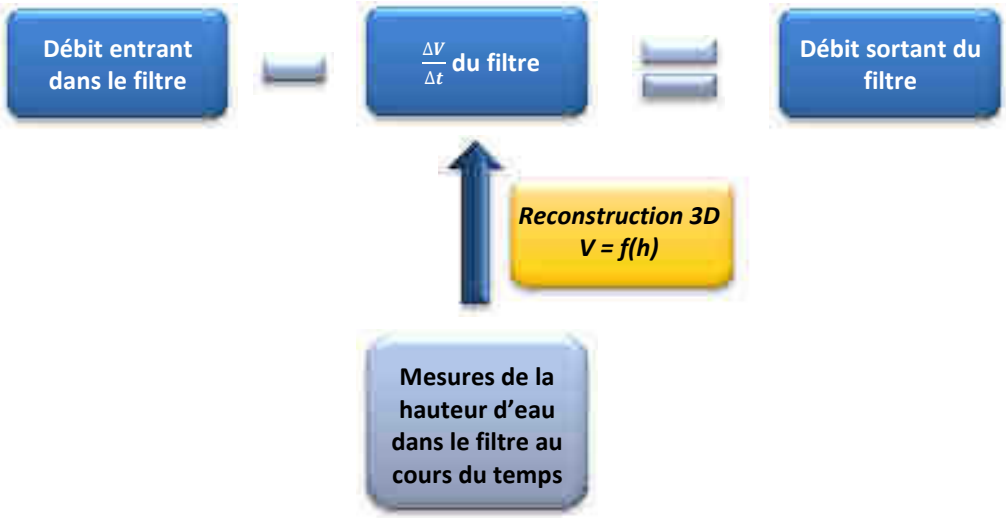


Figure 5-15. Méthodologie de reconstruction des hydrogrammes entrants et sortants du filtre planté de roseaux

5.3 Le suivi des paramètres physico-chimiques

Le suivi des paramètres physico-chimiques vise à déterminer la composition des effluents à différents points de la filière de traitement afin de pouvoir estimer l'efficacité épuratoire des différents éléments du système. Pour ce faire, trois points différents de l'unité de traitement ont été instrumentés, tel que montré sur la Figure 5-1.

A chaque point de suivi, un préleveur automatique (Endress&Hauser, modèle CSF48, [*Endress & Hauser, 2013a*]) a été installé afin de collecter des échantillons d'eau au cours des évènements pluvieux et ainsi estimer l'efficacité épuratoire des différentes parties du système de traitement.

Dans ce projet, nous avons porté une attention toute particulière aux matériaux en contact avec l'échantillon, tel que préconisé par le projet AMPERES [*Choubert et al., 2009*]. Bien que travaillant sur des rejets urbains de temps de pluie, nous avons essayé au maximum de respecter ces préconisations. Cependant, nos conditions particulières ont demandé quelques adaptations. La première adaptation concerne le mode d'asservissement des préleveurs. En effet, les épisodes pluvieux étant ponctuels et imprévisibles, il n'a pas été possible de prélever les échantillons sur 24 heures en continu. Nous avons donc fait le choix de ne prélever des échantillons que lors d'un évènement pluvieux.

Concernant les matériaux recommandés, nous nous sommes efforcés de n'utiliser que du verre et des matériaux inertes. Nous avons été particulièrement attentifs au matériau du tuyau de prélèvement. Celui-ci est un tuyau Tygon® SE-200 en fluoropolymère caractérisé par son inertie chimique [*Saint-Gobain, 2007*]. Cependant, certains éléments internes du préleveur automatique n'ont pas pu être maîtrisés (Figure 5-16 et Figure 5-17), et sont notamment en PVC, en polystyrène ou en silicone.

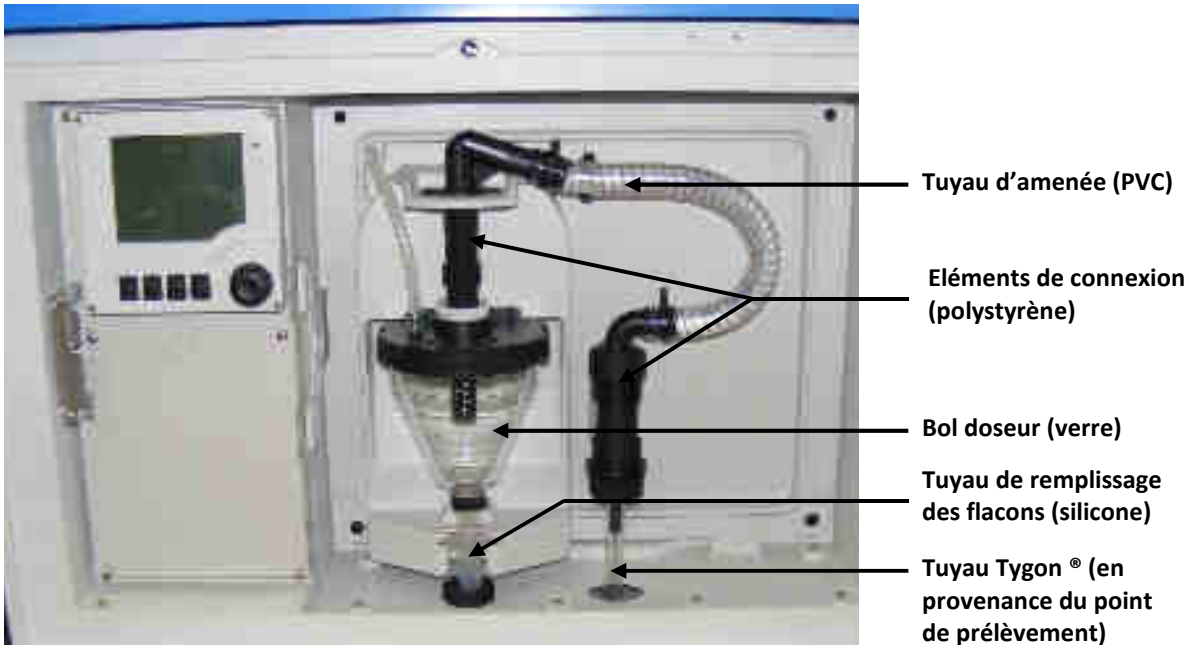


Figure 5-16. Description des matériaux internes au préleveur automatique (partie haute)

Figure 5-17. Description des matériaux internes au préleveur automatique (partie basse)

Même si le temps de contact des matériaux avec l'échantillon a été mesuré comme étant inférieur à 1 minute lors de chaque prélèvement, afin d'estimer au mieux les incertitudes liées à ces matériaux pour les polluants qui nous concernent, une étude expérimentale de propagation des incertitudes a été effectuée. La méthodologie suivie est décrite dans le Chapitre 6.1.8.

Concernant la stratégie de prélèvement, des études concernant les stratégies d'échantillonnage des eaux résiduaires urbaines [*Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 2010*] ont montré que l'asservissement au volume écoulé, avec volume de prise fixe, apparaît comme la méthode la plus performante. Cependant, dans notre cas, les préleveurs automatiques sont équipés d'une pompe à membrane avec bol en verre, qui ne permet pas d'asservir les prélèvements au débit ou au volume. Nous avons donc décliné cette stratégie à partir d'un asservissement en fonction du temps : dès que le début de l'évènement pluvieux est détecté, l'asservissement au temps est enclenché, avec le prélèvement d'un volume donné pendant un intervalle donné. Lors de la reconstruction de la chronique de débit au niveau du point de prélèvement, nous nous intéressons au volume écoulé au point de prélèvement durant la durée de remplissage de la bouteille. Un échantillon évènementiel moyen est ensuite reconstitué, pour lequel le volume prélevé dans chaque bouteille est proportionnel au volume écoulé au point de prélèvement, tel qu'expliqué ci-dessous. Cette stratégie est résumée dans la Figure 5-18.

Méthodologie de reconstitution de l'échantillon évènementiel moyen

Soit : V_{m_i} le volume qui passe au point de prélèvement durant la durée Δt de remplissage de la bouteille i : $V_{m_i} = Q_i \times \Delta t$

$V_{m_{tot}}$ le volume total qui passe au point de prélèvement durant le prélèvement de toutes les bouteilles: $V_{m_{tot}} = \sum_{i=1}^{n} V_{m_i}$

V_{b_i} le volume prélevé dans la bouteille pendant Δt

$V_{b_{tot}}$ le volume total prélevé $V_{b_{tot}} = \sum_{i=1}^{n} V_{b_i}$

$V_{m_{év.pluvieux}}$ le volume qui passe dans la filière de traitement à un point de prélèvement donné pendant la totalité de l'évènement pluvieux

On définit le volume de l'échantillon composite tel que :

$$V_{echantillon\ composite} = \sum \alpha_i \times V_{b_i} \qquad \textbf{Équation 4}$$

avec : $\alpha_i = \frac{V_{m_i}}{V_{m_{tot}}}$

Si toutes les bouteilles sont pleines au moment de la collecte des échantillons, cela signifie que l'évènement pluvieux a duré plus longtemps que le prélèvement. On définit alors :

$$A = \frac{V_{m_{tot}}}{V_{m\ év.\ pluvieux}} \qquad \textbf{Équation 5}$$

Si A est supérieur à 90%, alors cela signifie que presque la totalité de l'évènement pluvieux a été échantillonnée et on garde alors les prélèvements, sous réserve que la pointe de débit ait eu lieu pendant la durée d'échantillonnage. Si A est inférieur à 90%, alors on ne garde pas l'échantillon. Si cela se produit trop souvent, alors il faut alors modifier le réglage du préleveur pour y remédier.

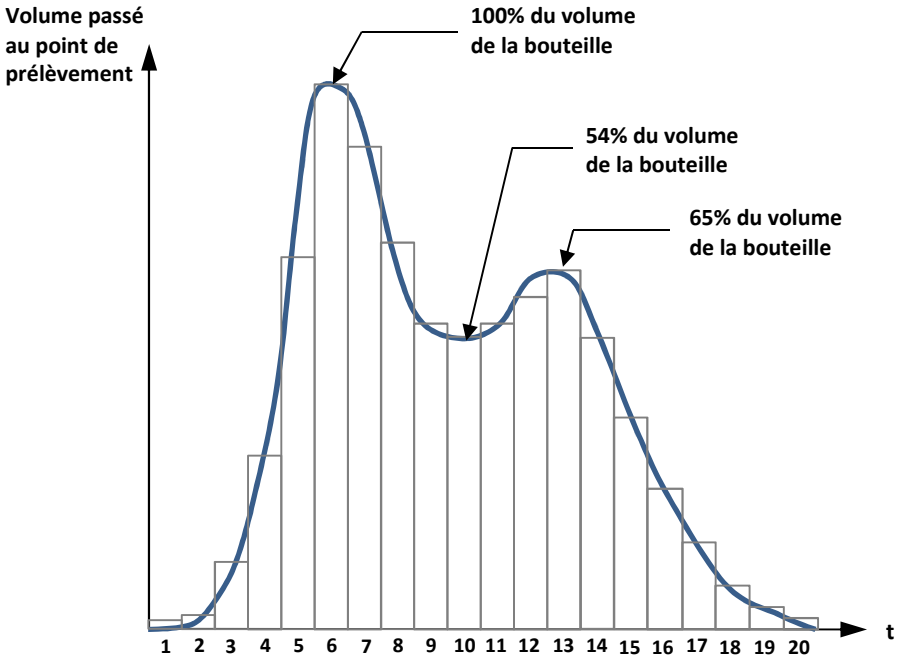


Figure 5-18. Méthodologie de reconstruction de l'échantillon évènementiel moyen

Deux réglages différents des préleveurs automatiques ont été mis en place, suivant la méthodologie développée dans l'Annexe C, sachant que le volume maximal pouvant être prélevé est de 24 litres, à raison d'un litre par bouteille. Pour les points amont et intermédiaire, le réglage est le suivant :

	Période Avril - Septembre	**Période Octobre - Mars**
Durée totale de prélèvement	4 heures	6 heures
Fréquence de prélèvement	Toutes les 2 minutes	Toutes les 3 minutes
Volume prélevé à chaque prélèvement	200mL	200mL

Ces choix écartent volontairement les épisodes pluvieux d'une durée supérieure à 6 heures pour la période Octobre – Mars, au vu de leur faible fréquence (seulement 4 évènements pluvieux supérieurs à 6 heures lors de la totalité de l'année 2012).

Pour le point aval, la durée totale de prélèvement a été estimée en s'intéressant au temps de drainage du filtre, à savoir la durée nécessaire entre le début de l'évènement pluvieux (début de l'augmentation du niveau d'eau dans le filtre) et le retour à l'état initial. La Figure 5-19 montre qu'un évènement pluvieux d'une durée de 4h44 engendre un temps de drainage de 5,2 jours. Ce temps de drainage a été pris comme durée de référence pour le réglage du préleveur automatique du point aval.

Le réglage choisi est le suivant, que ce soit pour la période Avril – Septembre ou pour la période Octobre – Mars :

- Durée totale de prélèvement : 5 jours
- Fréquence de prélèvement : toutes les heures
- Volume prélevé à chaque prélèvement : 200mL

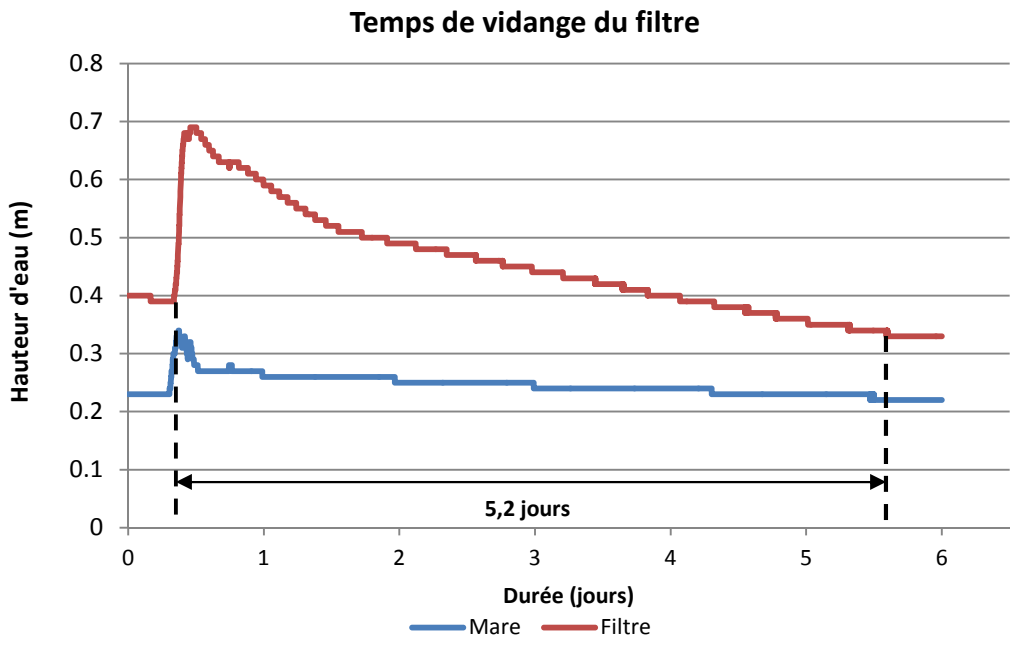


Figure 5-19. Estimation du temps de vidange du filtre suite à une alimentation ponctuelle par le déversoir flottant

SYNTHESE – SUIVI PHYSICO-CHIMIQUE DU SYSTEME DE TRAITEMENT

Le suivi physico-chimique consiste à effectuer des prélèvements lors des évènements pluvieux : quand un épisode pluvieux est détecté, un prélèvement proportionnel au temps démarre. On reconstruit ensuite un échantillon évènementiel moyen à partir de la chronique de volume qui passe au point de prélèvement au cours du temps. Le réglage des préleveurs automatiques amont et intermédiaire a été déterminé à partir d'une étude statistique de la pluviométrie sur site (de 1999 à 2011). Cette étude a révélé l'existence de deux périodes de l'année significativement différentes en matière de pluviométrie : Avril – Septembre et Octobre – Mars. Deux réglages différents ont été mis en place pour chacune de ces périodes. Le réglage du préleveur aval a été déterminé à partir d'une expérience de vidange du filtre suite à une alimentation ponctuelle simulant un épisode pluvieux bref.

5.4 Le couplage hydraulique / qualité

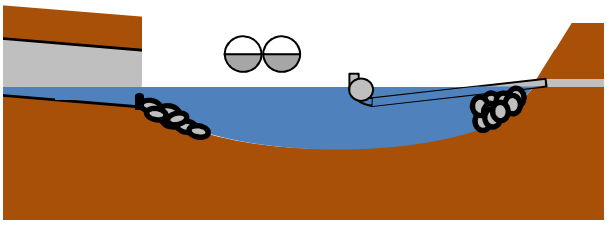
Afin que les prélèvements ponctuels puissent être effectués seulement durant les évènements pluvieux, il a été nécessaire de coupler les préleveurs aux instruments de mesure du suivi qualitatif. L'ensemble de l'instrumentation d'une filière de traitement est résumé dans la Figure 5-1. Les couplages réalisés sont les suivants :

- ✓ Le préleveur amont est couplé à la sonde à ultrasons
- ✓ Le préleveur intermédiaire est couplé à la sonde de pression de la mare de sédimentation
- ✓ La station de mesure est couplée à la sonde de pression de la mare de sédimentation
- ✓ Le préleveur aval est couplé au radar

Tous ces couplages sont réalisés à l'aide d'un enregistreur faisant office d'automate (enregistreur Memograph M RSG40 [*Endress & Hauser, 2013b*]).

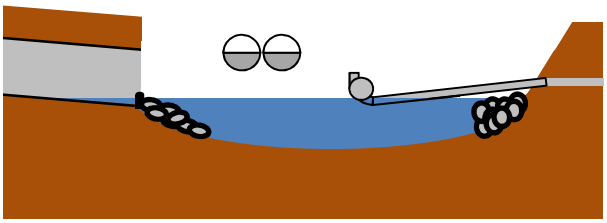
Cet enregistreur reçoit les mesures des différentes sondes et les stocke dans sa mémoire interne. Des seuils sont mis en place pour les sondes pilotant les trois préleveurs. Ils sont définis par rapport à différents niveaux d'eau représentatifs, tel que montré sur la Figure 5-20. Bien que n'étant pas un automate au sens propre du terme, cet enregistreur permet donc d'automatiser un certain nombre de manipulations. Ceci est très intéressant dans le cas qui nous intéresse : nous souhaitons que les prélèvements commencent au début de l'évènement pluvieux et s'arrêtent lorsque celui-ci est terminé.

Cas n°1



Dans ce cas, la hauteur d'eau dans la mare de sédimentation se situe juste à $H_{dév}$, la hauteur d'eau à partir de laquelle le déversoir flottant se met à fonctionner.

Cas n°2



Dans ce cas, la hauteur d'eau se situe en dessous de $H_{dév}$. L'évènement pluvieux suivant contribue alors au remplissage de la mare avant d'alimenter le filtre.

Figure 5-20. Présentation des différents cas de figure pour le réglage des seuils déclenchant les préleveurs amont et intermédiaire

Tableau 5-3. Réglages des seuils de déclenchement des préleveurs amont et intermédiaire

	Cas n°1	Cas n°2
Seuil du préleveur amont	Hauteur seuil = $H_{dév}$(US)	Hauteur seuil = H(US) juste avant le début de l'évènement pluvieux
Seuil du préleveur intermédiaire	Hauteur seuil = $H_{dév}$(pression)	Hauteur seuil = $H_{dév}$(pression)

avec $H_{dév}$ la hauteur d'eau limite à partir de laquelle le déversoir flottant commence à fonctionner ; $H_{dév}$(US) est mesuré au niveau de la sonde à ultrason du regard amont ; $H_{dév}$(pression) est mesuré au niveau de la sonde de pression de la mare de sédimentation ; H(US) est la hauteur d'eau lue par la sonde à ultrasons

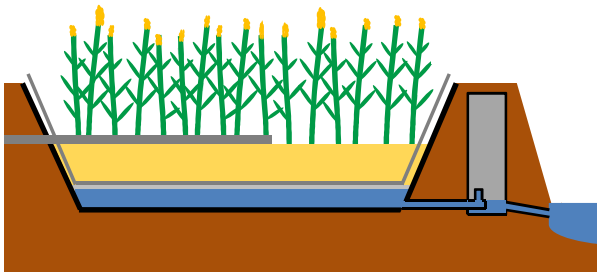
Le Tableau 5-3 présente les deux cas possibles pour le réglage des seuils de déclenchement des préleveurs amont et intermédiaire. Le cas n°1 est le cas rencontré quand deux évènements pluvieux sont rapprochés et qu'il n'y a pas eu d'évaporation de la mare de sédimentation. Au contraire, le cas n°2 se rencontre suite à des périodes de temps sec plus ou moins prolongées qui engendrent l'évaporation dans la mare de sédimentation et donc une diminution de la hauteur d'eau.

Le déclenchement du préleveur amont est donc dépendant de la hauteur d'eau dans le réseau d'assainissement. De façon à prélever le début de l'évènement pluvieux considéré, il est important de fixer une hauteur seuil la plus proche possible de la hauteur d'eau juste avant le début de l'évènement pluvieux. Pour ce faire, un suivi très régulier de l'arrivée des perturbations, via les informations des radars de précipitations disponibles sur les sites météorologiques, est effectué et le réglage de la hauteur seuil est ajusté le plus tard possible avant l'évènement pluvieux.

Concernant le préleveur intermédiaire, il est déclenché en fonction de la hauteur d'eau à partir de laquelle le déversoir flottant entre en fonctionnement. Cette hauteur d'eau étant fixe (le réglage du déversoir flottant est identique au fil des expériences), le seuil de déclenchement du préleveur intermédiaire reste toujours le même.

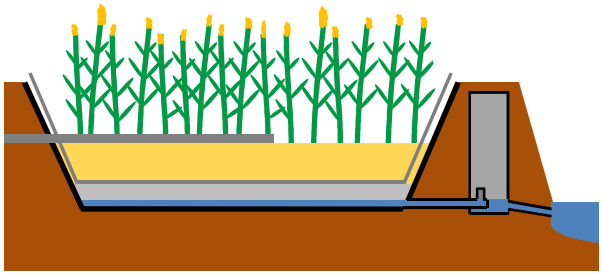
Le préleveur aval est quant à lui couplé au radar situé dans le regard aval au filtre. Les différents cas pouvant être rencontrés sont détaillés dans la Figure 5-21.

Cas n°1



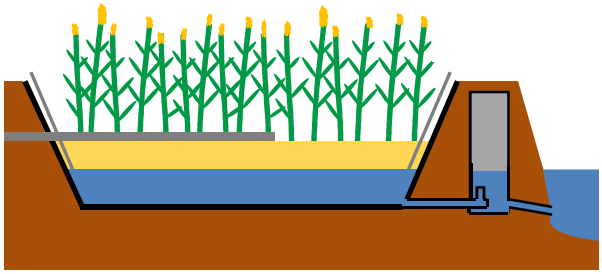
Dans ce cas, le niveau d'eau dans le filtre est exactement à la hauteur de la surverse de régulation H_{Sat}.

Cas n°2



Dans ce cas, le niveau d'eau dans le filtre est inférieur à H_{Sat} : suite à une période prolongée de temps sec, l'évapotranspiration a contribué à la diminution de hauteur d'eau de la zone saturée de fond de filtre.

Cas n°3



Dans ce cas, la vidange du filtre n'est pas possible : la mare naturelle ne parvient pas à se vider car le niveau du cours d'eau auquel elle est reliée est particulièrement haut. On a alors un niveau d'eau dans le filtre supérieur à H_{Sat}.

Figure 5-21. Présentation des différents cas de figure pour le réglage du seuil déclenchant le préleveur aval

Le cas n°1 est le cas que nous pourrions qualifier comme étant le cas idéal. En effet, c'est la configuration obtenue lorsqu'un évènement pluvieux s'est produit depuis suffisamment longtemps pour que le niveau d'eau dans le filtre soit égal à celui défini par le tuyau de surverse qui contrôle le niveau minimal de la zone saturée du filtre, que nous appelons H_{Sat}. Le filtre est alors « en attente » d'un nouvel évènement pluvieux. Dans ce cas, la hauteur du seuil de déclenchement du préleveur aval est égale à $H_{Sat.}$

Le cas n°2 fait suite au cas n°1 lorsqu'on a une période de temps sec prolongée. En effet, dans ce cas, le phénomène d'évapotranspiration au niveau du filtre devient suffisamment important pour que le niveau d'eau y diminue de façon significative. Dans ce cas, le réglage du seuil de déclenchement reste identique à celui du cas n°1, puisque l'information qui nous intéresse est celle de la qualité de l'effluent qui sort du filtre.

Le cas n°3 est un cas qui peut se produire dans deux circonstances différentes. Il peut s'agir de la configuration du filtre lors de périodes particulièrement pluvieuses qui entraînent une montée du niveau d'eau de l'Ostwaldergraben. Dans ce cas, le niveau de la mare naturelle est également haut, ce qui empêche le filtre de pouvoir se vidanger. Nous sommes alors dans le cas d'une influence aval forte qui régule tout le fonctionnement du filtre. Il peut également s'agir de l'état du filtre au début d'un évènement pluvieux lorsque celui-ci est très rapproché dans le temps de l'évènement précédent. Le filtre n'a alors pas eu le temps de se vidanger complètement. Dans ce cas, le niveau de la mare naturelle est alors plus bas que celui dessiné dans la Figure 5-21. Dans ces deux configurations, il est nécessaire d'ajuster le seuil de déclenchement du préleveur aval en intervenant de la même manière que pour le cas n°2 pour le préleveur amont (en fonction des prévisions météorologiques fournies par les radars de précipitations, on définit une hauteur seuil le plus tard possible avant l'évènement pluvieux).

SYNTHESE – AUTOMATISATION ET COUPLAGE DES DIFFERENTS ELEMENTS D'INSTRUMENTATION

L'enregistreur installé dans la station de mesures centralise toutes les données mesurées sur la filière de traitement. Outre l'enregistrement de ces données, il permet également de faire fonctionner les préleveurs automatiques en synchronisation avec les évènements pluvieux suivis tout au long de la filière de traitement.

Différents couplages sont réalisés : la sonde à ultrasons déclenche le préleveur amont, la sonde de pression déclenche le préleveur intermédiaire et le pompage de la station de mesures et le radar déclenche le préleveur aval. Les seuils sont définis suivant le fonctionnement de la filière de traitement mais également suivant l'état de remplissage de la mare de sédimentation et filtre juste avant l'évènement pluvieux à venir. Ces réglages sont résumés dans la Figure 5-22.

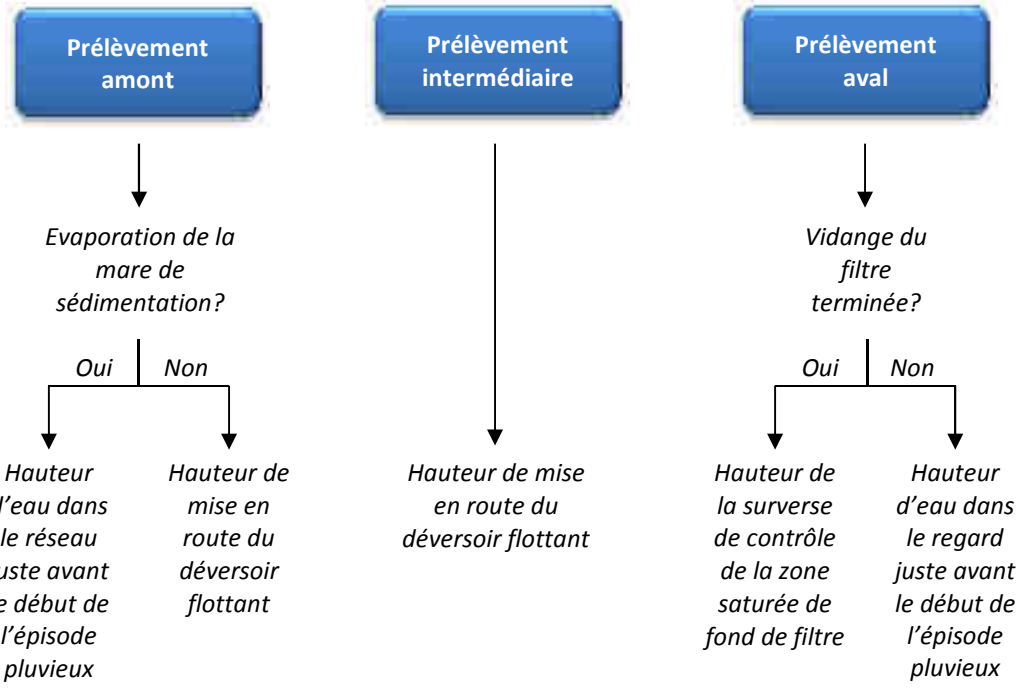


Figure 5-22. Différents réglages des seuils de déclenchement pour les préleveurs amont, intermédiaire et aval

CHAPITRE 6.

LES PROTOCOLES EXPERIMENTAUX

6 LES PROTOCOLES EXPERIMENTAUX 188

6.1 ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES 188

6.1.1 MATIERE EN SUSPENSION ET MATIERES VOLATILES EN SUSPENSION 188

6.1.2 DIFFERENCIATION TOTAL / DISSOUS 188

6.1.3 LES ANALYSES EN TUBES FERMES 189

6.1.4 ANALYSE DE LA POLLUTION CARBONEE 190

6.1.4.1 CARBONE ORGANIQUE TOTAL ET CARBONE ORGANIQUE DISSOUS 190

6.1.4.2 DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE 190

6.1.5 LES MICROPOLLUANTS METALLIQUES 190

6.1.6 LES HYDROCARBURES 191

6.1.7 LES PESTICIDES 192

6.1.8 ESTIMATION DES INCERTITUDES DE LA CHAINE « PRELEVEMENT ET ANALYSES » 193

6.2 ANALYSES DE SOLS 199

6.2.1 LES PRELEVEMENTS 199

6.2.2 LES ANALYSES 200

6.3 ANALYSES DE PLANTES 201

6.3.1 LES PRELEVEMENTS 201

6.3.2 LES ANALYSES 202

6.4 PROTOCOLE DE TRAÇAGE 204

6 Les protocoles expérimentaux

Comme indiqué précédemment, les échantillons d'eau sont prélevés afin d'établir un suivi de l'évolution de la qualité des effluents le long de la filière de traitement. De plus, afin de comprendre les mécanismes qui contribuent à la dégradation de la pollution des eaux, des prélèvements de sols et de macrophytes sont également effectués afin d'obtenir une idée la plus précise possible du devenir des micropolluants au sein de la filière de traitement. Dans cette partie, les différents protocoles expérimentaux utilisés vont être présentés.

6.1 Analyses des échantillons liquides

Les protocoles d'analyse des différents paramètres vont être détaillés dans les paragraphes suivants. Les analyses sont effectuées sur l'échantillon évènementiel moyen reconstitué à partir de la chronique de volume au point de prélèvement au cours du temps comme indiqué dans le paragraphe 5.3.

6.1.1 Matière en suspension et matières volatiles en suspension

Les matières en suspension et les matières volatiles en suspension sont analysées d'après la NF EN 872 de juin 2005 [*AFNOR, 2005*]. Le protocole retenu est celui de la filtration à l'aide d'une fiole Buchner, avec des filtres en fibre de verre de porosité 1,2µm.

Un passage du filtre à l'étuve à 105°C pendant 4 heures permet la détermination de la concentration en matières en suspension. Ensuite, le filtre est placé pendant 2 heures au four à 550°C afin de déterminer la concentration en matières volatiles en suspension.

Le volume filtré et le nombre de filtres utilisé varient en fonction de la teneur en particules de l'échantillon. Pour le point amont, pour la plupart des échantillons, deux filtres sont utilisés pour filtrer un volume variant entre 600 et 1000mL. Pour les points intermédiaire et aval, un seul filtre est utilisé pour filtrer 1000mL d'échantillon.

La limite de quantification associée à ce protocole est égale à 0,001g/L.

6.1.2 Différenciation total / dissous

Comme indiqué dans le Tableau 8-1, un certain nombre de paramètres sont analysés sur l'échantillon total alors que d'autres sont analysés sur la phase dissoute. On définit opérationnellement la phase dissoute et la phase particulaire par filtration à 0,45µm sur un filtre en fibre de verre.

6.1.3 Les analyses en tubes fermés

La demande chimique en oxygène et les nutriments sont analysés à l'aide de tubes fermés de la marque Macherey-Nagel, de la gamme Nanocolor®. Les incertitudes liées à l'analyse fournies par le constructeur sont détaillées dans le Tableau 6-1. Les valeurs présentées sont exprimées à partir des certificats d'analyses de tous les lots produits entre le 1er avril 2013 et le 31 décembre 2013, période durant laquelle les analyses ont été effectuées.

La DCO suit la norme ISO 15705 avec des tubes fermés [*AFNOR, 2002*], et est analysée à la fois sur la phase dissoute et sur l'échantillon total. L'Azote global (NGL) est analysé sur l'échantillon total alors que le $N\text{-}NH_4$, le $N\text{-}NO_2$ et le $N\text{-}NO_3$ sont analysés sur la phase dissoute. Le Phosphore total (PT) est quant à lui analysé sur l'échantillon total alors que le $P\text{-}PO_4$ est analysé sur la phase dissoute.

Tableau 6-1. Incertitude d'analyse d'après les certificats d'analyse de Macherey-Nagel (moyenne et erreur type sur tous les certificats entre avril et décembre 2013) pour les différentes gammes utilisées

	Gamme	Incertitude moyenne	Erreur type
DCO	2-40	1,82%	0,05%
	15-160	1,14%	0,01%
	100-1500	0,65%	0,01%
NGL	0,5-22,0	1,58%	0,08%
	3-60	1,71%	0,12%
$N\text{-}NH_4$	0,04-2,30	1,86%	0,06%
	0,2-8,0	1,52%	0,03%
$N\text{-}NO_2$	0,003-0,46	0,82%	0,01%
$N\text{-}NO_3$	0,30-8,00	0,97%	0,03%
	0,3-22,0	1,04%	0,02%
PT	0,01-1,50	0,76%	0,03%
	0,3-15	0,84%	0,03%
	5,0-50	0,82%	0,06%
$P\text{-}PO_4$	0,01-1,50	0,76%	0,03%
	0,3-15	0,84%	0,03%
	5,0-50	0,82%	0,06%

6.1.4 Analyse de la pollution carbonée

6.1.4.1 *Carbone organique total et carbone organique dissous*

Les analyses de carbone organique dissous (COD) sont effectuées selon les normes NF EN 1484 de juillet 1997 [*AFNOR, 1997*].

Le système utilisé est un analyseur de COT de la marque Bioritech, de modèle 1030W®. Le principe de la mesure est basé sur un fractionnement par voie liquide. Les limites de quantification pour le COD, ainsi que les incertitudes associées, sont précisées dans le Tableau 6-2.

Tableau 6-2. Limite de quantification et incertitude de mesure du COD

	Limite de quantification (mg/L)	Incertitude
COD	1,3	30%

6.1.4.2 *Demande biochimique en oxygène*

La demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO_5) est mesurée à l'aide de systèmes « OxiTop® Control 6, Control 12 » de la marque WTW [*WTW, 2006*]. La méthode utilisée est basée sur la norme NF EN 1899-2 [*AFNOR, 1998*]. Les limites de quantification et l'incertitude associée à la mesure sont détaillées dans le Tableau 6-3.

Tableau 6-3. Limite de quantification et incertitude de mesure de la DBO_5

	Limite de quantification (mg/L)	Incertitude
DBO_5	1	30%

6.1.5 Les micropolluants métalliques

Les micropolluants métalliques sont analysés à l'aide d'un spectromètre à atomisation électrothermique AA 600® de la marque Perkin Elmer [*Perkin Elmer, 2000*], d'après la norme NF EN ISO 15586 de mai 2004 [*AFNOR, 2004b*].

Préalablement à toute analyse, les échantillons sont stabilisés à l'acide nitrique, à raison de 100µL de HNO_3 pour 50mL d'échantillon (0,2%). Cette étape permet de conserver les échantillons avant analyse. Les modificateurs ainsi que les limites de quantification pour les différents métaux sont précisés dans le Tableau 6-4.

Tableau 6-4. Modificateur ajouté pour les différents métaux et limites de quantification

	Modificateur	Limite de quantification (µg/L)
Cd	10 g/L $NH_4H_2PO_4$ + 2 g/L $Mg(NO_3)_2$	0,5
Co	5 g/L $Mg(NO_3)_2$	5
Cr	/	5
Cu	2 g/L $Pd(NO_3)$+ 2 g/L $Mg(NO_3)$	5
Ni	5 g/L $Mg(NO_3)_2$	10
Pb	10 g/L $NH_4H_2PO_4$ + 2 g/L $Mg(NO_3)_2$	10
Zn	/	0,5

6.1.6 Les hydrocarbures

L'analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des hydrocarbures totaux est sous-traitée au laboratoire Eurofins, dont les résultats sont accrédités COFRAC. Pour les analyses d'hydrocarbures aromatiques polycycliques, ce laboratoire s'appuie sur la norme NF EN ISO 17993 [*AFNOR, 2004c*] et sur la norme NF EN ISO 9377-2 [*AFNOR, 2000b*] pour les hydrocarbures totaux.

Pour l'analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques, l'échantillon est soumis à une extraction liquide/liquide et est dosé par GC/MS/MS. Les molécules recherchées sont l'acénaphtène, l'acénaphtylène, l'anthracène, le benzo(a)anthracène, le benzo(a)pyrène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(ghi)pérylène, le benzo(k)fluoranthène, le chrysène, le dibenzo(ah)anthracène, le fluoranthène, le fluorène, l'indéno(1,2,3-cd)pyrène, le naphtalène, le phénanthrène, et le pyrène. Concernant les hydrocarbures totaux, une extraction liquide/liquide sur prise d'essai réduite est effectuée avant un dosage par GC/FID. Les limites de quantification fournies par le laboratoire d'analyses sont détaillées dans le Tableau 6-5. Aucune information sur les incertitudes associées à l'analyse ne nous a été fournie.

Tableau 6-5. Limites de quantification pour les hydrocarbures (données fournies par Eurofins)

	Limite de quantification
Chaque HAP	0,05µg/L
Hydrocarbures totaux	0,5mg/L

6.1.7 Les pesticides

De même que pour les hydrocarbures, les analyses de pesticides sont sous-traitées au laboratoire Eurofins, dont les résultats sont accrédités COFRAC. Les analyses du glyphosate, de l'AMPA et du glufosinate reposent sur la norme NF ISO 21458 [*AFNOR, 2009a*] et reposent sur une dérivation au FMOC-CI et un dosage par LC/MS/MS. Les analyses pour les urées substituées (chlortoluron, diuron, isoproturon, linuron et monolinuron) sont effectuées selon une méthode interne basée sur une injection directe LC/MS/MS. Les limites de quantification fournies par le laboratoire d'analyses sont détaillées dans le Tableau 6-6. Aucune information sur les incertitudes associées à l'analyse ne nous a été fournie.

Tableau 6-6. Limites de quantification pour les pesticides (données fournies par Eurofins)

	Limite de quantification (µg/L)
Glyphosate	0,01
Glufosinate	0,01
AMPA	0,01
Chlortoluron	0,05
Diuron	0,05
Isoproturon	0,05
Linuron	0,05
Monolinuron	0,05

6.1.8 Estimation des incertitudes de la chaîne « prélèvement et analyses »

Lors de l'arrivée des eaux de ruissellement du bassin versant lors d'un évènement pluvieux, les différentes mesures réalisées pour déterminer les concentrations le long du système de traitement sont soumises à un certain nombre d'incertitudes qu'il convient de quantifier. Ces incertitudes peuvent être classées en deux catégories :

- les incertitudes relatives au bilan hydrique
- les incertitudes relatives à la chaîne analytique.

La première catégorie d'incertitude est délicate à quantifier dans notre cas. En effet, la méthode de détermination des débits présentée dans le Chapitre 5 implique tout d'abord une reconstruction 3D de la forme de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux à l'aide du logiciel de modélisation Ansys®. Cette reconstruction 3D, bien qu'ayant été réalisée à partir d'un très grand nombre de points relevés sur le terrain, ne peut être totalement exacte et induit des incertitudes qu'il ne nous est pas possible de connaître. Par la suite, à partir de cette reconstruction 3D, les flux entrant et sortant des différents éléments du système de traitement sont recalculés. De nouvelles incertitudes apparaissent alors, telles que les approximations qui ont été faites de négliger les termes d'évaporation, d'évapotranspiration ou d'infiltration, même si ceux-ci ont été montrés comme étant négligeables à l'échelle de l'évènement pluvieux. Cependant, ces termes sont fortement dépendants des conditions météorologiques et peuvent donc être variables au cours du temps, ne permettant donc pas de les estimer de façon fine pour chaque campagne de prélèvement. Ainsi, de nombreuses incertitudes apparaissent dans le bilan hydrique et ne sont malheureusement pas quantifiables. Cependant, la seconde catégorie d'incertitude peut quant à elle être déterminée, et afin d'être le plus rigoureux possible, nous avons cherché à les déterminer à l'aide de la méthode présentée ci-dessous.

Les différentes étapes entre le prélèvement et l'analyse de l'échantillon, à savoir le conditionnement, le transport et la préparation de l'échantillon pour l'analyse, conduisent à l'accumulation d'un certain nombre d'incertitudes. Les différentes étapes réalisées sont les suivantes :

- ✓ Le prélèvement de l'échantillon, soit le passage dans (Figure 6-1) :
  - Le tuyau de prélèvement en téflon
  - Les tuyaux de pompage internes au préleveur
  - Le bol doseur en verre
  - Le tuyau de silicone connectant le bol doseur à la plaque de répartition du préleveur
  - La plaque de répartition du préleveur
- ✓ La collecte de l'échantillon dans le flaconnage en verre prévu à cet effet (Figure 6-2)
- ✓ Le transport de l'échantillon jusqu'au laboratoire d'analyses
- ✓ La conception de l'échantillon moyen
  - Prélèvement du volume de chaque bouteille à l'aide d'éprouvettes en verre
  - Mélange des différents volumes dans une grande bombonne en verre

- ✓ Filtration à 1,2µm pour les analyses de MES et MVS, à 0,45µm pour les analyses en phase dissoute ou pas de filtration pour les analyses sur l'échantillon total
  - A l'aide d'une fiole à vide de type Buchner
  - Mesure du volume à l'aide d'une éprouvette en verre
- ✓ Conditionnement des échantillons
  - Répartition des échantillons dans du flaconnage (plastique pour tous les paramètres à l'exception des HAPs et des pesticides qui sont conditionnés dans des flaconnages en verre appartenant au sous-traitant)
- ✓ Analyses des différents paramètres
  - Prélèvement avec des micro-pipettes pour réaliser les analyses en micro-méthode
  - Analyse à l'aide des tubes de micro-méthode

Figure 6-1. Circuit de l'eau dans le préleveur

Figure 6-2. Flacons en verre dans lesquels sont collectés les échantillons

Chacune des étapes décrites précédemment peut conduire à des incertitudes, que ce soit au niveau des volumes prélevés par l'échantillonneur, à l'aide des éprouvettes ou des micro-pipettes, au niveau de la méthode de reconstitution de l'échantillon évènementiel moyen ou au niveau de l'adsorption/désorption des polluants sur les différents matériaux avec lesquels l'échantillon entre en contact.

Afin d'estimer de façon la plus fine possible l'incertitude globale due à l'accumulation de ces incertitudes tout au long du traitement de l'échantillon, nous nous sommes appuyés sur le protocole proposé par la norme XP T90-220 [*AFNOR, 2003*] pour la détermination des incertitudes globales le long de la filière de prélèvement et d'analyses, en nous appuyant sur le *plan d'expériences spécifiques*.

Le principe du protocole mis en place repose sur l'élaboration d'un échantillon de concentration connue (trois niveaux de dopage différents) qui passe ensuite dans la filière de « prélèvement/transport/conditionnement/analyse » comme un échantillon standard. Les concentrations suite à la réalisation des différentes étapes sont ensuite déterminées suivant les protocoles décrits précédemment. Soixante analyses différentes sont réalisées afin de pouvoir effectuer un traitement statistique des résultats. Le protocole utilisé est résumé dans la Figure 6-3. Lors de l'élaboration de chaque solution à concentration connue, l'eau utilisée est analysée afin de déterminer le « bruit de fond », c'est-à-dire les concentrations existantes en différents paramètres.

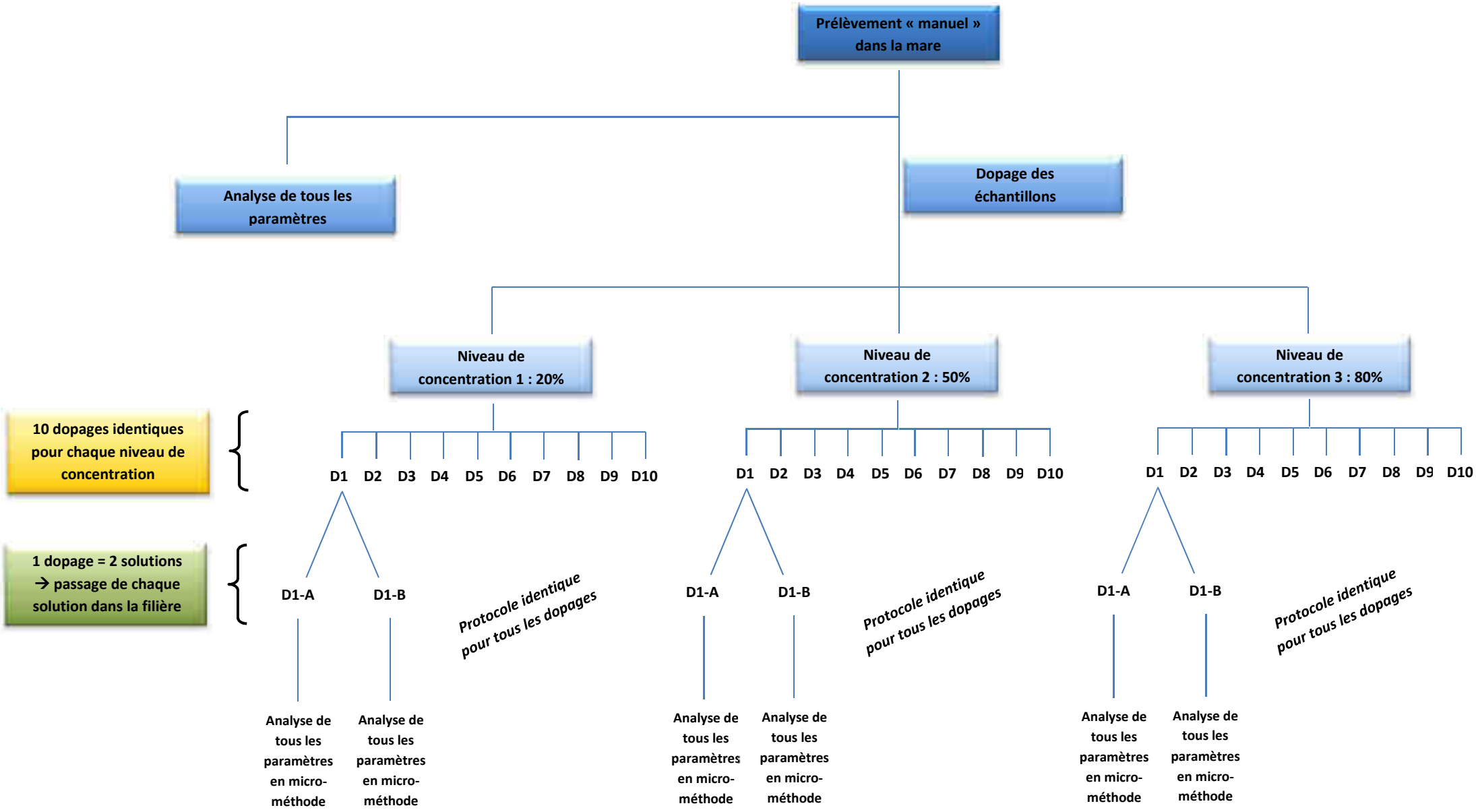


Figure 6-3. Schéma du protocole suivi pour la détermination des incertitudes

Les trois niveaux de concentration sont déterminés en fonction des gammes de concentrations rencontrées dans les eaux qui ont été analysées pour la détermination des rendements des différents éléments des systèmes de traitement.

Concernant les Matières en Suspension (MES), il est également important de s'y intéresser. Pour ce faire, nous allons prélever des dépôts présents au fond du réseau d'assainissement et en ajouter des quantités connues pour chaque niveau de concentration. Cependant, les dépôts du fond du réseau d'assainissement sont riches en polluants, notamment en métaux. C'est pourquoi il est indispensable de séparer l'étude des MES de l'étude des autres paramètres, l'injection de particules supplémentaires pouvant altérer la qualité globale de l'effluent.

SYNTHESE – LES ANALYSES SUR LA PHASE LIQUIDE

Les analyses sur phase liquide sont réalisées en interne pour les polluants usuels et les micropolluants métalliques et sous-traitées à un laboratoire extérieur pour les hydrocarbures et les pesticides. Les polluants usuels sont analysés à l'aide de tubes tests fermés (DCO totale, DCO dissoute, NGL, $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, PT et $P\text{-}PO_4$), à l'exception de la DBO_5 et du COD, qui sont respectivement analysés à l'aide de système OxyTop® et un analyseur de COT. Les micropolluants métalliques sont quant à eux analysés à l'aide d'un spectromètre à atomisation électrothermique à la fois sur l'échantillon total et sur la phase dissoute.

Les hydrocarbures (hydrocarbures totaux et les 16 HAPs) et les pesticides (glyphosate, AMPA, glufosinate, chlortoluron, diuron, isoproturon, linuron et monolinuron) sont quant à aux analysés au laboratoire Eurofins. Les HCT sont analysés par GC/MS/MS suite à une extraction liquide/liquide sur prise d'essai réduite. Les HAPs sont également analysés par GC/MS/MS mais suite à une extraction liquide/liquide traditionnelle. Les pesticides de la famille du glyphosate sont analysés par LC/MS/MS suite à une dérivation au FMOC-CI et les pesticides à groupement urée sont analysés par LS/MS/MS en injection directe.

De plus, afin d'estimer le plus finement possible les incertitudes qui s'accumulent depuis le point de prélèvement jusqu'à l'analyse, des analyses sur des échantillons de concentrations connues ont été effectuées suivant le protocole décrit dans la norme T90-220.

6.2 Analyses de sols

La littérature a montré que les sols avaient la capacité de retenir un certain nombre de polluants [*García et al., 2010*]. Afin de déterminer si les polluants ont été retenus par les sols de notre système de traitement et en quelle mesure, des analyses de substrat des filtres ainsi que sur les sédiments récoltés au fond de la mare de sédimentation ont été effectuées au bout d'une année de suivi de la qualité des effluents liquides. Au vu des résultats obtenus sur la phase liquide (cf. Chapitre 3), seuls certains paramètres ont été retenus : les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les micropolluants métalliques.

6.2.1 Les prélèvements

Des prélèvements ont été effectués à la fois dans les filtres 1 et 3, et dans les mares de sédimentation correspondantes. De façon à prendre en compte au mieux la variabilité spatiale qui peut exister compte tenu de la distance par rapport à la rampe d'alimentation, il a été décidé d'effectuer des prélèvements à deux endroits différents, à savoir :

- Un point proche de la sortie d'une rampe d'alimentation
- Un point éloigné de la sortie d'une rampe d'alimentation

Il n'a malheureusement pas été possible d'effectuer des prélèvements préalables de sols pour comprendre la répartition des polluants sur le filtre planté de roseaux. En effet, les masses d'échantillon à fournir pour les analyses de sols sont trop importantes (500g) pour permettre de réaliser ces analyses sans détériorer le filtre planté de roseaux.

Pour chaque point prélevé, trois profondeurs différentes ont été collectées. Les carottages seront effectués uniquement dans la couche filtrante, soit les 30 premiers centimètres (Figure 6-4) : de la surface à 10cm de profondeur, de 10 à 20cm de profondeur et de 20 à 30cm de profondeur.

Figure 6-4. Prélèvement de sol dans le filtre (profondeur 30cm)

Concernant les prélèvements de sédiments au fond des mares de sédimentation (Figure 6-5), deux prélèvements ont été effectués :

- ✓ Au niveau du tuyau d'alimentation en provenance du réseau d'assainissement, à l'entrée immédiate de la mare, donc dans une zone très sollicitée par l'écoulement
- ✓ A l'extrême opposé, sur le massif béton de support du déversoir flottant, c'est-à-dire dans une zone très peu sollicitée par l'écoulement

Figure 6-5. Prélèvement de sédiments de fond de mare

6.2.2 Les analyses

Ces analyses ont été sous-traitées au laboratoire d'Eurofins. La préparation physico-chimique des échantillons consiste en un séchage, un tamisage puis un broyage des sols fournis. Pour certains paramètres, une minéralisation à l'eau régale est ensuite effectuée. Pour d'autres paramètres, c'est une lixiviation qui est réalisée et certaines analyses sont réalisées sur le lixiviat ainsi obtenu. Les sols sont ensuite analysés selon les protocoles suivants décrits dans le Tableau 6-7.

Tableau 6-7. Méthodes d'analyses des différents paramètres sur les sols et sédiments et limites de quantification (fournies par Eurofins ; les informations non différenciées sont identiques pour les sols et les sédiments)

		Méthode d'analyse	Limite de quantification (mg/kg MS)	Incertitude (%)
DCO		Analyse sur lixiviat (NF T 90-101 [*AFNOR, 2001*])	300	X
HAP		Extraction hexane/acétone sur les sols, dosage par GC/MS (NF EN ISO/IEC 17025:2005 [*AFNOR, 2010*], [*COFRAC, 2013*])	0,05 (sols) 0,005 (séd.)	20%
Micropolluants métalliques	**Cadmium**	Minéralisation à l'eau régale sur les sols, dosage par ICP/AES (NF EN 13346 (X33-010) (méthode B) [*AFNOR, 2000a*] et NF EN ISO 11885 (T90-136) [*AFNOR, 2009b*])	0,4	15%
	Chrome		5,0	15%
	Cobalt		1,0	15%
	Cuivre		5,0	20%
	Nickel		1,0	10%
	Plomb		5,0	15%
	Zinc		5,0	15%

6.3 Analyses de plantes

La littérature a montré que les micropolluants métalliques étaient retenus par les *Phragmites australis,* même si cela ne contribue que très faiblement au traitement des effluents [*Lee&Scholz, 2007; Sun&Davis, 2007; Adhikari et al., 2011*]. Afin de déterminer si les polluants ont été retenus par les plantes et en quelle mesure, des analyses ont été réalisées sur les parties aériennes des *Phragmites australis* au bout d'une année de suivi de qualité des effluents liquides. Au vu des résultats obtenus sur la phase liquide (cf. Chapitre 8), seuls les micropolluants métalliques ont été retenus. Le choix de ne pas analyser les nutriments a été fait à cause des faibles concentrations en azote et phosphore retrouvées pour les différents évènements pluvieux.

6.3.1 Les prélèvements

Lors d'expériences d'estimation de la biomasse totale sur le filtre, il a été possible de constater des zones différenciées en ce qui concerne la croissance des végétaux. Sur cette base, nous avons décidé d'effectuer deux prélèvements différents de végétaux : le premier prélèvement est effectué dans une zone de forte croissance alors que le second est effectué dans une zone de faible croissance.

De plus, au vu des quantités à fournir au laboratoire (500g de végétal), il a été convenu de prélever des végétaux de manière aléatoire et dispersée dans chaque zone, afin que le prélèvement soit représentatif de l'ensemble de la zone concernée. Les prélèvements n'ont été effectués que sur la partie aérienne des végétaux. En effet, les racines étant profondes (entre 10 et 30cm de profondeur ; Figure 6-6), il aurait été trop déstructurant pour le filtre de prélever la partie sous-terraine.

Figure 6-6. Présence des racines et des rhizomes en profondeur : sur la photo, la racine la moins profonde est à 10cm de profondeur (au premier plan) alors que la plus profonde est à 30cm de profondeur

6.3.2 Les analyses

Ces analyses ont été sous-traitées au laboratoire d'Eurofins. Lorsque l'échantillon est réceptionné, une première étape de préparation est réalisée : l'échantillon est mélangé à de l'acide nitrique, il est ensuite chauffé pendant trois heures à 90°C puis pendant quatre heures supplémentaires à 160°C pour obtenir un échantillon liquide. L'échantillon liquide ainsi obtenu est ensuite analysé. Aucune norme de référence n'est fournie par le laboratoire concernant ces analyses. Les limites de quantification sont présentées dans le Tableau 6-8.

Tableau 6-8. Limites de quantification des micropolluants métalliques dans les végétaux (données fournies par Eurofins)

	Limite de quantification (mg/kg)
Cuivre	0,1
Zinc	0,5
Nickel	0,1
Chrome	0,2
Plomb	0,05
Cobalt	0,1

SYNTHESE – LES ANALYSES SUR LES SOLS ET LES VEGETAUX

Afin de comprendre au mieux les mécanismes développés dans les systèmes de traitement pour l'élimination des polluants, des analyses sont réalisées à la fois sur les sols et les végétaux.

Concernant les sols, au vu des résultats obtenus sur la phase liquide, seuls les micropolluants métalliques et les hydrocarbures sont recherchés. De plus, la stratégie d'échantillonnage s'appuie sur la différenciation entre les sols proches des sorties des rampes d'alimentation et les sols situés plus loin des sorties des rampes d'alimentation. Cela permet notamment d'estimer si les flux sont correctement répartis sur l'ensemble du filtre ou si des variations spatiales existent.

Concernant les végétaux, seuls les micropolluants métalliques sont recherchés. En effet, les hydrocarbures sont majoritairement particulaires et au vu des concentrations obtenues dans la phase liquide, nous émettons l'hypothèse qu'ils seront captés par les végétaux de façon négligeable. L'échantillonnage des végétaux s'appuie sur les zones de plus faible et de plus forte croissance qui ont été observées. De plus, les analyses sont réalisées sur les parties aériennes.

6.4 Protocole de traçage

Un traçage expérimental a été réalisé en octobre 2012 afin de déterminer le temps de séjour hydraulique à la fois de la mare de sédimentation et du filtre du bassin versant n°3. Pour ce faire, nous avons travaillé à la fois avec un traceur conservatif, le NaCl, et avec un traceur non conservatif, la fluorescéine.

Le fluorimètre utilisé est de la marque Albilia, modèle GGUN-FL30®. Il permet de détecter différents types de traceurs fluorescents, dont la fluorescéine. Il est alimenté par une pompe péristaltique qui prélève l'eau à analyser dans le corps du déversoir flottant. La sonde conductivité employée au niveau de la mare de sédimentation est une sonde multi-paramètres de la marque YSI, modèle 6600EDS®. La sonde de conductivité utilisée à l'aval du filtre est de la marque WTW, modèle TetraCon 325®. Le dispositif mis en place est décrit de la Figure 6-7 à la Figure 6-9. Le mode de traçage choisi est un traçage à impulsion.

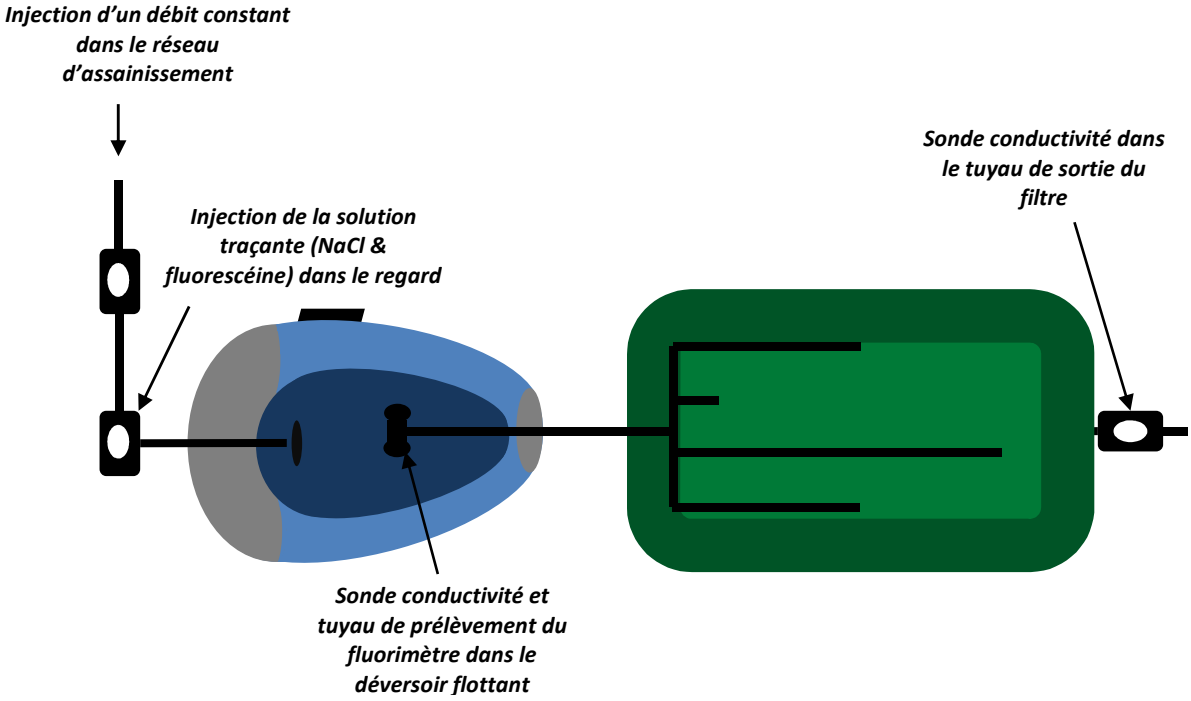


Figure 6-7. Emplacement des différents dispositifs expérimentaux pour le traçage hydrodynamique

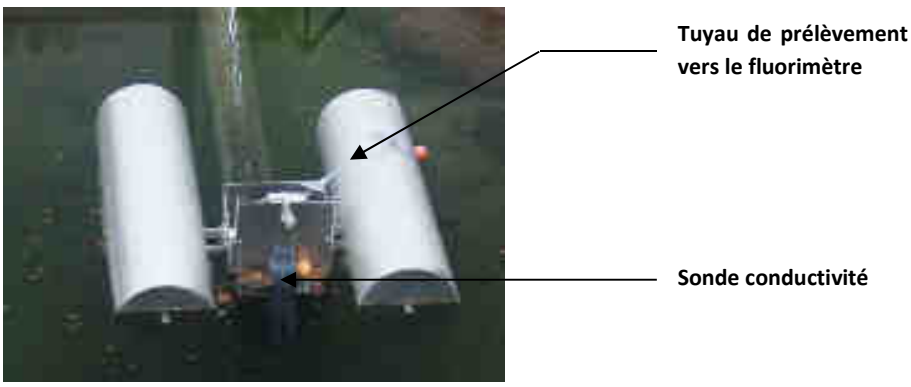


Figure 6-8. Dispositif de détection de la solution traçante installé sur le déversoir flottant (photo Paul Bois)

Figure 6-9. Dispositif de prélèvement à l'aide de la pompe péristaltique pour alimenter le fluorimètre (Photo Paul Bois)

Les caractéristiques des solutions traçantes injectées sont précisées dans le Tableau 6-9. La fluorescéine est non conservative du fait de sa dégradation rapide à la lumière.

Tableau 6-9. Caractéristiques des solutions traçantes

	Substance utilisée	Masse
Traceur conservatif	NaCl	11500g
Traceur non conservatif	Fluorescéine	300mg

La distribution des temps de séjour est calculée selon l'Équation 6.

$$E(t) = \frac{C(t)}{\sum C(t) \times \Delta t}$$ **Équation 6**

SYNTHESE – LE TRACAGE HYDRODYNAMIQUE

Afin d'estimer les durées de temps de séjour du système de traitement du bassin versant n°3, à la fois pour la mare de sédimentation et pour le filtre, un traçage hydrodynamique à débit constant a été réalisé.

Deux traceurs ont été utilisés : un traceur conservatif, le NaCl, et un traceur non conservatif, la fluorescéine, chacun injecté en entrée du système de traitement au niveau du regard amont 2. Le NaCl a été suivi en sortie de la mare de sédimentation et en sortie du filtre à l'aide de sondes conductivité. La fluorescéine a quant à elle été détectée à l'aide d'un fluorimètre en sortie de la mare de sédimentation.

CONCLUSIONS DE LA PARTIE 2

Le dimensionnement des installations de traitement a été effectué dans le but de mettre en place les conditions idéales pour permettre le meilleur traitement possible des eaux de ruissellement urbain.

La forme de la mare de sédimentation a été déterminée de façon à éliminer les zones mortes et les zones de recirculation, afin de permettre une sédimentation optimale de la phase particulaire de l'effluent et des polluants qu'il contient. Il conviendra de vérifier si la forme adoptée répond à nos attentes et permet de retenir un maximum de particules. De plus, un déversoir flottant a été installé au niveau de la mare de sédimentation afin de permettre l'alimentation du filtre planté de roseaux seulement à partir de la partie superficielle de la mare. Il est également prévu qu'il agisse comme un limiteur de débit pour les épisodes pluvieux les plus importants.

Le dimensionnement des filtres a été effectué par rapport aux recommandations techniques pour le traitement des eaux de ruissellement urbain par les filtres plantés de roseaux, et plusieurs dimensionnements différents ont été adoptés. Ces dimensionnements reposent sur l'hypothèse que le temps de contact entre l'effluent et le milieu poreux est primordial pour le traitement des polluants contenus dans l'effluent. C'est pourquoi, parmi les deux systèmes à écoulement vertical, il y a une volonté d'adopter, pour l'un des deux systèmes, une couche filtrante avec une conductivité hydraulique faible, de façon à ce que le temps de contact entre l'effluent et le milieu poreux soit plus long et donc que le rendement de traitement soit plus élevé que pour une conductivité hydraulique plus standard. Ces hypothèses seront testées dans ce travail de thèse. De plus, contrairement à ce qui est réalisé usuellement pour les filtres plantés de roseaux, nous avons fait le choix de mettre en place une rampe d'alimentation, de façon à ce que le filtre soit alimenté de façon homogène sur l'ensemble de la surface. Une aération passive positionnée entre la couche filtrante et la couche de drainage doit quant à elle permettre d'éviter toute nuisance olfactive pour les riverains. Il conviendra donc de s'assurer que ces éléments de conception remplissent correctement leur rôle.

Par ailleurs, d'un point de vue hydrodynamique, nous espérons aussi que le système de traitement dans la globalité permette de lisser les débits, afin d'éviter les effets chocs au niveau du milieu récepteur et donc de contribuer à l'amélioration de la qualité de celui-ci. L'étude hydrodynamique confirmera ou infirmera cette hypothèse.

PARTIE 3. RESULTATS ET DISCUSSION

CHAPITRE 7.

LE FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE DES SYSTEMES DE TRAITEMENT

7 LE FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE DES SYSTEMES DE TRAITEMENT 213

7.1 SUIVI HYDRODYNAMIQUE DE LA GLOBALITE DU SYSTEME DE TRAITEMENT 213

7.2 DETERMINATION DE LA DISTRIBUTION DES TEMPS DE SEJOUR 222

7.3 ETUDES SPECIFIQUES SUR LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX 226

7.3.1 TAUX DE TRANSPIRATION 226

7.3.2 REPARTITION DES FLUX EN SURFACE 229

7 Le fonctionnement hydrodynamique des systèmes de traitement

L'instrumentation décrite dans le Chapitre 5.1 vise à suivre de manière fine l'hydrodynamique des différents éléments du système de traitement. L'objectif est de quantifier :

- ✓ Les apports des bassins versants en matière de volume à traiter et de débit, en relation notamment avec les épisodes pluvieux constatés
- ✓ Les variations de niveau, la sollicitation du trop-plein et le temps de séjour au niveau de la mare de sédimentation
- ✓ Les variations de niveau, la répartition des flux, l'évapotranspiration et le temps de séjour au niveau du filtre

Ces différents éléments permettent d'avoir une vue globale du fonctionnement de l'installation de traitement suite à différents types d'évènements pluvieux.

7.1 Suivi hydrodynamique de la globalité du système de traitement

La méthodologie développée a permis de connaître les apports hydrauliques du bassin versant de la filière instrumentée, à savoir le bassin versant n°3 (S = 0,53ha ; coefficient d'imperméabilisation = 0,30).

Les débits à l'exutoire du bassin versant n°3 sont détaillés sur la Figure 7-1. Il est possible de constater que 98% des débits sont inférieurs à 60m^3/h. Ceux-ci sont identifiés comme ayant tous des périodes de retour supérieures à 1 mois, tel que précisé dans le Tableau 7-1.

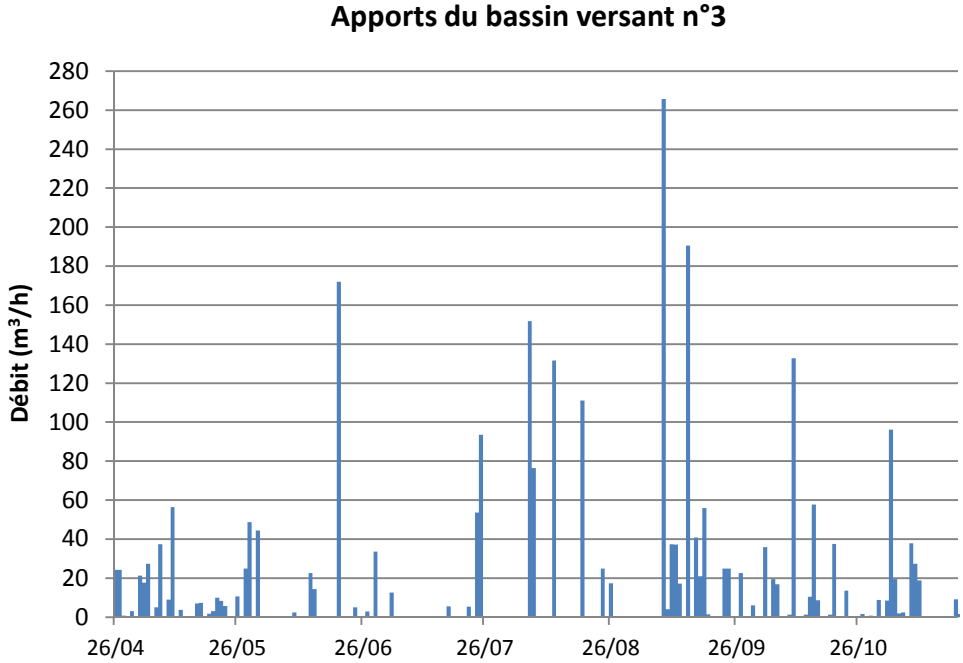


Figure 7-1. Débits à l'exutoire du bassin versant n°3 sur la période des campagnes de prélèvement (du 26/04/13 au 30/11/13)

Tableau 7-1. Périodes de retour des évènements pluvieux engendrant des pointes de débit à plus de 60m^3/h

	Période de retour
20 juin	6 mois
24 juillet	3 à 6 mois
6 août	1 à 2 ans
12 août	1 à 1,5 mois
19 août	1 à 1,5 mois
8 septembre	5 à 10 ans
14 septembre	1 à 2 ans
10 octobre	1,5 à 3 mois
3 novembre	1,5 à 3 mois

En ce qui concerne les volumes cumulés générés par le bassin versant n°3, ils sont présentés Figure 7-2. Les résultats montrent les mois de mai et d'octobre comme étant les deux mois où les volumes cumulés ont été les plus importants. Ceci se retrouve au niveau des évènements pluvieux. En effet, au mois de mai, un total de 48 évènements pluvieux a été comptabilisé. De plus, pour ces deux mois, des épisodes particulièrement longs ont eu lieu, comme en atteste le Tableau 7-2. Le mois de mai 2013 est quant à lui un mois particulièrement pluvieux (119mm cumulés en mai 2013 contre 67mm cumulés en moyenne entre 1999 et 2012), avec 48 épisodes pluvieux.

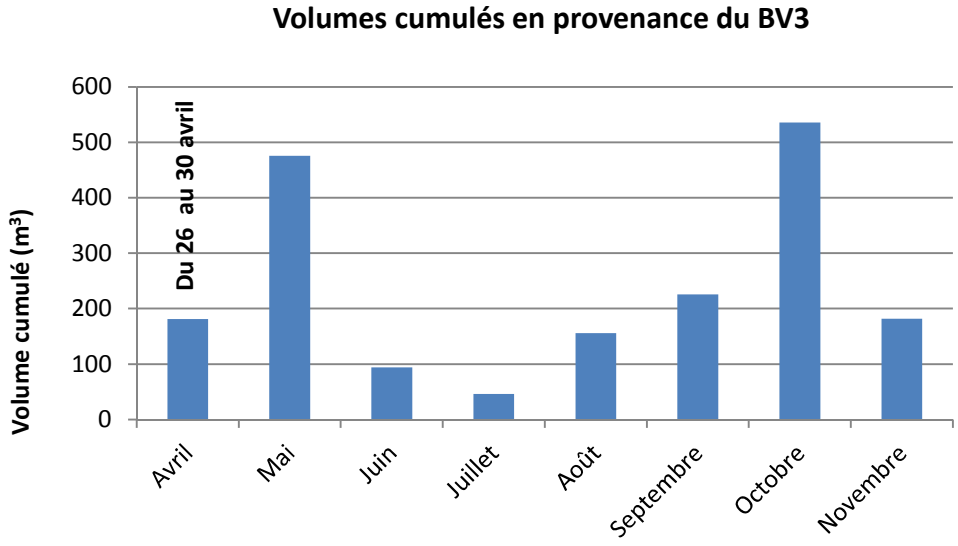


Figure 7-2. Volumes cumulés mensuels à l'exutoire du bassin versant n°3

Tableau 7-2. Episodes pluvieux générant les volumes cumulés les plus importants pour avril et octobre 2013

	Durée (hh :mm)	Lame d'eau cumulée (mm)	Volume cumulé (m^3)
26 avril	15 :28	23.0	179
15 octobre	10 :30	32.4	327
20 octobre	6 :38	22.4	82

Les effluents passent ensuite par la mare de sédimentation et sont captés par le déversoir flottant. Les débits transitant par le déversoir flottant sont présentés dans la Figure 7-3. Il est possible de constater que les ordres de grandeur sont très inférieurs à ceux trouvés à l'exutoire du bassin versant. Sachant que les surverses vers le milieu naturel n'ont jamais été sollicitées pendant la période de suivi, on peut en déduire que la mare de sédimentation assure donc un rôle de tampon et de stockage temporaire avant déversement vers le filtre. De plus, les débits sont systématiquement inférieurs à 40m^3/h, ce qui assure une protection du filtre en évitant les lessivages que provoqueraient des flux trop importants. Le déversoir flottant assure donc une fonction de lissage des débits vers le filtre planté de roseaux. Le ratio entre le débit maximal en entrée du système et au niveau du déversoir flottant est égal à 7 pour l'épisode pluvieux du 8 septembre 2013.

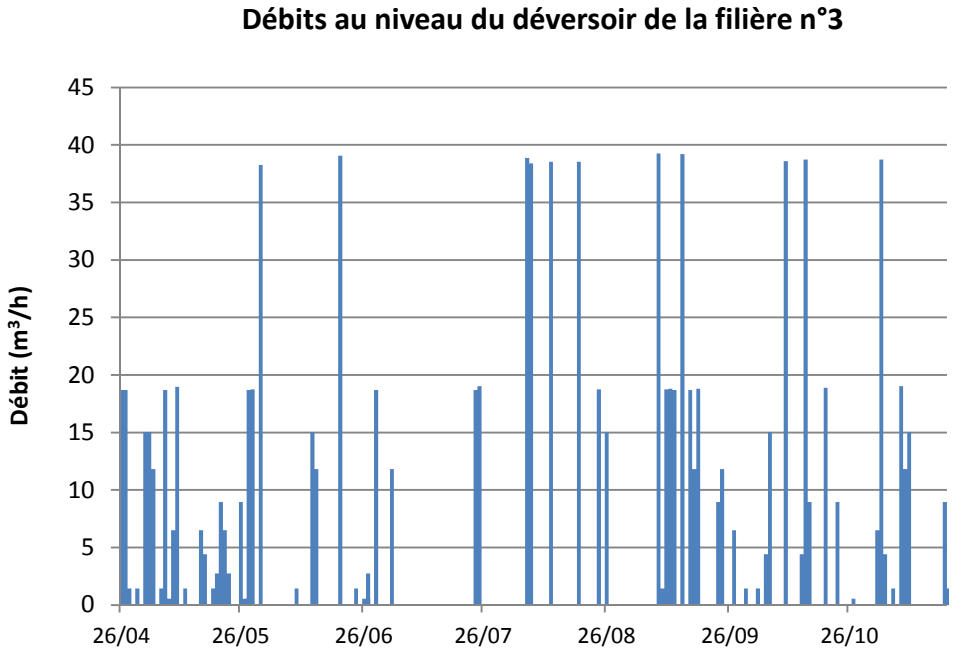


Figure 7-3. Débits au niveau du déversoir flottant de la filière de traitement n°3 sur la période des campagnes de prélèvement (du 26/04/13 au 30/11/13)

Les flux transitent ensuite via le filtre et sont ensuite rejetés au milieu naturel, tel que présenté sur la Figure 7-4. Il est possible de constater que les débits sont beaucoup plus faibles qu'en entrée et au niveau du déversoir flottant, mais qu'ils sont également lissés. En effet, le filtre se vidange sur une durée totale d'environ 4 jours : il a donc également un effet tampon par rapport aux débits arrivant de l'exutoire du bassin versant. Pour l'épisode du 8 septembre 2013, le ratio entre le débit maximal au niveau du déversoir flottant et le débit maximal en sortie du système est de 4 alors que le ratio entre le débit maximal en entrée et en sortie du système est de 27.

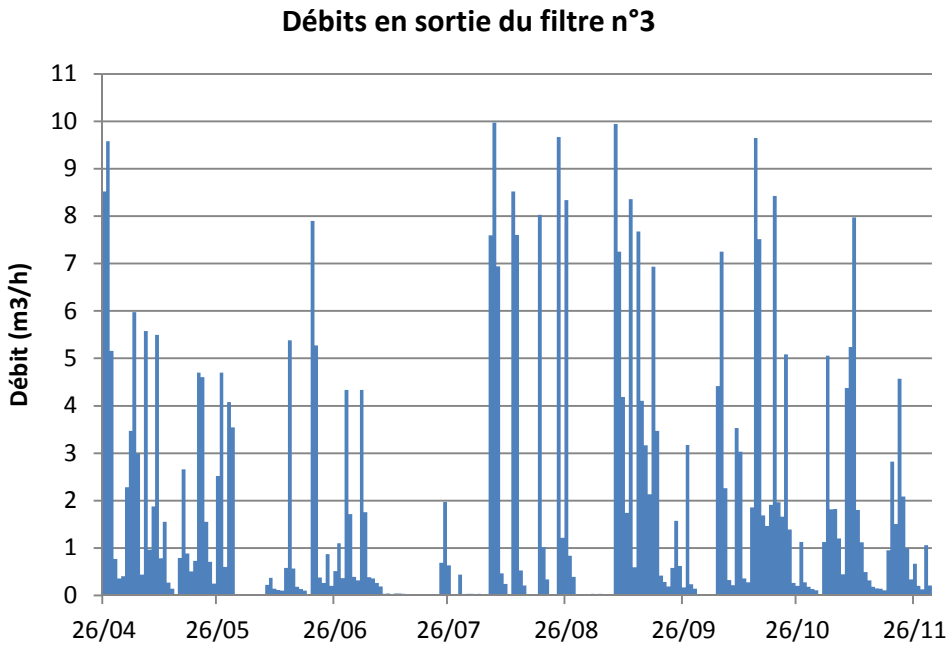


Figure 7-4. Débits en sortie du filtre n°3 sur la période des campagnes de prélèvement (du 26/04/13 au 30/11/13)

Afin de mieux comprendre la dynamique des évènements pluvieux au sein de la filière de traitement, les débits sur les 3 points de prélèvement ont été tracés sur un même graphe. Nous présentons ici quatre épisodes pluvieux différents avec des périodes de retour variées rencontrées au cours de la période de suivi (Tableau 7-3).

Tableau 7-3. Nombre d'épisodes pluvieux par période de retour au cours de la période de suivi

Période de retour	Nombre d'épisodes pluvieux sur la période de suivi	Pourcentage par rapport au nombre total d'EP
< 1 semaine	136	71%
1 à 2 semaines	19	10%
2 semaines à 1 mois	8	4%
1 à 1,5 mois	9	5%
1,5 à 3 mois	9	5%
3 à 6 mois	4	2%
6 mois à 1 an	2	1%
1 à 2 ans	3	1,5%
2 à 5 ans	0	0%
5 à 10 ans	1	0,5%

Le premier épisode pluvieux présenté (Figure 7-5) est celui du 16-17 mai 2013 d'une période de retour inférieure à 1 semaine, tel que précisé dans le Tableau 7-4. Dans cette figure et dans les suivante, les données de pluie ont été collectées à l'aide d'un pluviomètre à auget basculant donc les volumes collectés ont été rapportés à la minute pour définir une intensité en mm/h. Cette figure montre que les débits en entrée ne dépassent pas 8m^3/h. Le déversoir flottant réagit de façon quasiment instantanée à l'arrivée d'un débit en provenance du bassin versant. Le filtre, quant à lui, a

une réaction plus lente suite à un épisode pluvieux de faible intensité. De plus, les débits en sortie du système de traitement sont extrêmement faibles, souvent inférieurs à 1m^3/h.

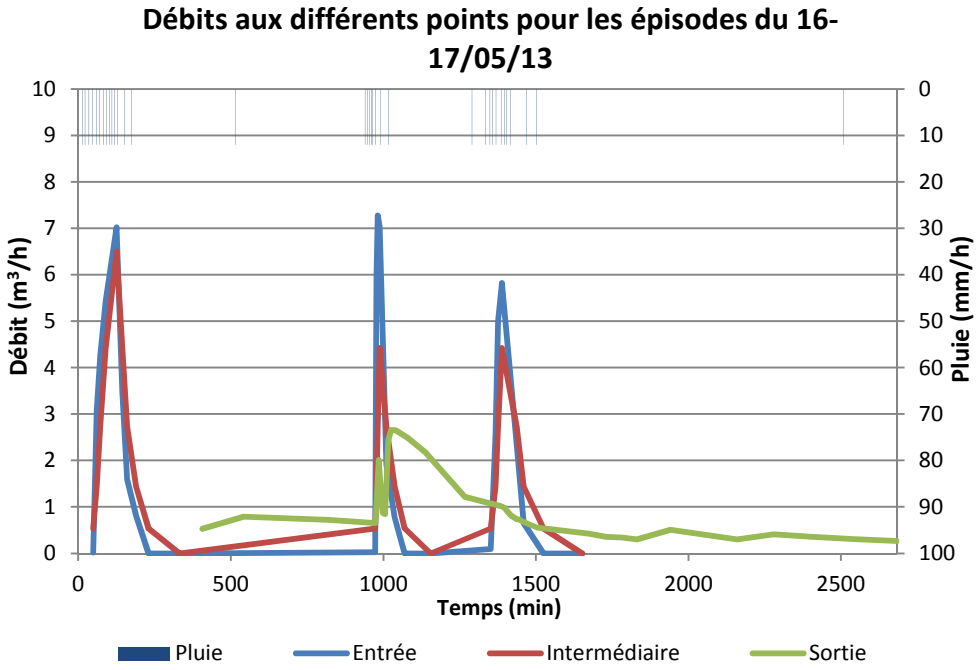


Figure 7-5. Suivi hydrodynamique de la filière de traitement n°3 pour les épisodes pluvieux du 16 et du 17 mai 2013

Tableau 7-4. Caractéristiques des épisodes pluvieux du 16-17 mai 2013

Date de début	Date de fin	Durée (hh:mm)	Lame d'eau cumulée (mm)	Intensité moyenne (mm/h)	Période de retour
16/05/2013 10:08	16/05/2013 13:02	2:54	3,0	1,03	< 1 semaine
17/05/2013 01:47	17/05/2013 03:06	1:19	1,6	1,22	< 1 semaine
17/05/2013 08:23	17/05/2013 09:46	1:23	1,6	1,16	< 1 semaine

Le second épisode pluvieux présenté est celui du 28-29 mai 2013 (Figure 7-6), dont les caractéristiques sont présentées dans le Tableau 7-5.

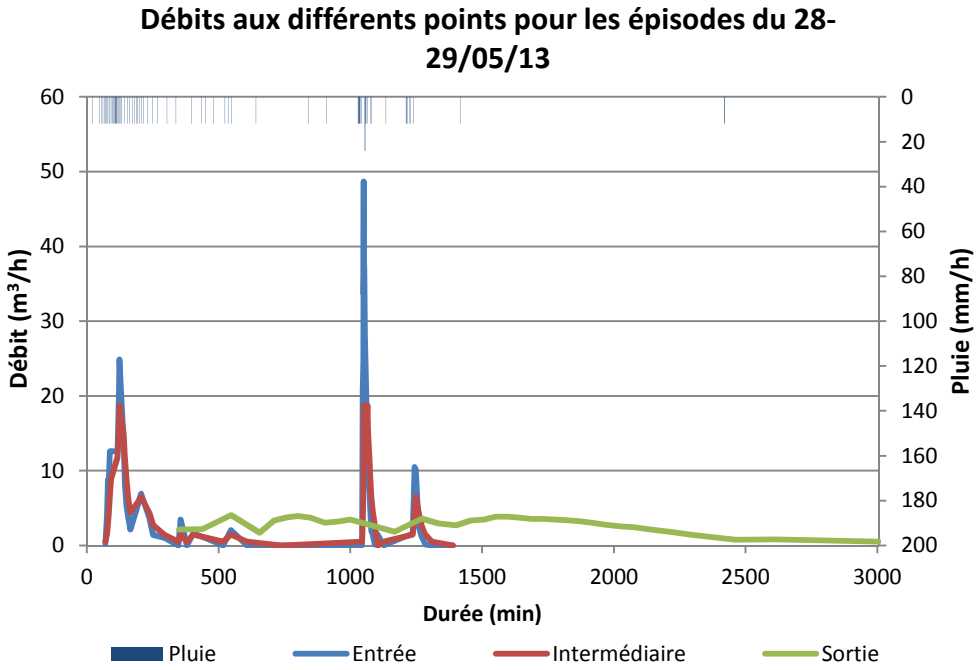


Figure 7-6. Suivi hydrodynamique de la filière de traitement n°3 pour les épisodes pluvieux du 28 et du 29 mai 2013

Tableau 7-5. Caractéristiques des épisodes pluvieux du 28-29 mai 2013

Date de début	Date de fin	Durée (hh:mm)	Lame d'eau cumulée (mm)	Intensité moyenne (mm/h)	Période de retour
28/05/2013 21:21	29/05/2013 01:28	4:07	7,2	1,8	2 semaines à 1 mois
29/05/2013 14:09	29/05/2013 15:01	0:52	3,2	3,7	1 à 2 semaines
29/05/2013 17:11	29/05/2013 17:40	0:29	1,2	2,5	< 1 semaine

De même que précédemment, il est possible de constater que la réaction du déversoir flottant est très rapide suite à un épisode pluvieux, et celle du massif filtrant plus lente. De plus, malgré le volume plus important apporté au filtre, celui-ci a toujours un débit inférieur à 5m^3/h en sortie vers le milieu naturel.

Le troisième épisode pluvieux présenté est celui du 19-21 novembre 2013 (Figure 7-7), dont les caractéristiques sont présentées dans le Tableau 7-6.

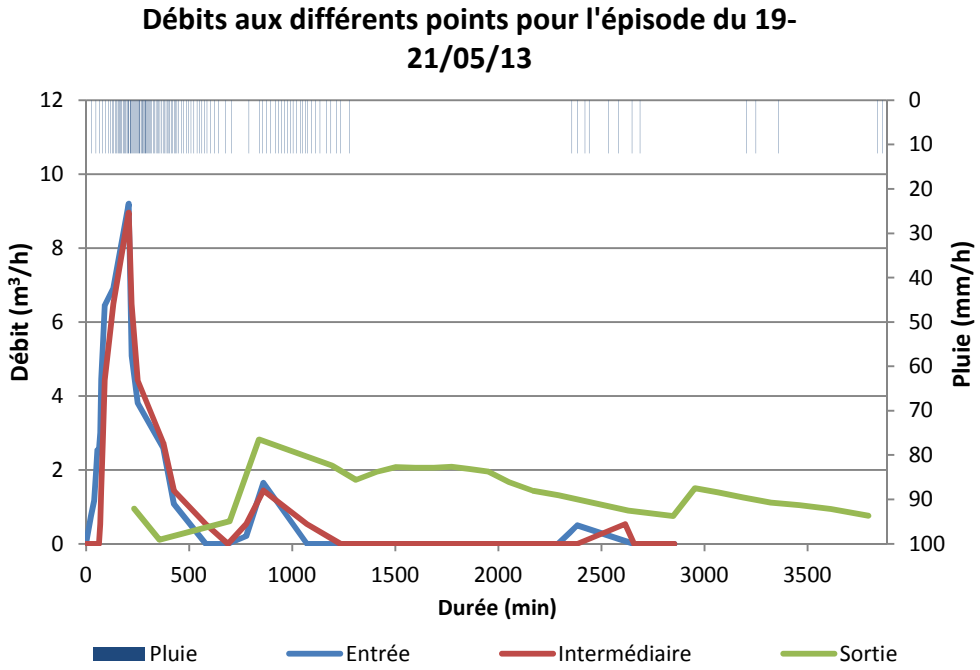


Figure 7-7. Suivi hydrodynamique de la filière de traitement n°3 pour les épisodes pluvieux du 19 au 21 novembre 2013

Tableau 7-6. Caractéristiques des épisodes pluvieux du 19-21 novembre 2013

Date de début	Date de fin	Durée (hh:mm)	Lame d'eau cumulée (mm)	Intensité moyenne (mm/h)	Période de retour
19/11/2013 14:03	20/11/2013 00:44	10:41	16,4	1,5	1,5 à 3 mois
20/11/2013 04:04	20/11/2013 08:58	4:54	3,8	0,8	1 à 2 semaines
21/11/2013 05:18	21/11/2013 05:46	0:28	0,4	0,9	< 1 semaine
21/11/2013 06:22	21/11/2013 06:44	0:22	0,4	1,1	< 1 semaine

Pour cette chronique du 19 au 21 novembre 2013, globalement, les débits aux points d'entrée et intermédiaire sont beaucoup plus faibles que pour la chronique du 28-29 mai 2013, alors que l'intensité moyenne du premier évènement est du même ordre de grandeur que celle de l'épisode du 28 mai 2013. Cela est dû notamment à la durée des évènements pluvieux, qui est beaucoup plus importante pour la période octobre-mars que pour la période avril-septembre, tel que montré dans l'Annexe C. De plus, de même que montré précédemment, une réaction rapide du déversoir flottant et plus lente du filtre est mise en évidence. Les débits en sortie du filtre sont quant à eux plus faibles que ceux constatés pour les épisodes pluvieux du 28-29 mai 2013.

Le quatrième épisode pluvieux présenté est un évènement pluvieux exceptionnel en ce qui concerne la période de retour puisque celle-ci est comprise entre 5 et 10 ans (Figure 7-8). Il est donc intéressant de voir comment le système réagit à une telle sollicitation, en date du 8 septembre 2013. Les caractéristiques de cet évènement pluvieux sont précisées dans le Tableau 7-7.

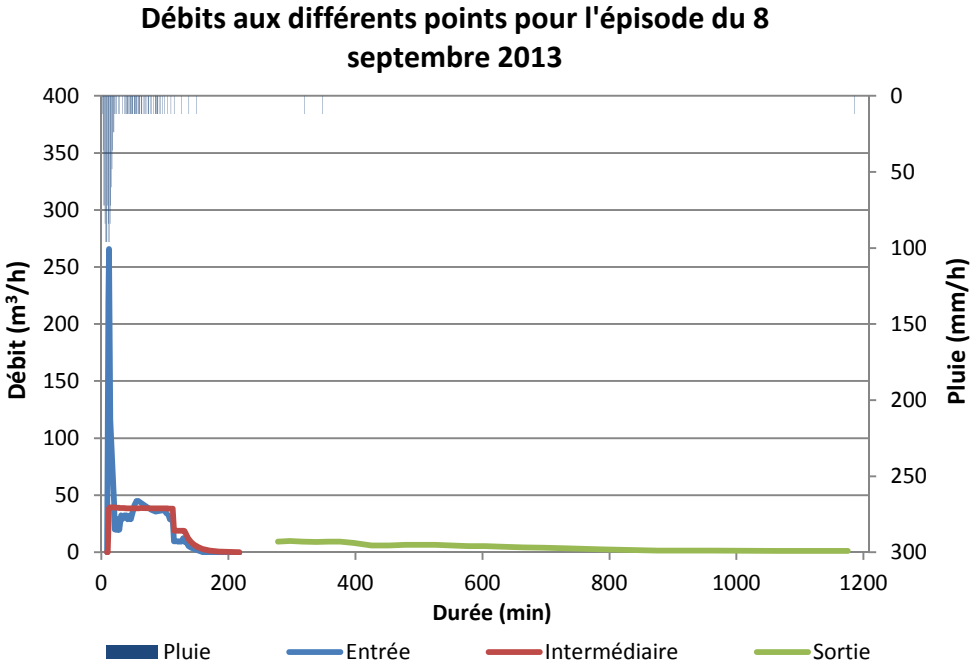


Figure 7-8. Suivi hydrodynamique de la filière de traitement n°3 pour l'épisode pluvieux du 8 septembre 2013

Tableau 7-7. Caractéristiques de l'épisode pluvieux du 8 septembre 2013

Date de début	Date de fin	Durée (hh:mm)	Lame d'eau cumulée (mm)	Intensité moyenne (mm/h)	Période de retour
08/09/2013 01:19	08/09/2013 03:49	2:30	31,8	12,7	5 à 10 ans

La figure montre, de même que précédemment, une réponse rapide du déversoir et plus lente du filtre. Cependant, la différence majeure réside dans l'amplitude des débits atteints aux différents points. En effet, les épisodes décrits précédemment voyaient les débits à l'exutoire du bassin versant et au niveau du déversoir flottant être relativement similaires au niveau des ordres de grandeur. Ici, les débits atteints par le déversoir flottant sont nettement inférieurs aux débits fournis par le bassin versant (pic de débit égal à 265m^3/h pour l'exutoire du bassin versant contre 40m^3/h pour le déversoir flottant). Le déversoir agit ainsi comme un limiteur de débit.

De même, en sortie du filtre, les débits obtenus sont supérieurs à ceux observés pour les autres épisodes pluvieux présentés précédemment, avec des débits égaux à 10m^3/h en début de vidange du filtre. Ainsi, malgré ces fortes augmentations de débit à l'exutoire du bassin versant, la mare de sédimentation et le filtre agissent toujours en tant que tampon et contribuent à lisser les débits avant rejet vers le milieu naturel. Cela contribue à atténuer l'effet choc potentiel que peuvent avoir les effluents urbains sur le milieu récepteur et va dans le sens de la protection du milieu.

SYNTHESE – FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE DE LA FILIERE DE TRAITEMENT

En ce qui concerne les débits, il est possible de constater que la mare de sédimentation et le filtre agissent comme tampon lors de l'arrivée d'un épisode pluvieux et assurent un lissage des débits. Par exemple, pour des épisodes particulièrement intenses, on passe d'un débit de l'ordre de 200m^3/h en entrée à un débit de 40m^3/h au niveau du déversoir flottant et à un débit de moins de 10m^3/h en sortie du filtre. Ainsi, le système de traitement permet d'éviter les effets chocs au milieu récepteur et donc d'assurer sa protection.

De plus, cette étude a montré que le déversoir flottant est immédiatement réactif à l'arrivée d'un épisode pluvieux alors que le filtre est quant à lui plus lent à répondre : une phase de saturation du milieu poreux se met en place avant la vidange.

7.2 Détermination de la distribution des temps de séjour

La détermination de la distribution des temps de séjour a été réalisée suivant le protocole décrit au Chapitre 6.4. La Figure 6-7 montre que le traçage a été effectué à la fois sur la mare de sédimentation et le filtre, mais cependant avec des traceurs différents. En effet, la mare de sédimentation étant soumise au rayonnement UV, un traceur non conservatif photosensible a été utilisé, à savoir la fluorescéine. De plus, un traceur conservatif a également été utilisé sur la mare de sédimentation : le NaCl. Le filtre ayant quant à lui un écoulement sub-surfacique, le traçage a seulement été réalisé avec le NaCl.

Le traçage a été fait par impulsion et le débit imposé lors de la totalité du traçage est égal à 36m^3/h. Les conditions expérimentales nous ont imposé d'utiliser une borne à incendie à proximité du site expérimental comme source d'eau à débit fixe. L'eau des bornes à incendie est de l'eau potable, et donc de fait, de l'eau chlorée alors que la fluorescéine est dégradée par le chlore [*Kenneth&Romanchuk, 1982*]. Ainsi, le pourcentage de restitution de la fluorescéine en sortie de la mare de sédimentation pourrait ne pas être optimal. Pour tenter de contrer cet effet indésirable, l'étalonnage du fluorimètre a été réalisé avec l'eau utilisée pour l'expérimentation. La distribution des temps de séjours est présentée dans la Figure 7-9. Cette figure met en évidence que la fluorescéine est moins soumise au phénomène de recirculation que le NaCl. Nous supposons que cela est dû à la nature du traceur. En effet, le NaCl est un traceur conservatif, contrairement à la fluorescéine. Celle-ci se dégradant face aux UV et au chlore, nous supposons qu'une fois entrée dans la boucle de recirculation, elle a commencé à se dégrader. Cette hypothèse se confirme si l'on considère les taux de restitution pour les deux traceurs : 90% pour le NaCl contre 33% pour la fluorescéine.

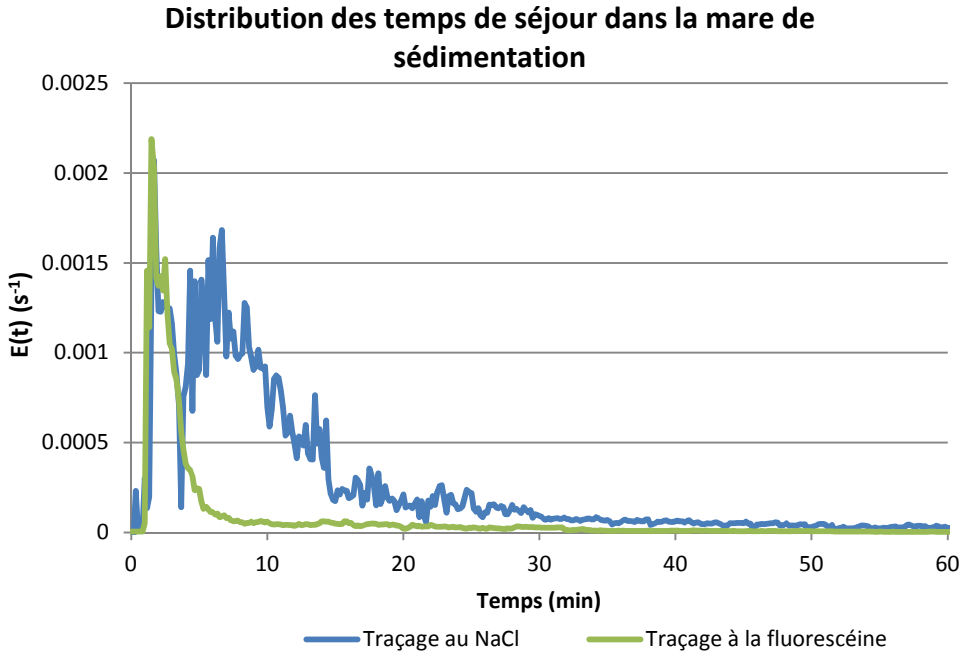


Figure 7-9. Distribution des temps de séjour dans la mare de sédimentation obtenue à partir des traçages au NaCl et à la fluorescéine

La figure montre un pic de concentration en début de traçage suivi d'une décroissance rapide et ensuite d'une nouvelle augmentation de la concentration avant une diminution plus lente pour atteindre la concentration nulle au bout de quelques dizaines de minutes.

La rapide augmentation et la rapide décroissance en tout début de traçage montrent qu'un court-circuit est en place au niveau du déversoir flottant : une partie du flux est directement orientée vers le déversoir flottant pendant que le reste entre dans une zone de recirculation. Le temps que cette partie du flux atteigne le déversoir flottant, la concentration au point de mesure décroît avant d'augmenter de nouveau quand la seconde partie du flux transite par le déversoir flottant. Les observations visuelles faites lors de ces expériences confirment ces résultats, tel que montré sur la Figure 7-10.

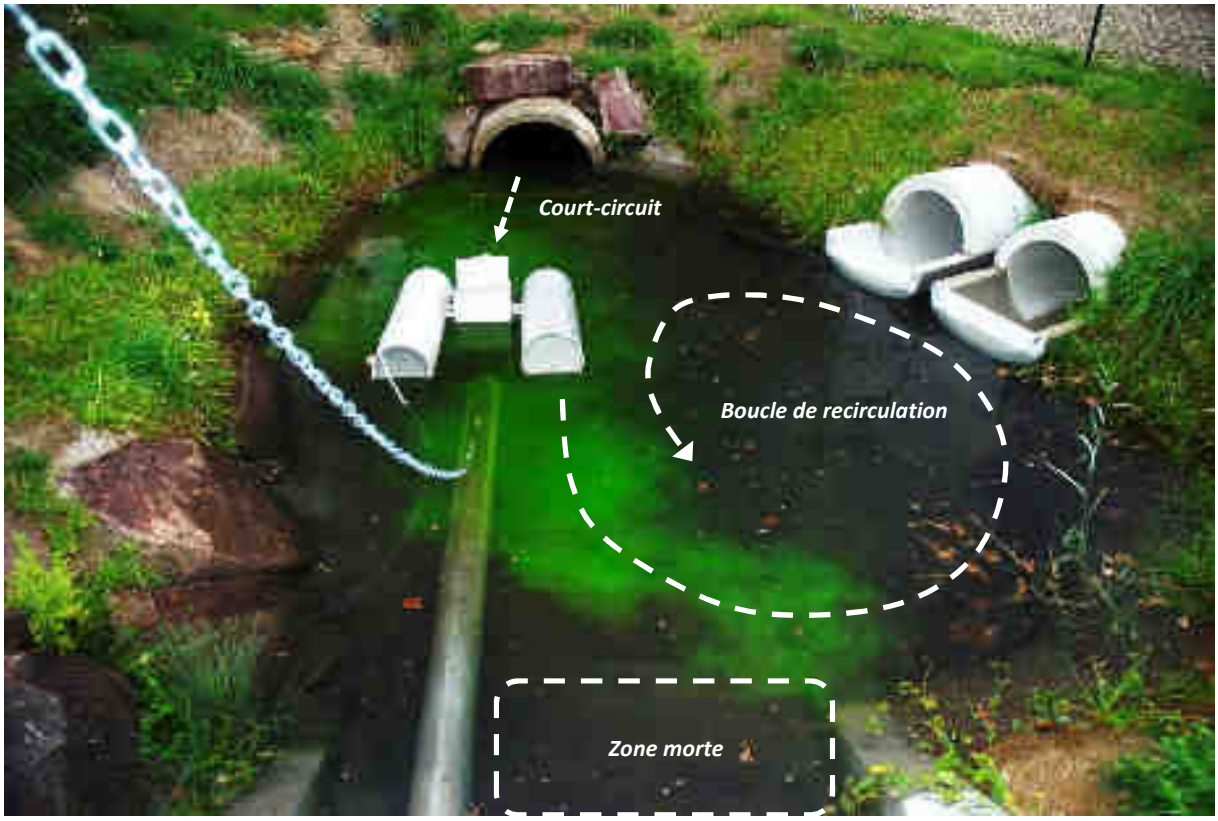


Figure 7-10. Observations visuelles lors du traçage hydrodynamique de la mare de sédimentation (photo Paul Bois)

Les ordres de grandeur des temps de séjour obtenus par les différents traçages sont présentés dans le Tableau 7-8. Il est nécessaire de considérer ces résultats avec précautions. En effet, l'eau injectée pour l'expérience (issue du réseau d'eau potable) et l'eau contenue préalablement dans la mare de sédimentation ont des propriétés différentes, notamment en ce qui concerne le bruit de fond.

Tableau 7-8. Temps de séjour hydraulique et temps de séjours moyens de la fluorescéine et du NaCl sur la mare de sédimentation

Temps de séjour hydraulique (min)	Temps de séjour moyen de la fluorescéine (min)	Temps de séjour moyen du NaCl (min)
18	11	13

En ce qui concerne le traçage au NaCl effectué sur le filtre, l'expérimentation n'a pas été concluante. En effet, lors du traçage, le filtre contenait déjà un certain volume d'eau de pluie grâce au réglage du dispositif de sortie pour maintenir une zone saturée en fond de filtre. Lors de l'alimentation avec de l'eau provenant de la borne incendie, c'est le volume préalablement contenu dans le filtre qui s'est écoulé en premier, faussant ainsi l'étalonnage de la sonde conductivité. C'est pourquoi il a été impossible de revenir à la ligne de base calculée initialement et donc de conclure quant à un temps de séjour au sein du filtre.

SYNTHESE – TRAÇAGES ET DISTRIBUTION DES TEMPS DE SEJOUR

Des traçages hydrodynamiques ont été réalisés à la fois avec de la fluorescéine et du NaCl afin de déterminer la distribution des temps de séjour au sein de la mare de sédimentation et du filtre.

Au niveau de la mare de sédimentation, la distribution des temps de séjour met en évidence la présence d'une zone de recirculation, d'un court-circuit et d'une zone morte, comme cela a pu être observé au cours de l'expérience. De plus, les taux de restitution obtenus pour la fluorescéine et le NaCl sont respectivement de 33 et 90%. Le faible taux de restitution de la fluorescéine est dû au protocole choisi : en raison de contraintes expérimentales, l'alimentation a été faite avec de l'eau issue des bornes incendie, contenant donc du chlore, qui est reconnu comme ayant un effet « extincteur » de la luminescence de la fluorescéine. Nous supposons par ailleurs que la fluorescéine a également subi une photodégradation lors de son passage dans la boucle de recirculation, puisqu'on ne retrouve pas de signal équivalent à celui obtenu pour le NaCl, qui est un traceur conservatif.

Au niveau du filtre, un problème de matrice a empêché d'obtenir des données exploitables : l'eau de pluie stockée dans le fond du filtre préalablement à l'expérience a faussé les résultats ; la conductivité obtenue en sortie du filtre n'a jamais atteint le niveau de base du début de l'expérience.

7.3 Etudes spécifiques sur le filtre planté de roseaux

Comme présenté dans le Chapitre 5.1, deux études spécifiques ont été menées sur le filtre n°3, à savoir des mesures d'évapotranspiration et l'estimation de la répartition des flux en surface.

7.3.1 Taux de transpiration

Le taux de transpiration des *Phragmites australis* a été estimé sur le filtre planté de roseaux n°3 à deux dates différentes : le 23 juillet 2013 et le 25 juillet 2013, soit respectivement après 3 semaines de temps sec et suite à l'épisode pluvieux du 24 juillet 2013. Ainsi, cela a permis d'estimer si l'évapotranspiration était affectée par une durée de temps sec prolongée.

La première étape de ce travail a été de déterminer la biomasse totale présente sur le filtre en suivant le protocole décrit au Chapitre 5.1.2.4. Le modèle linéaire prédictif mis en place a alors mis en évidence que seuls la hauteur du roseau et son diamètre à la base sont significatifs pour le calcul de la biomasse. Le nombre de feuilles ne peut quant à lui pas être corrélé de manière significative à la biomasse de la plante. A l'aide des cinq zones aléatoirement choisies sur le filtre, la biomasse totale a pu être déterminée. Les résultats sont présentés dans le Tableau 7-9.

Tableau 7-9. Biomasse moyenne du filtre planté de roseaux n°3 déterminée le 23 juillet 2013

	Biomasse (gMS/m²)
Zone 1	726
Zone 2	302
Zone 3	407
Zone 4	222
Zone 5	287
Moyenne	*389*
Erreur-type	*89*

Ces résultats montrent une biomasse faible par rapport à ce qui peut être retrouvé dans la littérature. En effet, Vymazal et Kropfelová [*2005*] montrent des biomasses très supérieures pour tous les filtres plantés de roseaux qu'ils ont étudiés, avec systématiquement des valeurs supérieures à 1500gMS/m². Cependant, il est important de noter que les systèmes dont ils présentent les valeurs de biomasse sont des systèmes âgés de 10 ans et plus utilisés pour le traitement des eaux usées. Le filtre planté de roseaux étudié étant âgé de seulement 1 an au moment des mesures, il paraît normal que les Phragmites australis soient moins développés que sur des systèmes plus âgés.

Les mesures de photosynthèse permettent ensuite d'obtenir un taux de transpiration par unité de biomasse. Les résultats obtenus pour les deux campagnes sont montrés sur le Tableau 7-10.

Tableau 7-10. Taux de transpiration des Phragmites australis pour les campagnes du 23 et du 25 juillet 2013

	Après 3 semaines de temps sec (23 juillet 2013)	Lendemain d'un épisode pluvieux court et intense (25 juillet 2013)
Taux de transpiration moyen (L/gMS/h)	$4{,}0.10^{-3}$	$3{,}6.10^{-3}$
Erreur type correspondante	$3{,}3.10^{-4}$	$3{,}0.10^{-4}$
Taux de transpiration moyen (L/m²/h)	1,57	1,40
Taux de transpiration moyen du filtre (L/h)	157	140

Remarque : Résultats obtenus pour une biomasse moyenne de 389gMS/m² et pour une superficie totale du filtre de 100m².

Les résultats montrent que la période de temps sec prolongée (3 semaines) ne semble pas augmenter le taux de transpiration. La légère variation qui est observée est probablement due à la différence de température de l'air ambiant entre les deux journées de prélèvement. En effet, la température de l'air était de 38-39°C pour les mesures effectuées le 23 juillet 2013 alors que la température était de 32-33°C le 25 juillet 2013. Nous émettons donc l'hypothèse que la légère variation observée pourrait être due à ce changement de température et non pas à une modification de l'évapotranspiration due au temps sec prolongé.

SYNTHESE – TAUX DE TRANSPIRATION

Une détermination du taux de transpiration a été effectuée le 23 juillet 2013 et le 25 juillet 2013 sur le filtre n°3, c'est-à-dire suite à une période de temps sec de 20 jours et le lendemain d'un épisode pluvieux court et intense.

Pour mener à bien cette expérience, il a été nécessaire de calculer la quantité de biomasse présente sur le filtre planté de roseaux. Celle-ci, égale à 389gMS/m² (erreur-type = 89gMS/m²), s'avère être faible par rapport aux données trouvées dans la littérature pour des filtres plantés de roseaux à l'échelle réelle. Cependant, au moment de l'expérience, le système était âgé de seulement une année, contre plus de 10 ans pour les filières trouvées dans la littérature.

De plus, le taux de transpiration obtenu est de l'ordre de 150L/h en moyenne pour la totalité du filtre, que ce soit pour la campagne du 23 juillet 2013 ou celle du 25 juillet 2013 : les résultats obtenus ne sont pas significativement différents. Ainsi, nous faisons l'hypothèse que la période de temps sec prolongée n'a pas eu d'influence sur le taux de transpiration de notre filtre.

7.3.2 Répartition des flux en surface

L'étude de la répartition des flux en surface du filtre a été réalisée à l'aide de neuf sondes à ultrasons réparties tel que présenté sur la Figure 5-5.

Les sondes 1, 4 et 6 ont été placées immédiatement à la sortie des bouches de la rampe d'alimentation. La sonde numéro 9 a été placée légèrement plus loin de la bouche de la rampe d'alimentation afin d'estimer au mieux l'alimentation sur cette extrémité du filtre. Les sondes 2, 5 et 8 ont été positionnées au niveau des piézomètres où sont glissées les sondes pression. Les sondes 3 et 7 ont quant à elles été disposées de façon à compléter le quadrillage déjà disponible par les autres sondes.

Un suivi des hauteurs d'eau a été réalisé pour les neuf sondes à ultrasons afin de voir si certaines zones du filtre sont alimentées à la fois plus longtemps, plus régulièrement et avec des hauteurs d'eau différentes, notamment à cause de la répartition des flux via la rampe d'alimentation.

Les résultats obtenus à l'aide de ces sondes à ultrason sont très bruités, malgré les précautions prises pour l'installation des sondes (Figure 5-4). C'est pourquoi le choix de moyenner les valeurs obtenues sur un pas de temps de 5 minutes a été fait afin de lisser le bruit de fond.

Seuls trois épisodes pluvieux représentatifs vont être présentés ici. Ceux-ci ont des caractéristiques différentes précisées dans le Tableau 7-11. Nous avons choisi de présenter les épisodes pluvieux où les observations sont les plus claires et les résultats les moins bruités.

Tableau 7-11. Caractéristiques des évènements pluvieux présentés pour le suivi des hauteurs d'eau en surface du filtre

Date de début	Date de fin	Durée (hh:mm)	Lame d'eau cumulée (mm)	Intensité moyenne (mm/h)	Période de retour
08/09/2013 01:19	08/09/2013 03:49	2:30	31,8	12,7	5 à 10 ans
11/09/2013 20:27	11/09/2013 23:55	3:28	11,4	3,3	1,5 à 3 mois
10/11/2013 06:09	10/11/2013 14:50	8:41	16,2	1,9	1,5 à 3 mois

Les figures suivantes présentent le suivi des hauteurs d'eau par les neuf sondes à ultrasons. Il a été constaté que les sondes peuvent être classées par ordre décroissant de hauteur d'eau lue pour tous les épisodes pluvieux. L'ordre que nous avons retrouvé pour la grande majorité des épisodes pluvieux est : sonde 4 > sonde 2 > sonde 5 > sonde 1 > sonde 8 > sonde 3 > sonde 7 > sonde 9 > sonde 6, tel que montré de la Figure 7-11 à la Figure 7-13.

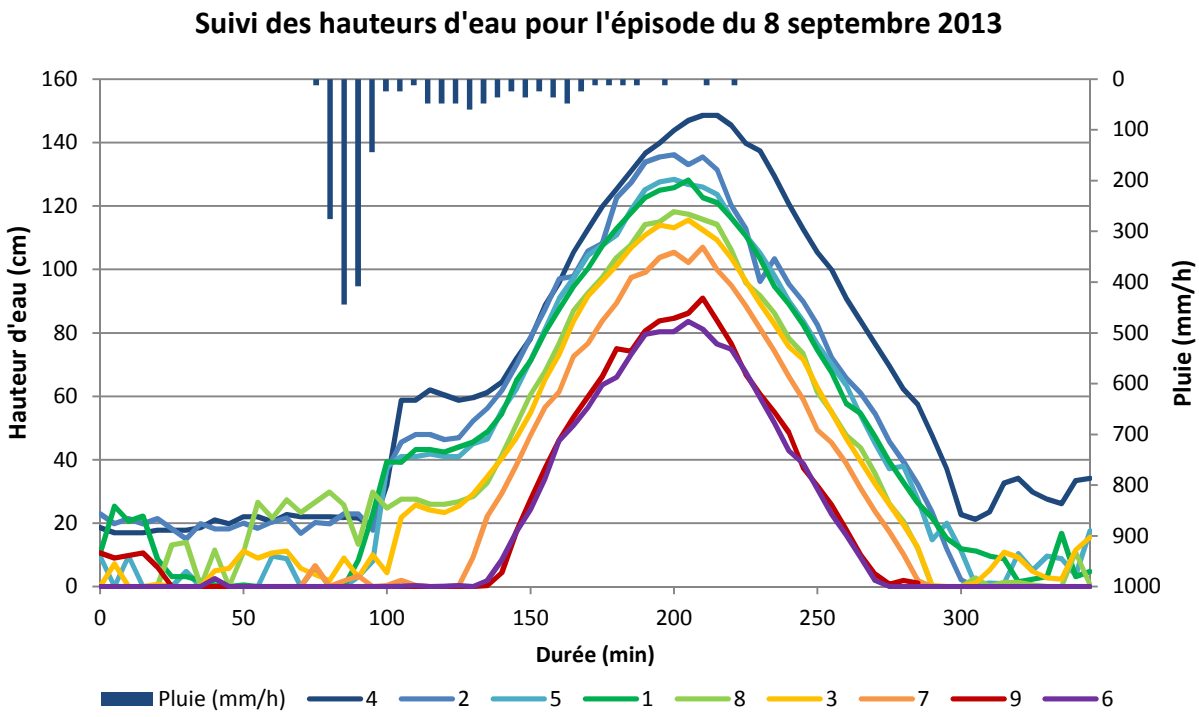


Figure 7-11. Suivi des hauteurs d'eau des 9 sondes à ultrasons sur le filtre n°3 pour l'épisode pluvieux du 08/09/2013

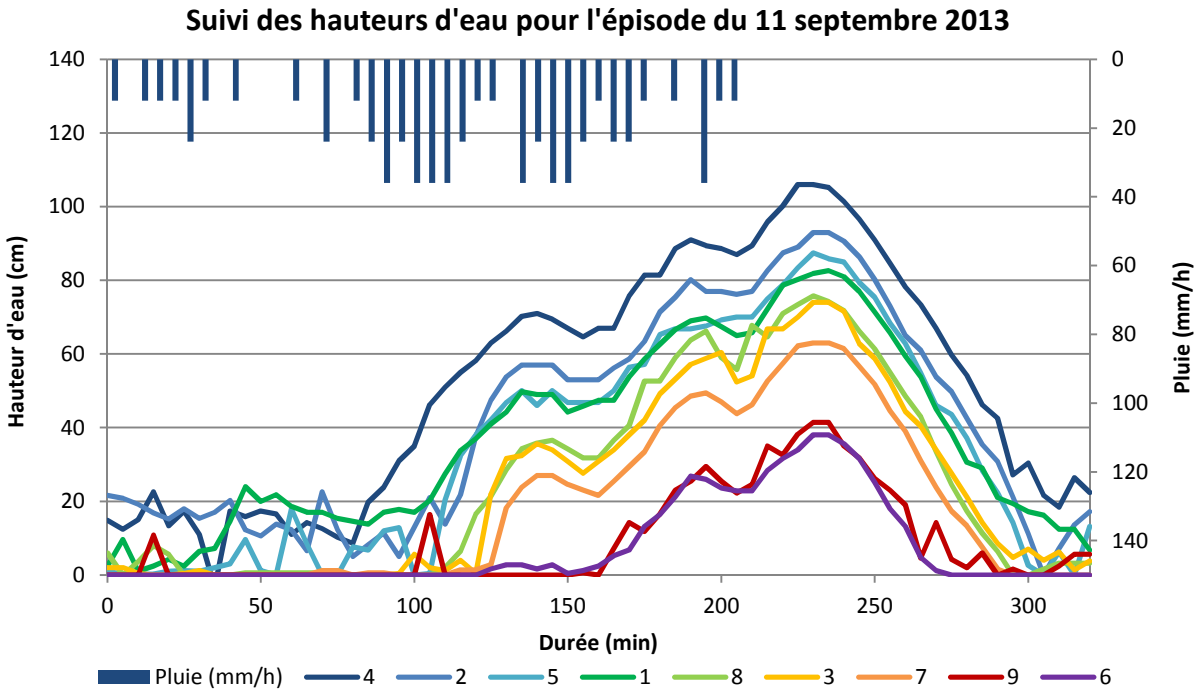
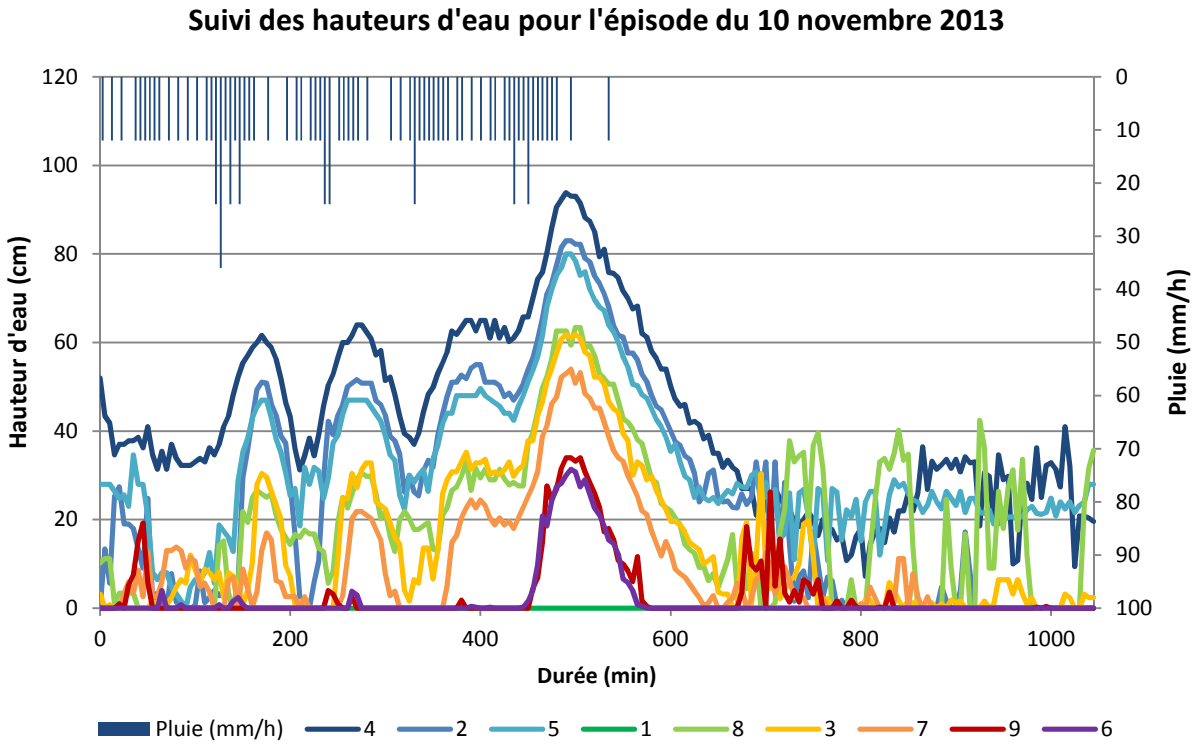


Figure 7-12. Suivi des hauteurs d'eau des 9 sondes à ultrasons sur le filtre n°3 pour l'épisode pluvieux du 11/09/2013



Remarque : Pour cet évènement pluvieux, un dysfonctionnement de la sonde n°1 a empêché l'obtention de données

Figure 7-13. Suivi des hauteurs d'eau des 9 sondes à ultrasons sur le filtre n°3 pour l'épisode pluvieux du 10/11/2013

Afin de confirmer ces résultats et de s'assurer qu'il ne s'agissait pas d'un mauvais réglage des capteurs, un nouvel étalonnage a été réalisé. Celui-ci n'a aucunement modifié les observations. Si l'on confronte ces résultats à la répartition des sondes à ultrasons de la Figure 5-5, on en déduit que c'est la rampe d'alimentation au niveau de la sonde n°4 qui fonctionne en premier à la suite d'un évènement pluvieux et de l'alimentation du filtre par le déversoir flottant. Cette rampe d'alimentation influence alors par propagation les sondes 4, 2 et 5, qui sont les sondes les plus proches. La rampe d'alimentation suivante à entrer en fonctionnement est celle située au niveau de la sonde n°1. La troisième rampe d'alimentation à entrer en fonctionnement est celle qui débouche sur la sonde n°9 et la quatrième est celle qui est située au niveau de la sonde n°6.

Ces constatations ne vont pas dans le sens de nos attentes au moment du dimensionnement de la rampe d'alimentation. En effet, l'objectif recherché était une alimentation homogène du filtre. Nos hypothèses concernant ce délai de démarrage entre les différentes bouches d'alimentation suite à un évènement pluvieux et à l'alimentation du filtre par le déversoir flottant sont :

- ✓ Problème de réglage des pentes lors de l'installation des rampes d'alimentation ou modification des pentes avec la masse d'eau transitant dans les rampes d'alimentation
- ✓ Flambage des tuyaux PVC entre les différents points de support ou à cause des variations de température et de l'exposition aux UV
- ✓ Temps du trajet pour parvenir à l'exutoire de chaque rampe d'alimentation

Il est important de déterminer exactement la cause de cette hétérogénéité de fonctionnement des rampes d'alimentation et d'y être particulièrement attentif lors de la construction de systèmes similaires. Il n'a malheureusement pas été possible pour nous de

déterminer finement les raisons de cette hétérogénéité d'alimentation. En effet, cela aurait impliqué des manipulations lourdes relevant du génie civil, et nous n'avions pas les moyens techniques de le faire.

SYNTHESE – REPARTITION DES FLUX EN SURFACE DU FILTRE

Les neuf sondes à ultrasons réparties à la surface du filtre ont permis d'estimer si la répartition des flux se fait de façon homogène sur l'ensemble du filtre ou si certaines zones sont plus alimentées que d'autres.

Les résultats ont montré une disparité entre les hauteurs d'eau lues par les différentes sondes. En effet, pour tous les épisodes pluvieux, le même classement de hauteur d'eau mesurée a pu être fait entre les différentes sondes.

Ainsi, nous arrivons à la conclusion que la rampe d'alimentation installée pour répartir au mieux les flux sur l'ensemble du filtre n'atteint pas son objectif initial et que certaines zones reçoivent des quantités plus importantes d'eau que d'autres. Notre hypothèse pour expliquer ce mauvais fonctionnement de la rampe d'alimentation est l'utilisation d'un matériau non approprié qui s'est déformé suite à l'exposition aux variations de températures ou aux UV.

CONCLUSIONS DU CHAPITRE 7

D'un point de vue hydrodynamique, un certain nombre d'hypothèses devaient être testées lors de ce travail de thèse, tel que montré dans les parties 1 et 2 de ce manuscrit.

En ce qui concerne la mare de sédimentation, nous avions émis l'hypothèse qu'une mare en forme de poire permettrait de limiter au mieux les zones mortes et les zones de recirculation. Les résultats obtenus lors de l'étude de traçage montrent que cette hypothèse n'est pas vérifiée pour notre étude. En effet, une zone morte a été identifiée au niveau du support du déversoir flottant et une grande boucle de recirculation se met en place immédiatement lors de l'alimentation de la mare de sédimentation. Toutes deux ont été engendrées par l'emplacement du déversoir flottant, mal positionné par rapport à la taille et à la forme de la mare de sédimentation. Cependant, le déversoir flottant remplit tout de même son rôle de limiteur de débit pour les épisodes pluvieux les plus importants, tel que nous l'attendions.

De plus, au niveau du filtre planté de roseaux, nous avions supposé que la rampe d'alimentation permettrait une alimentation homogène de la surface du filtre, et donc préviendrait tout risque de colmatage localisé. Les résultats ont montré que la rampe d'alimentation ne remplit pas son rôle et qu'une alimentation hétérogène a lieu, avec les risques qui y sont liés.

Une dernière hypothèse a été émise d'un point de vue hydrodynamique, à savoir que l'ensemble du système de traitement contribuerait à lisser les débits depuis l'exutoire du bassin versant jusqu'au milieu récepteur. Les résultats ont mis en évidence qu'un tel phénomène avait effectivement lieu et que la mare de sédimentation et le filtre planté de roseaux avaient un effet tampon et permettaient donc de protéger le milieu récepteur.

CHAPITRE 8.

LES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES SUR LA PHASE LIQUIDE

8 LES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES SUR LA PHASE LIQUIDE 237

8.1 CONCENTRATIONS EN ENTREE ET CONDITIONS HYDROLOGIQUES 240

8.1.1 MATIERE ORGANIQUE 241

8.1.2 MATIERES EN SUSPENSION 242

8.1.3 NUTRIMENTS 242

8.1.4 MICROPOLLUANTS METALLIQUES 244

8.1.5 PESTICIDES ET HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES 246

8.2 EFFICACITE DU SYSTEME DE TRAITEMENT 248

8.2.1 MATIERES EN SUSPENSION 249

8.2.2 DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE 252

8.2.3 DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE 254

8.2.4 CARBONE ORGANIQUE DISSOUS 257

8.2.5 NUTRIMENTS 259

8.2.6 MICROPOLLUANTS METALLIQUES 264

8.2.7 HYDROCARBURES 268

8.2.8 PESTICIDES… 269

8.3 ESTIMATION DES BILANS MASSIQUES 271

8.4 LA VARIABILITE PHYSICO-CHIMIQUE INTRA-EVENEMENTIELLE 279

8.5 LE CURAGE DU RESEAU : LA REMISE EN SUSPENSION DE LA POLLUTION 295

8.6 MODELE MULTI-PARAMETRES LINEAIRE PREDICTIF 301

8 Les analyses physico-chimiques sur la phase liquide

Afin de pouvoir estimer l'efficacité épuratoire des systèmes de traitement, des préleveurs ont été installés pour collecter des échantillons liquides. Plusieurs expérimentations ont été menées, à savoir :

- ✓ Suivi des concentrations en entrée du système de traitement
- ✓ Suivi physico-chimique intra-évènementiel d'un évènement pluvieux, à la fois au cours de l'évènement pluvieux et le long du fil de l'eau dans le système de traitement
- ✓ Suivi de la qualité de l'effluent d'entrée lors d'un curage du réseau d'assainissement

Ces différents éléments permettent d'obtenir une vue globale de l'efficacité épuratoire du système de traitement, à la fois lors d'évènements pluvieux particuliers (très fortes périodes de retour), mais également lors d'évènements pluvieux plus communs (périodes de retour beaucoup plus faibles).

Au vu de l'étude bibliographique présentée dans le Chapitre 2.2, il a été possible de définir les polluants pertinents à suivre en phase liquide au vu des effluents qui nous concernent. Le détail des paramètres analysés est donné dans le Tableau 8-1.

Tableau 8-1. Paramètres analysés en phase liquide (type d'échantillon sur lequel l'analyse est réalisée)

	Paramètres analysés
Matières en suspension (brut)	MES, MVS
Matière organique (brut et dissous)	DCO totale, DCO dissoute, DBO_5, COT, COD
Nutriments (brut et dissous)	NGL, N-NH_4, N-NO_2, N-NO_3, PT, P-PO_4
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (brut)	Naphtalène, Acénaphtylène, Acénaphtène, Fluorène, Phénanthrène, Anthracène, Pyrène, Fluoranthène, Benzo(a)anthracène, Chrysène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Dibenzo(ah)anthracène, Benzo(ghi)pérylène, Indéno(1,2,3-cd)pyrène, somme des HAPs
Pesticides (brut)	Glyphosate, AMPA, Glufosinate, Diuron, Isoproturon, Chlortoluron, Linuron, Monolinuron
Métaux (brut et dissous)	Cuivre, Nickel, Cadmium, Chrome, Plomb, Zinc, Cobalt

Les incertitudes ont été déterminées à l'aide de la méthode décrite dans le Chapitre 6.1.8. Les résultats obtenus sont résumés dans le Tableau 8-2. Malheureusement, au moment de la rédaction de ce manuscrit, les résultats concernant les micropolluants métalliques n'étaient pas encore disponibles. Une incertitude analytique de 15% sera donc appliquée pour ces polluants.

Tableau 8-2. Résultats de la campagne d'estimation des incertitudes

	Erreur type de répétabilité [*AFNOR, 2003*] (%)
MES	38
DCO totale	7
NGL	30
N-NH4	26
N-NO2	11
N-NO3	16
PT	46

Les différents paramètres analysés pour les différentes campagnes sont détaillés dans le Tableau 8-3.

Tableau 8-3. Paramètres analysés pour les différentes campagnes de prélèvement

	MES, MVS	DCO	COD	DBO_5	N, P	Métaux	Hydro.	Pest.	Commentaires
26/04/2013	X	0	0	X	X	X	-	-	Problème de détermination de la matière organique dû au rinçage à l'acétone
16/05/2013	X	0	0	X	X	-	-	-	Problème de détermination de la matière organique dû au rinçage à l'acétone, dysfonctionnement du four à métaux
28/05/2013	X	0	0	X	X	-	X	X	Problème de détermination de la matière organique dû au rinçage à l'acétone, dysfonctionnement du four à métaux
13/06/2013	X	0	0	X	X	X	-	-	Problème de détermination de la matière organique dû au rinçage à l'acétone
03/07/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	/
24/07/2013	-	X	X	-	X	X	X	X	Volume disponible insuffisant pour analyser les MES, les MVS et la DBO_5
08/09/2013	X	X	X	-	X	X	-	-	Volume disponible insuffisant pour la DBO_5 (effluent suffisamment chargé pour les MES et MVS avec très peu de volume)
14/10/2013	X	X	X	0	X	X	-	-	Dysfonctionnement de la mesure de DBO_5
23/10/2013	X	X	X	X	X	X	-	-	/
19/11/2013	X	X	X	X	X	X	-	-	/

« X » : Paramètre analysé, « 0 » : paramètre non déterminé suite à un problème de protocole, « - » : paramètre non recherché

8.1 Concentrations en entrée et conditions hydrologiques

Au fil des différentes campagnes de suivi de la qualité des effluents, il a été constaté que les concentrations des différents polluants en entrée du système de traitement étaient fortement variables. Ceci a été assimilé à la nature des effluents à traiter. En effet, nous sommes en présence d'un réseau d'assainissement séparatif pluvial strict alimenté uniquement lors des périodes de temps de pluie. Ainsi, les caractéristiques de la pluie influencent les apports en effluents dans le réseau et donc les apports en polluants [*Chocat et al., 2007*]. Les paramètres permettant de décrire un évènement pluvieux et pouvant influer sur les apports en effluents sont : la durée de temps sec avant la pluie, l'intensité maximale, l'intensité moyenne, la lame d'eau cumulée et la période de retour.

Nous avons donc cherché à estimer l'influence que ces différents paramètres pouvaient avoir sur les concentrations des effluents en entrée de notre système de traitement. Pour ce faire, nous nous sommes intéressés aux caractéristiques des évènements pluvieux qui ont été analysés et nous les avons confrontées aux concentrations obtenues en entrée du système de traitement n°3.

Les données de pluie sont collectées par la Communauté Urbaine de Strasbourg à l'aide d'un pluviomètre à auget basculant (Duosens®, Précis Méca) situé à environ 750m du site expérimental. A partir de ces données, nous pouvons déterminer de façon directe les caractéristiques de l'évènement pluvieux précisées précédemment, à l'exception de la période de retour. Celle-ci est déterminée suivant la méthodologie décrite en Annexe D.

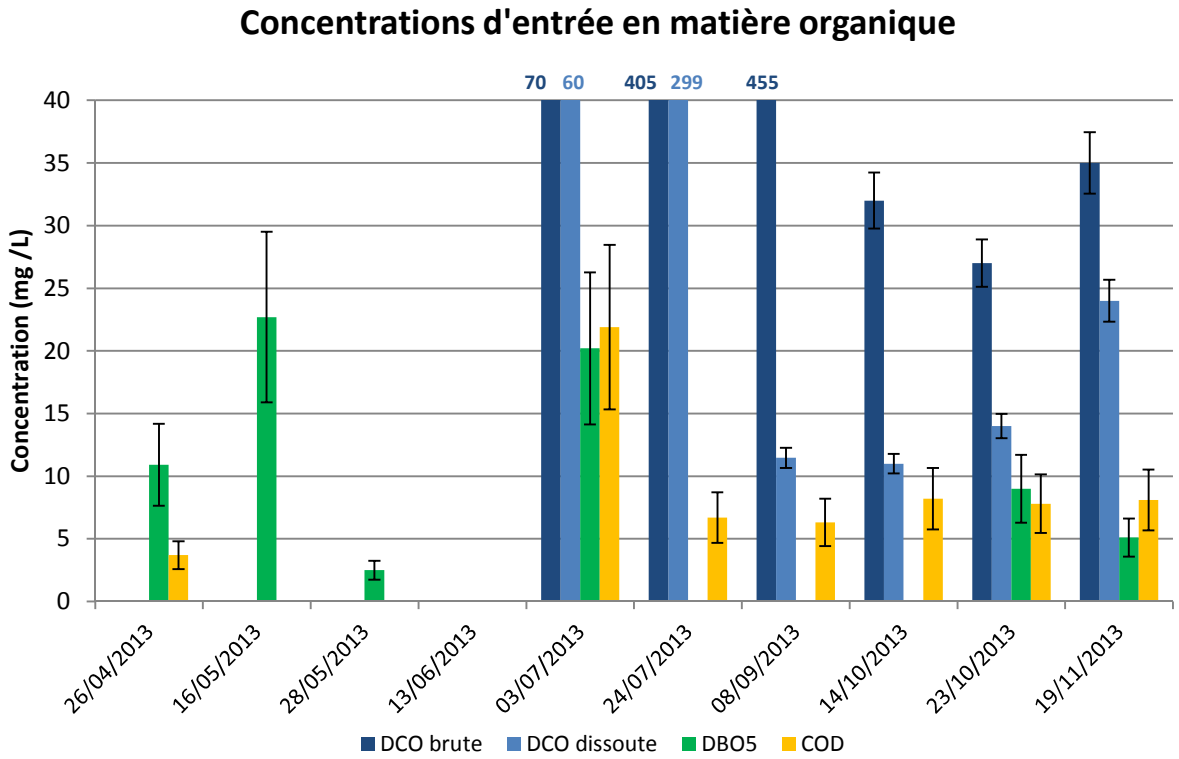
Les caractéristiques des évènements pluvieux qui ont été échantillonnés sont résumées dans le Tableau 8-4. De plus, les données relatives à l'épisode du 08 septembre 2013 ont été reconstituées à partir des résultats obtenus lors de l'étude du suivi physico-chimique intra-évènementiel (voir Chapitre 8.3).

Tableau 8-4. Caractéristiques des évènements pluvieux qui ont été échantillonnés

	Durée de l'EP (hh :mn)	Lame d'eau cumulée (mm)	Intensité moyenne ($mm.h^{-1}$)	Période de temps sec (jours)	Période de retour
26/04/2013	4:39	15,4	3,3	6,1	3 à 6 mois
16/05/2013	2:54	3,0	1,0	0,7	< 1 semaine
28/05/2013	4:07	7,2	1,8	0,1	2 semaines à 1 mois
13/06/2013	3:11	10,4	3,3	2,6	1,5 à 3 mois
03/07/2013	4:44	8,9	1,9	3,7	2 semaines à 1 mois
24/07/2013	0:19	3,7	11,7	21	1 à 1,5 mois
08/09/2013	2:30	31,8	12,7	12,7	5 à 10 ans
14/10/2013	1:29	1,6	1,1	0,8	< 1 semaine
23/10/2013	2:46	4,0	1,5	2,8	1 à 2 semaines
19/11/2013	10:41	16,4	1,5	6,3	1 à 1,5 mois

8.1.1 Matière organique

Les concentrations en matière organique à l'entrée du système pour les différents épisodes pluvieux sont données de la Figure 8-1 à la Figure 8-8.



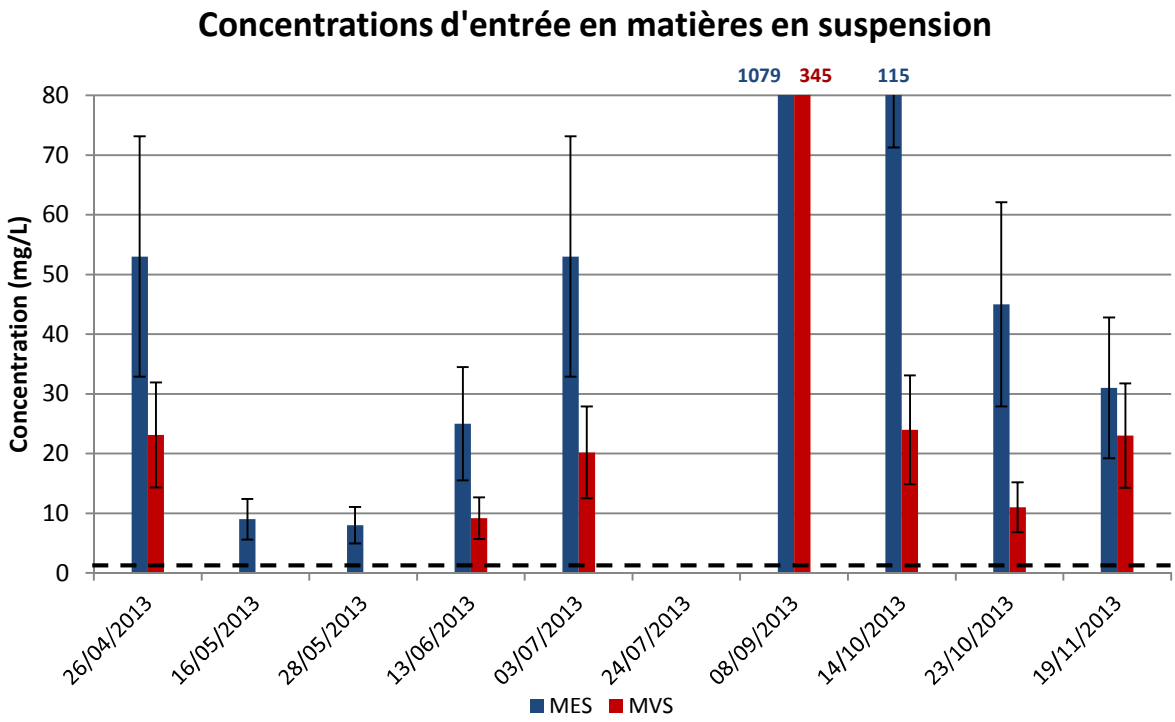
Pour mémoire : pour les évènements du 26/04, 16/05, 28/05 et 13/06, les soucis de protocoles ont empêchés d'obtenir les valeurs de DCO, COT et COD et le 24/07, trop peu d'effluent était disponible pour l'analyse de DBO_5 (Tableau 8-3) ; le 13/06 : $[DBO_5]$ = 0mg/L ; les valeurs en haut du graphique indiquent les valeurs qui ne sont pas visibles dû à l'adaptation de l'échelle pour plus de lisibilité

Figure 8-1. Concentrations d'entrée pour les différents épisodes pluvieux (matière organique)

La Figure 8-1 montre que les concentrations en matière organique sont très variables suivant les évènements pluvieux, que ce soit pour la DCO totale ou dissoute, pour la DBO_5 ou pour le COD. A part pour l'évènement pluvieux du 24 juillet 2013 et du 8 septembre 2013, les valeurs de concentrations obtenues sont cohérentes avec celles trouvées dans la littérature et résumées dans le Tableau 2-11 (moyennes comprises entre 46 et 132mg/L ; [*Carleton, 1990; Gnecco et al., 2005; Llopart-Mascaró et al., 2010; Bressy et al., 2011a*]).

8.1.2 Matières en suspension

Les concentrations en matières en suspension sont également très variables d'un évènement pluvieux à un autre. L'épisode pluvieux du 8 septembre 2013, d'une période de retour de 5 à 10 ans, présente des concentrations en matières en suspension particulièrement élevées. Les autres valeurs sont cohérentes avec celles rapportées dans la littérature et résumées dans le Tableau 2-9 (moyennes comprises entre 90 et 888mg/L ; [*Carleton, 1990; Gnecco et al., 2005; Lamprea Maldonado, 2009; Llopart-Mascaró et al., 2010; Zgheib et al., 2010; Bressy et al., 2011a*]).



Pour mémoire : le 24/07, le volume d'effluent disponible était insuffisant pour réaliser les analyses de MES et MVS (Tableau 8-3) ; le 16/05 et le 28/05 : [MVS] = 0mg/L ; les valeurs en haut du graphique indiquent les valeurs qui ne sont pas visibles dû à l'adaptation de l'échelle pour plus de lisibilité ; en pointillés, la limite de quantification

Figure 8-2. Concentrations d'entrée pour les différents évènements pluvieux (matières en suspension)

8.1.3 Nutriments

Les concentrations en azote total et en phosphore total présentées dans la Figure 8-3 et la Figure 8-4 sont cohérentes avec les résultats présentés par Llopart-Mascaró [*2010*], à l'exception des campagnes du 24 juillet 2013 et du 8 septembre 2013. Ces deux campagnes sont particulières puisqu'elles correspondent respectivement à un épisode pluvieux suite à une période de temps sec de 21 jours et à un épisode pluvieux d'une période de retour de 5 à 10 ans. Ainsi, nous pouvons supposer que de tels épisodes pluvieux contribuent à collecter une plus grande quantité d'azote et de phosphore. Il s'agira cependant de déterminer quel paramètre de la pluie influence ainsi ces concentrations (période de retour, durée de temps sec, intensité moyenne, etc…).

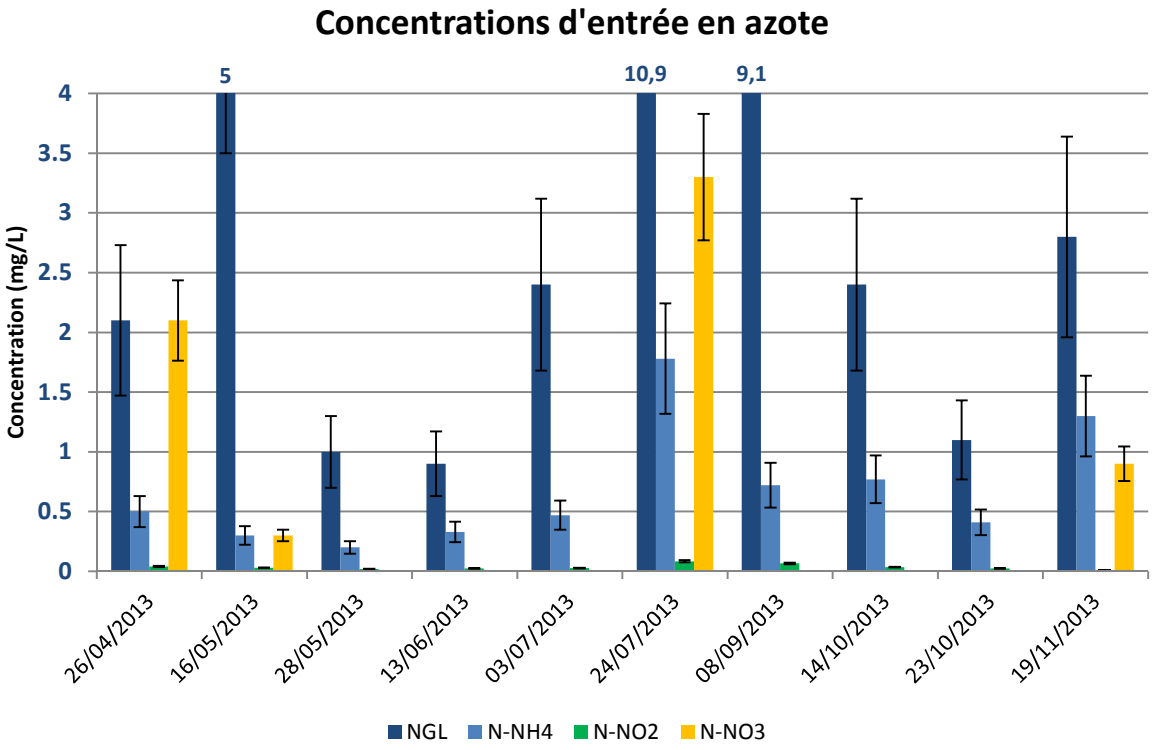


Figure 8-3. Concentrations d'entrée pour les différents épisodes pluvieux (différentes formes de l'azote)

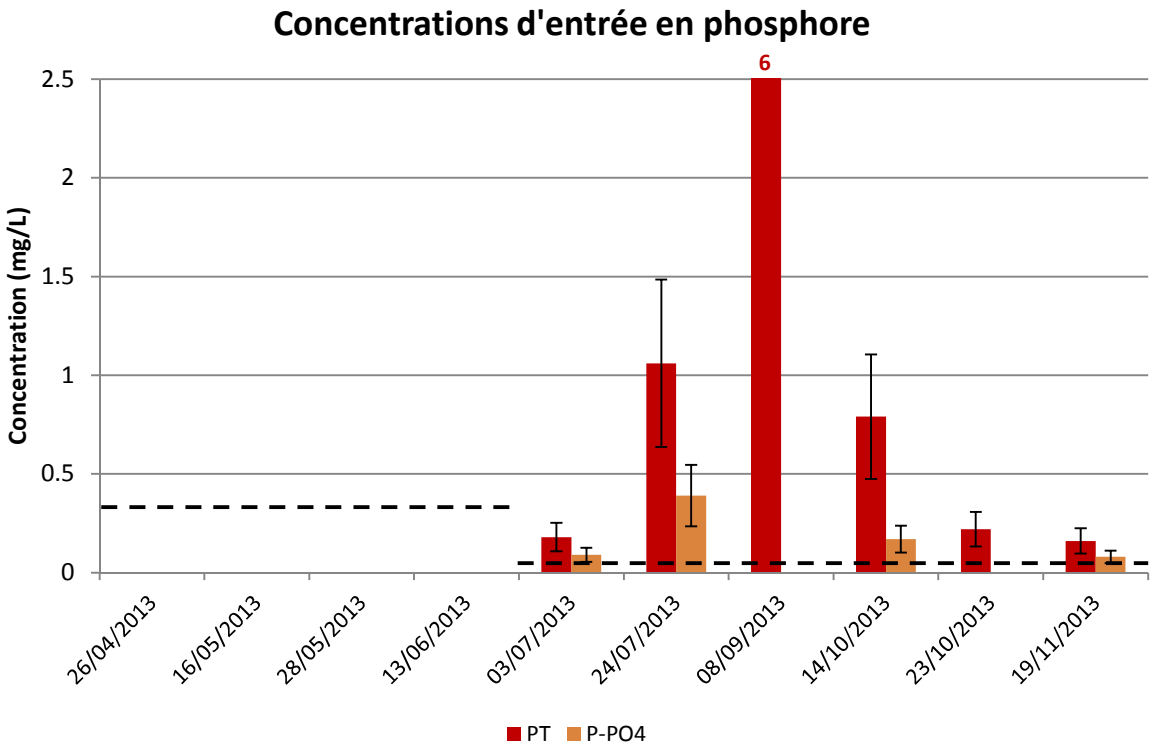
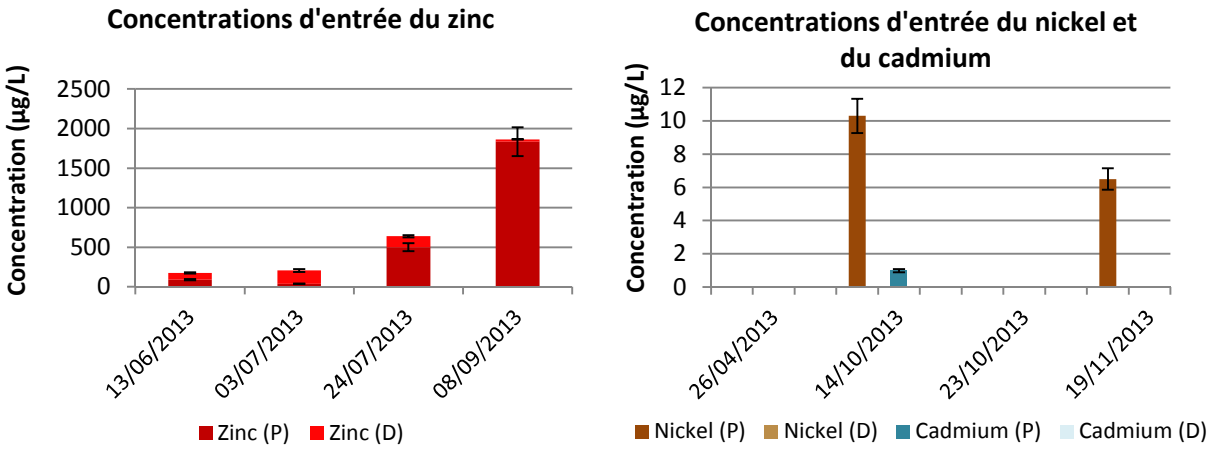


Figure 8-4. Concentrations d'entrée pour les différents épisodes pluvieux (différentes formes du phosphore)

8.1.4 Micropolluants métalliques

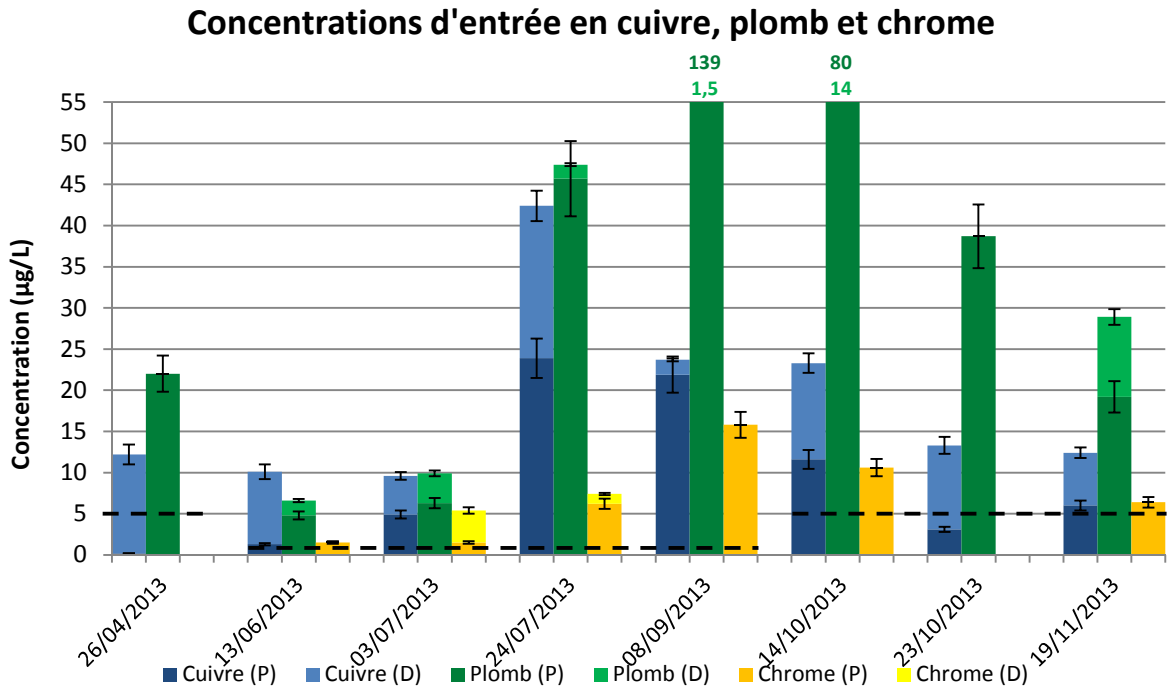
Concernant les concentrations en micropolluants métalliques (Figure 8-5 et Figure 8-6), il est possible de constater qu'elles sont très différentes selon le métal considéré. En effet, les concentrations en zinc peuvent être très élevées, avec des concentrations supérieures à 500µg/L, voire à 1700µg/L pour l'épisode pluvieux du 8 septembre 2013, alors que les concentrations en cadmium, quand il est détecté, atteignent à peine 1µg/L. Nous pouvons classer les métaux par ordre de grandeur de concentration : Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Cd. Ce constat est tout à fait cohérent avec les observations dans la littérature, tel que montré dans le Chapitre 2.2.2.1.

Cependant, à part pour les études d'Aaderlink *et al.* [*1990*] et de Lamprea Maldonado [*2009*], les valeurs obtenues pour notre étude semblent supérieures à celles obtenues dans la littérature pour des petits bassins versants urbains à faible trafic (moyennes comprises entre 2 et 16µg/L pour le Plomb, entre 11,7 et 70µg/L pour le Zinc et entre 10 et 40µg/L pour le Cuivre ; [*Gnecco et al., 2005; Rule et al., 2006b; Llopart-Mascaró et al., 2010*]) et ceci malgré le fait que la surface active de notre bassin versant d'étude soit inférieure à celles des bassins versants de ces trois études. Notre hypothèse concernant ces différences avec la bibliographie se porte sur la localisation du site expérimental. En effet, bien qu'étant en zone urbaine résidentielle, il est placé à proximité à la fois d'une voie ferrée et d'une autoroute, tel que montré sur la Figure 8-7.



Limites de quantification : zinc = 2,0µg/L, Nickel = 5µg/L, Cadmium = 0,5µg/L

Figure 8-5. Concentrations d'entrée pour les différents épisodes pluvieux (zinc, nickel et cadmium)



P : particulaire, D : dissous ; les valeurs en haut du graphique indiquent les valeurs qui ne sont pas visibles dû à l'adaptation de l'échelle pour plus de lisibilité ; en pointillés, les limites de quantification, différentes suivant si elles ont été sous-traitées ou non suite au dysfonctionnement du spectromètre à atomisation électrothermique à notre disposition

Figure 8-6. Concentrations d'entrée pour les différents épisodes pluvieux (cuivre, plomb et chrome)

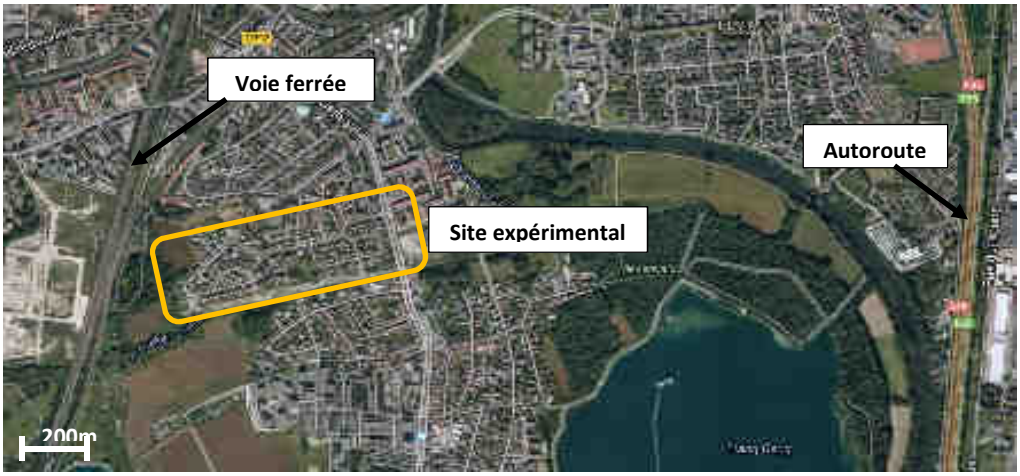


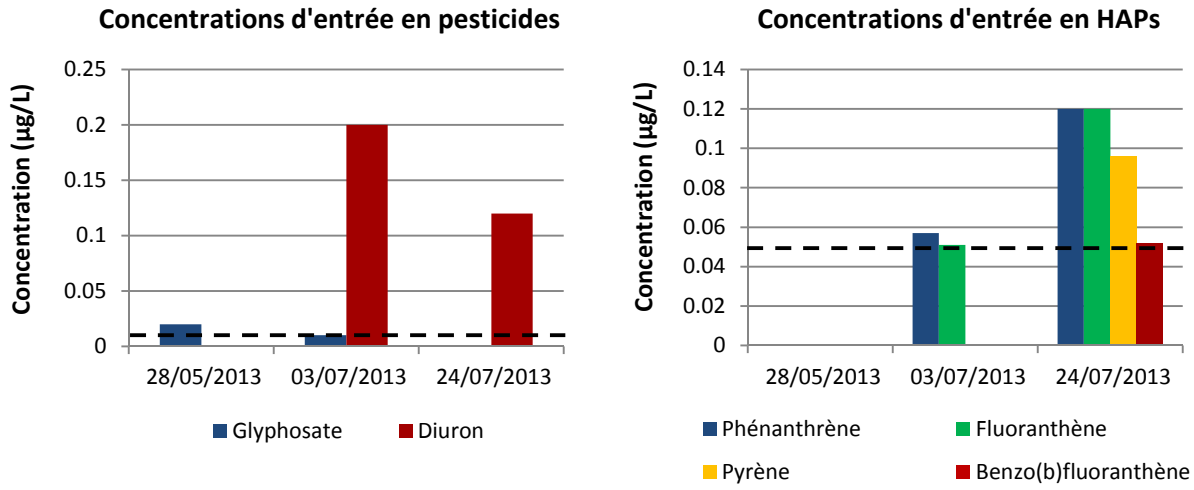
Figure 8-7. Localisation du site expérimental entre la voie ferrée et l'autoroute

La voie ferrée est située à environ 200m à l'ouest du site expérimental et l'autoroute à environ 1,2km à l'est. Or, plusieurs études ont montré que les micropolluants métalliques peuvent être transportés dans les aérosols et ensuite se déposer sous forme de retombées atmosphériques sèches ou humides plus loin [*Sörme&Lagerkvist, 2002; Moaref et al., 2014*]. Cependant, il est difficile de prévoir dans quelle mesure ces apports vont se répartir sur le bassin versant étudié, puisque les conditions météorologiques (vent, précipitations, etc…) ont une grande influence sur ces dépôts atmosphériques [*Lu et al., 2003*].

8.1.5 Pesticides et hydrocarbures aromatiques polycycliques

Concernant les concentrations en pesticides (Figure 8-8), seuls le glyphosate et le diuron ont été détectés en entrée du système de traitement, contrairement aux études répertoriées dans la littérature (Tableau 2-20). De plus, en comparaison des travaux de Lamprea Maldonado [*2009*] et de Zgheib [*2009*], les concentrations obtenues sur nos bassins versants semblent globalement plus faibles. Ceci peut être dû à plusieurs éléments. Premièrement, la Communauté Urbaine de Strasbourg a fait le choix, depuis plusieurs années, de ne plus utiliser de pesticides sur son territoire, afin de réduire les rejets de ces molécules dans l'environnement. Cependant, nous supposons que les particuliers n'ont pas pour autant cessé d'utiliser ces produits. Ainsi, les rejets en pesticides sont certainement moindres que dans d'autres collectivités qui n'ont pas fait ce choix. De plus, les trois campagnes ont été réalisées en fin de printemps et courant de l'été. Ces périodes ne correspondent pas au pic d'utilisation des pesticides, d'où la faible diversité et les faibles concentrations retrouvées.

Concernant les hydrocarbures aromatiques polycycliques (Figure 8-8), seuls le phénanthrène, le fluoranthène, le pyrène et le benzo(b)fluoranthène ont été détectés lors des différentes campagnes réalisées. Si on s'intéresse à la somme des HAPs, le 3 juillet 2013, nous obtenons une valeur de 108ng/L et une valeur de 388ng/L pour le 24 juillet 2013. Ces valeurs sont plus faibles que celles retrouvées dans la littérature (Tableau 2-18, [*Menzie et al., 2002; Lamprea Maldonado, 2009; Zgheib, 2009; Bressy et al., 2011a*]). Ces constatations peuvent s'expliquer par le fait que les bassins versants étudiés sont de très petits bassins versants. De plus, leur localisation implique que seuls les riverains y circulent, ce qui engendre un trafic peu intense.



En pointillés, les limites de quantification

Figure 8-8. Concentrations d'entrée pour les différents épisodes pluvieux (pesticides et hydrocarbures)

SYNTHESE – CONCENTRATIONS A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT

Un suivi de la qualité des effluents du bassin versant n°3 a été effectué entre le 26 avril 2013 et le 19 novembre 2013. Dix campagnes ont été menées et ont permis de collecter des effluents en entrée du système de traitement.

Les résultats obtenus montrent que les concentrations en matières en suspension, en matière organique et en nutriments sont globalement cohérentes avec celles de la littérature. Cependant, ce n'est pas le cas pour les micropolluants métalliques, qui présentent des concentrations plus élevées que dans la littérature, ni pour les pesticides et les hydrocarbures aromatiques polycycliques qui présentent eux des concentrations plus faibles que dans les études recensées. Nous supposons que cela est dû à la localisation du site expérimental (entre une voie ferrée et une autoroute) pour les micropolluants métalliques, au faible trafic local sur les bassins versants concernés pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques et à la période de prélèvement pour les pesticides.

8.2 Efficacité du système de traitement

Cette partie vise maintenant à présenter les résultats d'efficacité du système de traitement pour les différents polluants recherchés. Les résultats seront présentés tout d'abord par les concentrations aux différents points de prélèvement puis par les rendements, suivant les préconisations faites par le projet ARMISTIQ [*Choubert et al., 2014*] (voir Annexe E).

L'ensemble des évènements pluvieux échantillonnés a été décrit dans le Tableau 8-4. A l'exception de l'évènement du 8 septembre 2013, tous les prélèvements ont été traités de manière identique, à savoir la création d'un échantillon moyen évènementiel représentatif de l'ensemble de l'évènement pluvieux. Le prélèvement du 8 septembre 2013 a quant à lui été traité en « bouteille par bouteille », ce qui signifie que la concentration de polluants a été déterminée de façon individuelle pour chaque flacon collecté, de manière à connaître la dynamique en ce qui concerne les polluants au cours d'un évènement pluvieux particulier.

Les paramètres analysés pour les différentes campagnes sont résumés dans le Tableau 8-3. Différents dysfonctionnements sont reportés dans ce tableau, notamment dus à l'utilisation d'acétone pour le rinçage de la verrerie, tel que préconisé par le projet AMPERES [*Choubert et al., 2009*]. En effet, de même que constaté dans cette étude, si le rinçage à l'acétone et l'évaporation de celui-ci avant protection des flacons par un papier d'aluminium est adapté à l'échantillonnage et l'analyse d'éléments traces, la recherche conjointe de matière organique, notamment sous la forme de DCO et COD, est altérée par ce protocole. C'est pourquoi il a été décidé d'adapter légèrement le protocole :

- ✓ Pas de rinçage à l'acétone des flacons de prélèvement pour éviter toute contamination : suite au passage en machine à laver, vissage du bouchon pour prévenir toute contamination extérieure avant installation dans le préleveur automatique
- ✓ Rinçage de la verrerie en contact avec l'échantillon lors de l'analyse : suite au rinçage et séchage de l'acétone, une protection avec du parafilm est mise en place puis préalablement à tout contact entre l'effluent à analyser et la verrerie, un rinçage avec une partie de l'échantillon est réalisé pour éliminer tout résidu potentiel d'acétone.

Ces adaptations ont permis de s'affranchir de l'impact négatif de la présence d'acétone sur les analyses de DCO et de COD.

Les différents polluants ont été recherchés aux trois points de prélèvement décrits dans la Figure 5-1 suite à la création d'un échantillon évènementiel moyen tel que précisé dans la Figure 5-18.

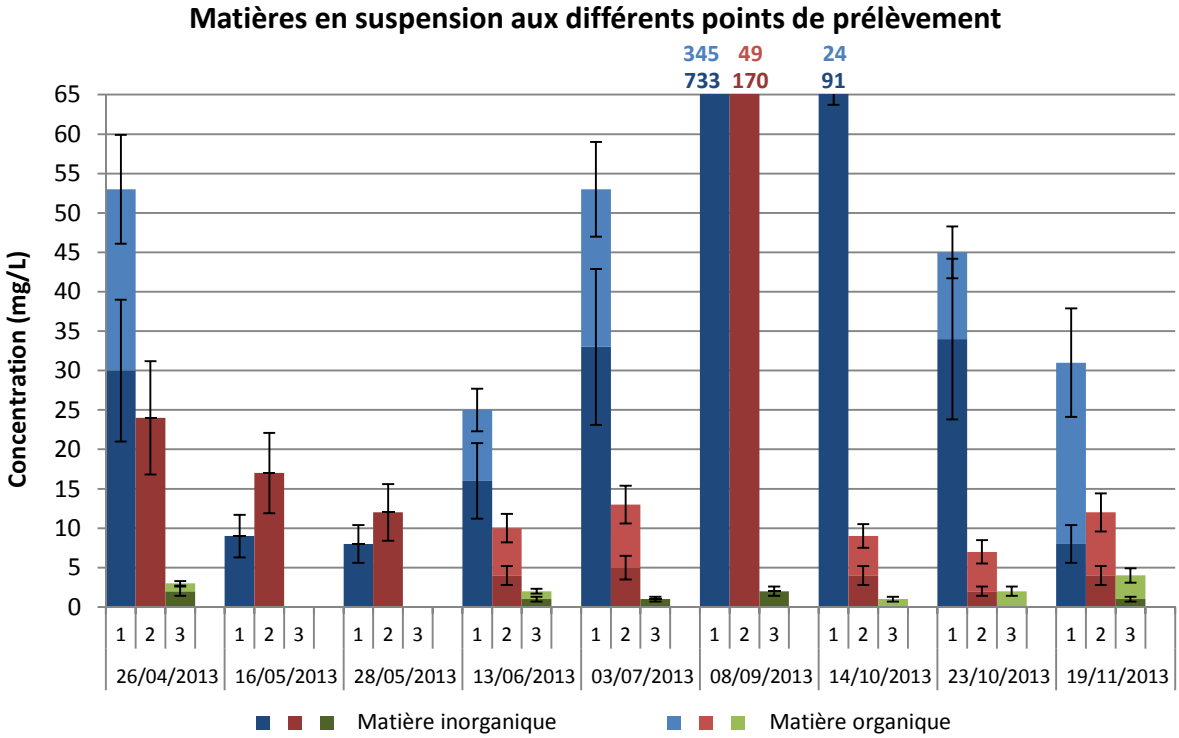
8.2.1 Matières en suspension

Les matières en suspension et les matières volatiles en suspension sont analysées suivant le protocole décrit au Chapitre 6.1.1. Les résultats détaillés dans la Figure 8-9 montrent les matières inorganiques et les matières organiques, dont la somme correspond aux matières en suspension, tel que précisé dans l'Équation 7. Les matières inorganiques proviennent des sables et des particules résultant de l'érosion. Ce sont en général des particules facilement décantables.

$$Matières\ en\ suspension = matières\ inorganiques + matières\ organiques \qquad \textbf{Équation 7}$$

avec matières organiques = matières volatiles en suspension

Les résultats présentés dans la Figure 8-9 mettent en évidence une diminution globale de la concentration en matières en suspension le long du fil de l'eau, à l'exception des évènements pluvieux du 16 et du 28 mai 2013. En effet, lors de ces deux épisodes pluvieux, un développement de macro-invertébrés dans le déversoir flottant est apparu. Lors de la filtration à 1,2µm pour la détermination de la concentration en matières en suspension, ces macro-invertébrés ont été retenus sur le filtre et ont donc augmenté artificiellement la masse de matières en suspension. Hormis ces deux évènements particuliers, la concentration en matières en suspension diminue au fil des étapes de traitement : la mare de sédimentation joue parfaitement son rôle en retenant une quantité importante de matières en suspension et le filtre contribue à filtrer les particules restantes. Les contributions respectives des deux éléments de traitement seront détaillées par la suite.

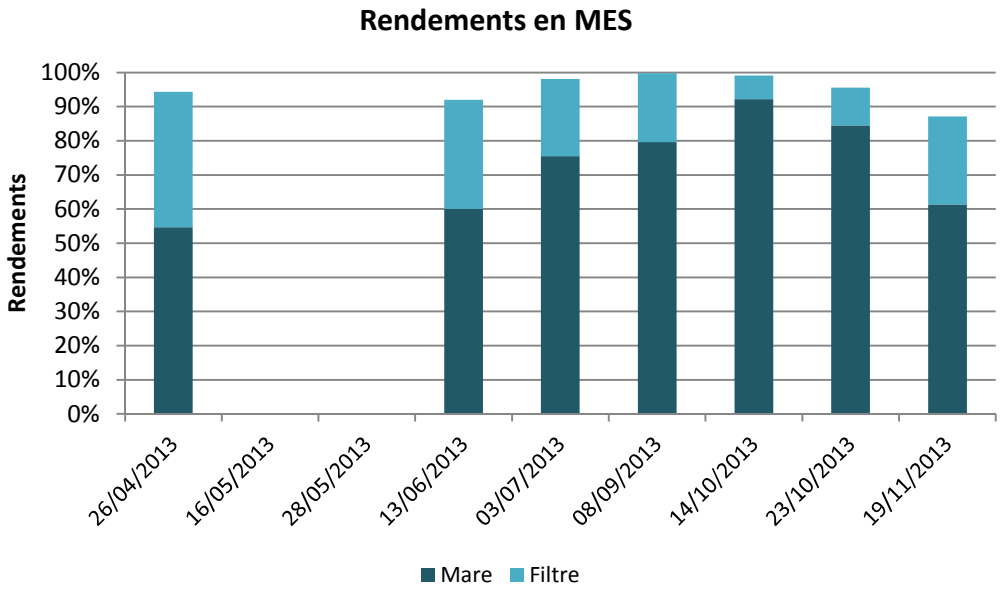


Pour mémoire : le 24/07, volume insuffisant pour analyser les MES et les MVS (Tableau 8-3) ; le 16/05 et le 28/05, des macro-invertébrés se sont développés dans le déversoir flottant et ont augmenté artificiellement la concentration en MES; les valeurs en haut du graphe indiquent les valeurs non visibles dû à l'adaptation de l'échelle pour plus de lisibilité ; LQ = 1mg/L

Figure 8-9. Concentrations en MES aux différents points de prélèvement (1: entrée, 2: intermédiaire, 3: sortie)

Les résultats montrent également que les matières en suspension en entrée du système de traitement sont principalement sous forme de matières inorganiques pour tous les évènements pluvieux. Cette tendance s'inverse pour un certain nombre d'épisodes pluvieux au niveau du point de prélèvement intermédiaire. On peut supposer que la matière inorganique, facilement décantable, est alors retenue par sédimentation dans la mare. La matière organique en suspension est alors quant à elle transportée vers le filtre via le déversoir flottant. En ce qui concerne la qualité de rejet d'un système de traitement des eaux usées vers le milieu naturel, le texte de référence est l'arrêté du 22 juin 2007 [*RF, 2007*], qui précise que les stations de traitement des eaux usées acceptant des charges inférieures ou égales à 120kg/jour de DBO_5 doivent rejeter des effluents de concentration inférieure à 35mg/L. Il n'existe pas de réglementation spécifique concernant les rejets qui nous concernent, c'est pourquoi nous utilisons cet arrêté comme référence. Les résultats obtenus pour notre système de traitement des rejets urbains de temps de pluie atteignent largement les objectifs de cet arrêté, avec une concentration maximale de rejet de 4mg/L en date du 19 novembre 2013.

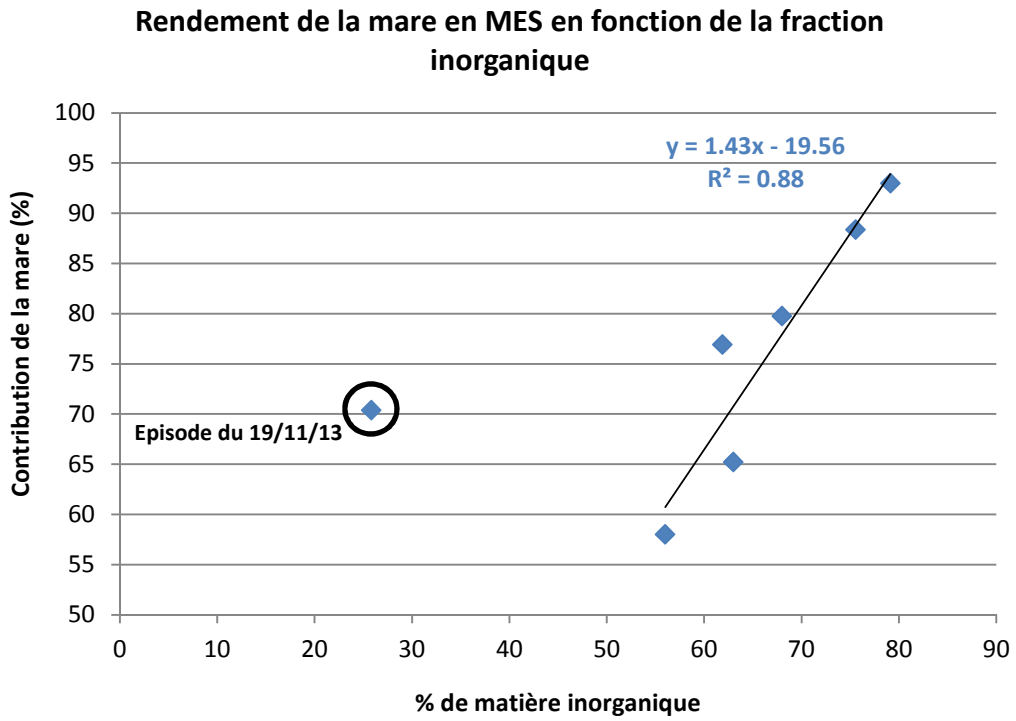
En matière de rendements (cf. Annexe E), la limite de quantification pour les matières en suspension et les matières volatiles en suspension étant faible par rapport aux concentrations trouvées (1mg/L, Chapitre 6.1.1), tous les rendements sont calculables. Ceux-ci sont présentés dans la Figure 8-10. Les rendements des campagnes du 16 et du 28 mai 2013 ne sont pas présentés, au vu des concentrations biaisées par la présence de macro-invertébrés en grande quantité dans les échantillons, tel que précisé précédemment. La Figure 8-10 montre que la contribution de la mare de sédimentation à la rétention des matières en suspension est systématiquement supérieure à 50% : c'est la mare de sédimentation qui retient la majorité des particules de l'effluent à traiter. Au minimum, pour l'évènement du 26 avril 2013, la mare de sédimentation contribue à la rétention de 55% des particules globalement retenues par le système de traitement, alors qu'elle atteint 92% pour l'épisode du 14 octobre 2013. Ainsi, on peut dire qu'il y a un effet positif de la mare de sédimentation, même si celui-ci peut être très variable suivant les évènements pluvieux.



Pour mémoire : le 16/05 et le 28/05, aucun rendement n'est affiché: les macro-invertébrés ont artificiellement augmenté la concentration en MES et engendré un rendement négatif non réaliste

Figure 8-10. Rendements en MES : contributions de la mare de sédimentation et du filtre au rendement total

La Figure 8-11 montre quant à elle la contribution de la mare au rendement global en fonction de la fraction inorganique des matières en suspension contenues dans l'effluent. A l'exception de l'épisode du 19 novembre 2013, il est possible de constater que plus la fraction inorganique est importante, plus la mare de sédimentation contribue au traitement de l'effluent : plus la fraction inorganique est importante, plus la part de MES facilement décantable augmente, plus la part de la sédimentation dans la rétention des MES au sein de la mare devient importante.



Remarque : L'épisode du 19/11/2013 n'a pas été pris en compte pour la régression linéaire

Figure 8-11. Pourcentage de contribution de la mare de sédimentation au rendement global en fonction de la fraction inorganique des matières en suspension

En matière de rendement global sur l'installation de traitement, il est possible de constater que le rendement le plus faible est atteint pour l'épisode du 19 novembre 2013, avec une valeur de 87%. Pour l'épisode particulier du 8 septembre 2013 (période de retour de 5 à 10 ans), le rendement atteint 99,8%. Cet excellent abattement prouve ainsi que lors d'évènements pluvieux exceptionnels, le système est capable de protéger le milieu récepteur pour des concentrations très importantes en MES à l'exutoire du bassin versant (1079mg/L).

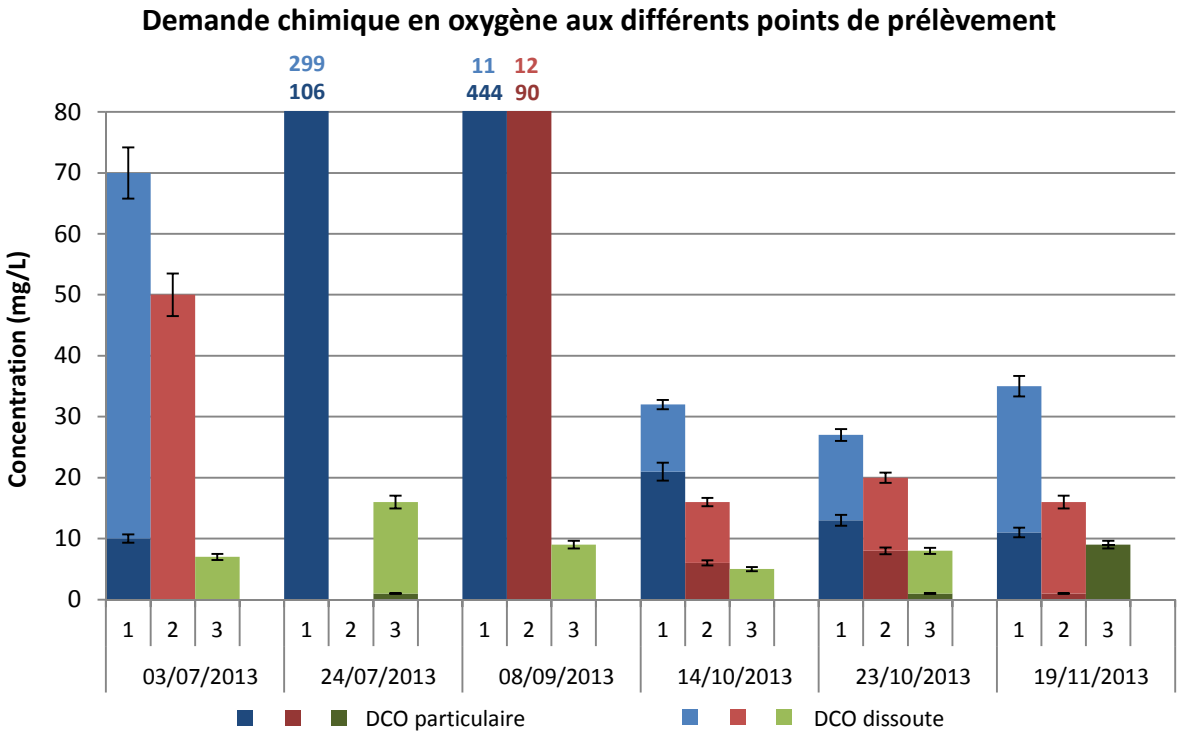
De plus, les rendements obtenus sont du même ordre de grandeur que ceux d'une étude équivalente réalisée à Neydens [*Giroud et al., 2007*].

8.2.2 Demande Chimique en Oxygène

Les différentes formes de la matière organique sont analysées suivant les protocoles décrits au Chapitre 6.1.3. Pour la Demande Chimique en Oxygène, les analyses ont été effectuées à la fois sur l'échantillon brut et sur la phase dissoute (après filtration à 0,45µm). Par différence, cela a permis d'obtenir la concentration en DCO particulaire suivant l'Équation 8 :

$$DCO_{particulaire} = DCO_{brut} - DCO_{dissoute} \qquad \textbf{Équation 8}$$

Les résultats présentés dans la Figure 8-12 font apparaître les concentrations en DCO particulaire et en DCO dissoute.



Pour mémoire : pour les campagnes du 26/04, 16/05, 28/05 et 13/06, un problème de protocole dû au rinçage à l'acétone nous a empêché d'avoir des résultats pour la matière organique ; le 24/07, le préleveur du point 2 a dysfonctionné ; les valeurs en haut du graphe indiquent les valeurs non visibles dû à l'adaptation de l'échelle pour plus de lisibilité ; LQ = 2mg/L

Figure 8-12. Concentrations en Demande Chimique en Oxygène aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)

Cette figure montre que les évènements du 24 juillet 2013 et du 8 septembre 2013 ont conduit à la présence de très fortes concentrations en DCO. Cependant, le ratio « DCO particulaire / DCO brute » est très différent pour ces deux évènements pluvieux : l'épisode du 24 juillet 2013 présente un ratio « DCO particulaire / DCO brute » égal à 26%, contre 97% pour le 8 septembre 2013 tel que précisé dans le Tableau 8-5.

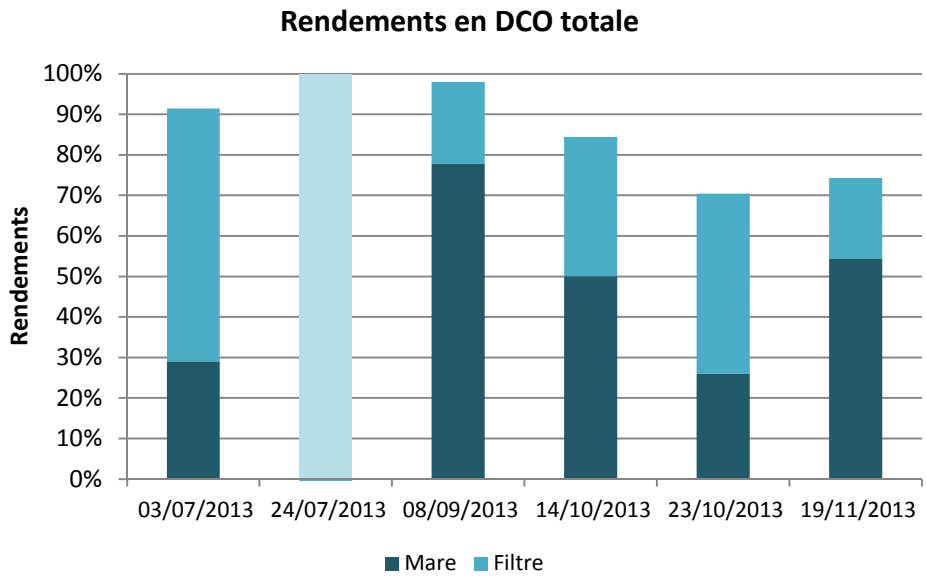
Tableau 8-5. Proportion de DCO dissoute et de DCO particulaire exprimée en % pour les différents points de prélèvement

	Entrée		Intermédiaire		Sortie	
	Dissous	**Particulaire**	**Dissous**	**Particulaire**	**Dissous**	**Particulaire**
03/07/2013	86	14	100	0	100	0
24/07/2013	74	26	-	-	94	6
08/09/2013	3	97	11	89	100	0
14/10/2013	34	66	63	38	100	0
23/10/2013	52	48	60	40	88	13
19/11/2013	69	31	94	6	0	100

Pour mémoire : le 24/07, un dysfonctionnement du préleveur n°2 a empêché d'obtenir des résultats pour le point intermédiaire

On constate également que la répartition « DCO particulaire / DCO dissoute » varie le long du système. En effet, en entrée du système de traitement, la répartition « DCO particulaire / DCO dissoute » est très variable suivant l'évènement pluvieux (entre 14 et 97% de DCO particulaire) alors qu'en sortie du système de traitement, la DCO est très majoritairement sous forme dissoute, à l'exception de l'épisode du 19 novembre 2013. La proportion de DCO particulaire au point intermédiaire semble dépendante du taux de DCO particulaire en entrée du système de traitement. Une hypothèse peut être avancée pour expliquer cette observation : le temps de séjour au niveau de la mare de sédimentation est relativement faible et ne permet pas de décanter toute la fraction particulaire de la DCO. De plus, en ce qui concerne la conformité avec l'arrêté du 22 juin 2007, les concentrations d'entrée sont pour la plupart inférieures à la limite de 125mg/L. Pour les deux campagnes pour lesquelles la concentration d'entrée est supérieure à 125mg/L (le 24 juillet et le 8 septembre 2013), dès le passage au niveau du déversoir flottant, la concentration passe sous la limite réglementaire.

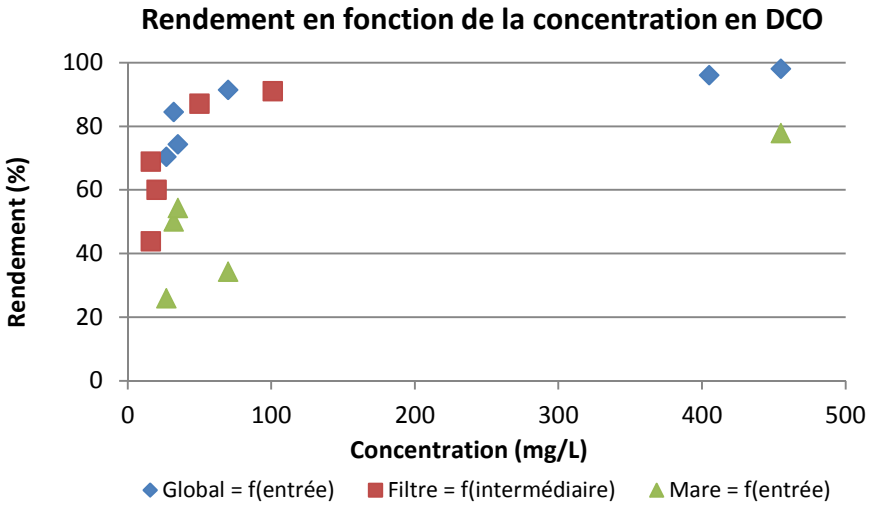
En matière de rendements, ceux-ci ont été calculés en suivant la méthode proposée par le projet ARMISTIQ (Annexe E). Ils sont présentés dans la Figure 8-13.



Pour mémoire : le 24/07, un dysfonctionnement du préleveur n°2 a empêché d'avoir des valeurs au point intermédiaire, il n'est donc pas possible de connaître la contribution individuelle de la mare de sédimentation et du filtre au rendement total

Figure 8-13. Rendements en DCO totale : contributions de la mare de sédimentation et du filtre au rendement total

La figure montre que les rendements totaux varient de 70 à 98%, avec une efficacité légèrement plus faible pour les trois derniers évènements pluvieux (70 à 84%). La contribution relative de la mare et du filtre au rendement global est très variable suivant les évènements pluvieux. Contrairement aux matières en suspension, aucune corrélation avec la fraction en matière inorganique n'a pu être mise en évidence. Cependant, la Figure 8-14 montre que plus la concentration en DCO en entrée du filtre est importante (point de prélèvement n°2), plus l'efficacité épuratoire du filtre est grande. Il en est de même pour le système dans sa globalité par rapport à la concentration en DCO en entrée du système.



Nomenclature : « Rendement = f(concentration au point de prélèvement) »

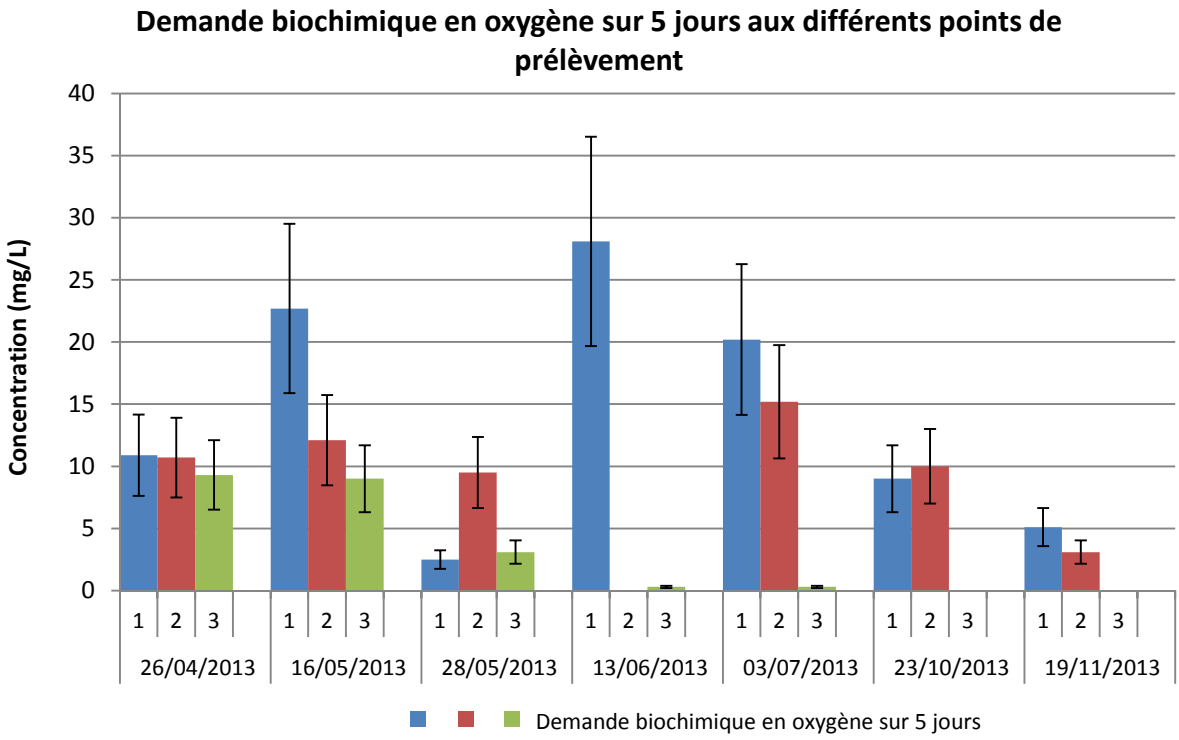
Figure 8-14. Efficacité épuratoire du système de traitement en fonction de la concentration en DCO

Concernant le rendement global pour des évènements pluvieux particuliers tels les évènements du 24 juillet 2013 (21 jours de temps sec) ou du 8 septembre 2013 (période de retour de 5 à 10 ans), le système atteint des rendements particulièrement élevés et rejette des concentrations faibles en DCO (16mg/L et 9mg/L respectivement). Ainsi, le système est capable de protéger le milieu récepteur pour des épisodes pluvieux amenant de fortes concentrations en DCO.

De plus, les résultats obtenus en matière de DCO sont supérieurs à ceux obtenus dans l'étude de Giroud et al. [*2007*].

8.2.3 Demande biochimique en oxygène

En ce qui concerne la DBO_5, la Figure 8-15 montre que globalement, la concentration diminue le long du fil de l'eau, sauf pour les évènements pluvieux du 28 mai 2013 et du 23 octobre 2013, pour lesquels la concentration au point intermédiaire est plus élevée qu'au point d'entrée du système de traitement. De plus, si l'abattement semble limité pour les évènements pluvieux du 26 avril 2013 et du 16 mai 2013 (la concentration en sortie reste proche de 10mg/L pour des concentrations d'entrée à peine plus élevées), il apparaît comme étant meilleur au fil du temps. En effet, les concentrations en DBO_5 en sortie du système de traitement diminuent au fil du temps pour atteindre des concentrations nulles pour les épisodes du 23 octobre 2013 et du 19 novembre 2013.

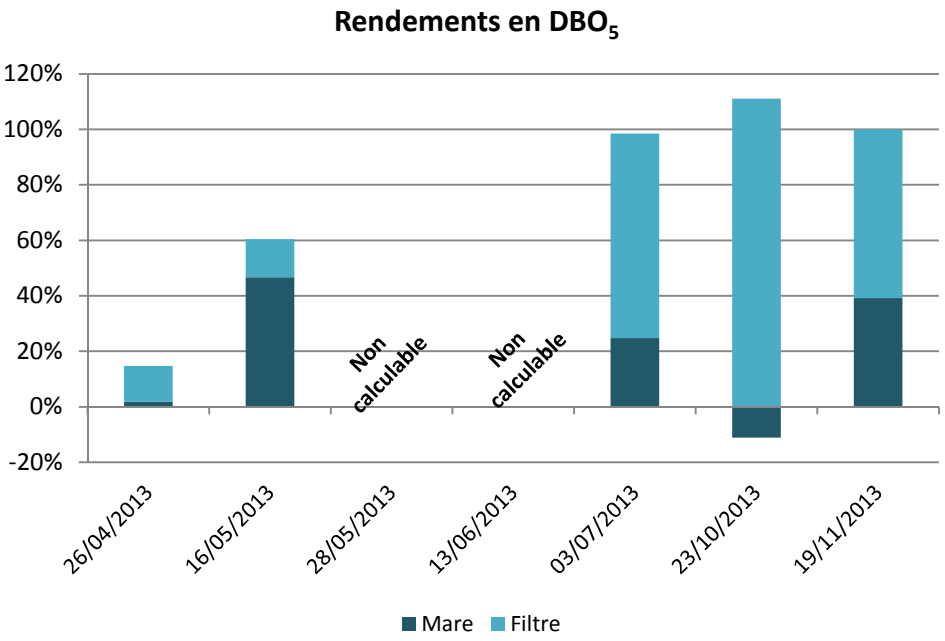


Pour mémoire : le 24/07 et le 08/09, trop peu de volume d'échantillon était disponible pour pouvoir analyser la DBO_5 ; le 14/10, un dysfonctionnement du dispositif d'analyse a empêché l'obtention de résultats ; LQ = 1mg/L

Figure 8-15. DBO_5 aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)

Les rendements sont quant à eux présentés dans la Figure 8-16. Les rendements globaux augmentent constamment au fil du temps, traduisant une capacité du système de plus en plus importante à traiter la DBO_5 au fil de son vieillissement.

Sur la Figure 8-16, on remarque que pour l'épisode pluvieux du 23 octobre 2013, la mare apporte une contribution négative : la concentration au point intermédiaire est supérieure à celle d'entrée, engendrant donc un rendement négatif de la mare de sédimentation, compensé par le filtre planté de roseaux pour atteindre un rendement global de 100%.



Remarque : les rendements globaux du 28/05 et du 13/06 sont non calculables selon la méthode proposée par ARMISTIQ du fait des concentrations d'entrée et de sortie toutes deux inférieures à 5mg/L (Annexe E)

Figure 8-16. Rendements en DBO_5 : contributions de la mare de sédimentation et du filtre au rendement total

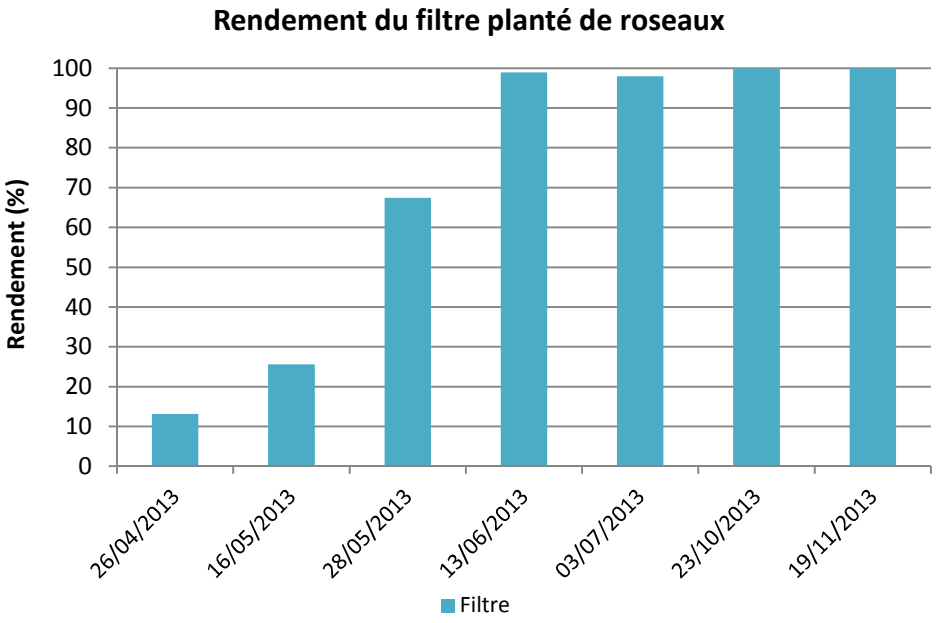
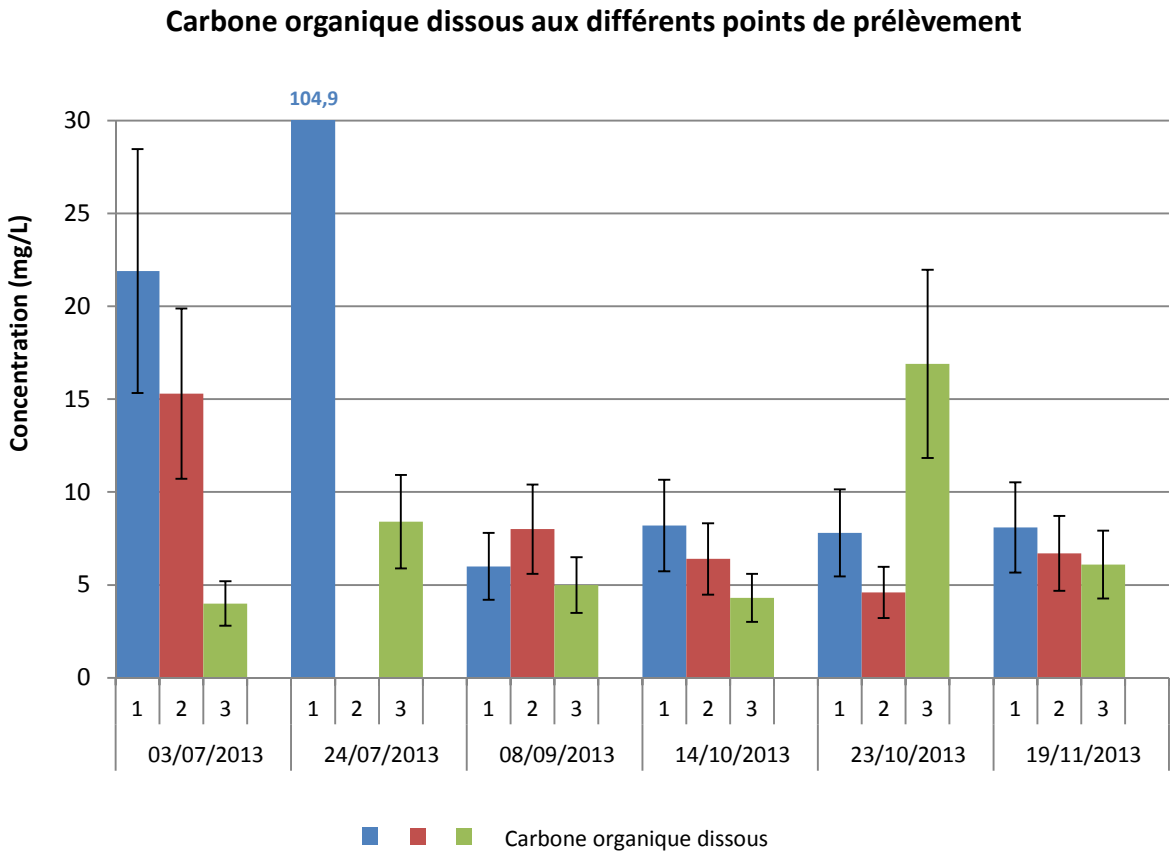


Figure 8-17. Rendements en DBO_5 du filtre planté de roseaux

Si on considère seulement les rendements du filtre planté de roseaux, il est possible de constater que son efficacité s'accroît avec le temps (63 évènements pluvieux entre le 26 avril et le 13 juin 2013). Cela explique pourquoi l'efficacité globale augmente : le filtre gagne en maturité et accroît sa capacité à retenir la DBO_5. Il serait cependant intéressant de vérifier si cela est dû à un cycle saisonnier du filtre ou si cela n'est dû qu'à la phase de démarrage suite à la construction de l'installation.

8.2.4 Carbone organique dissous

Concernant le COD, la Figure 8-18 montre des résultats cohérents avec ceux obtenus pour la DCO, à l'exception de la campagne du 8 septembre 2013, qui présente des concentrations très faibles en COD par comparaison aux valeurs obtenues pour la DCO, et de la concentration au point de sortie pour l'épisode pluvieux du 23 octobre 2013. En dehors de cela, les tendances observées pour le COD sont similaires à celles observées pour la DCO. Nous supposons que la mesure de COD en date du 23 octobre 2013 est donc fortement entachée d'erreur.

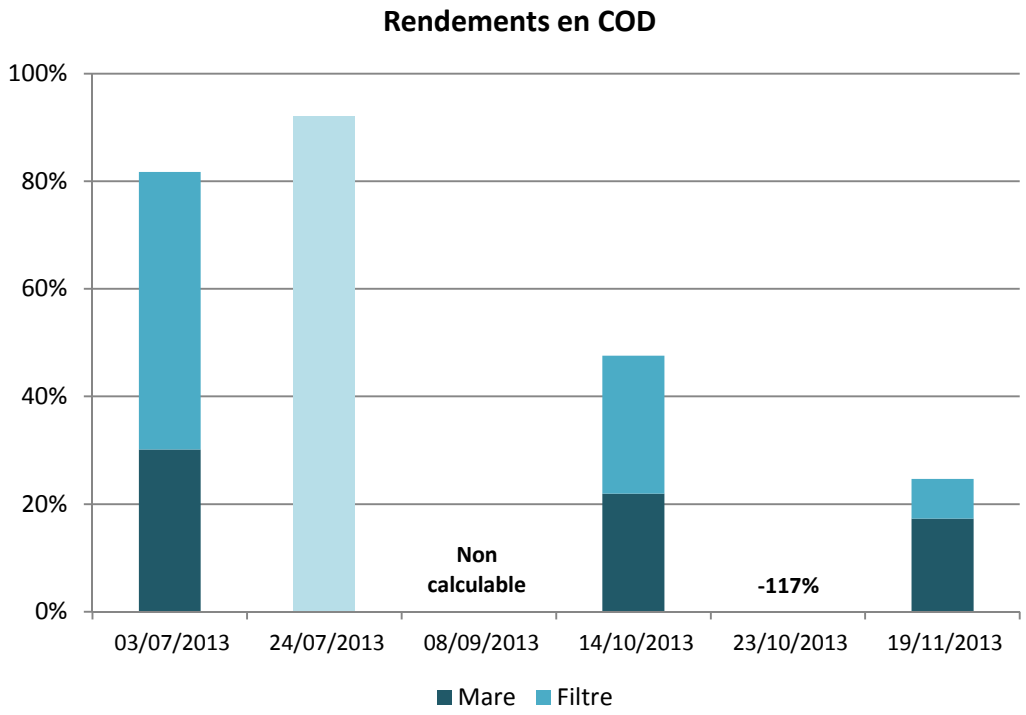


Pour mémoire : pour les campagnes du 26/04, 16/05, 28/05 et 13/06, un problème de protocole dû au rinçage à l'acétone nous a empêché d'avoir des résultats pour la matière organique ; le 24/07, le préleveur du point 2 a dysfonctionné ; les valeurs en haut du graphe indiquent les valeurs non visibles dû à l'adaptation de l'échelle pour plus de lisibilité ; LQ = 1,3mg/L

Figure 8-18. Concentrations en Carbone Organique Dissous aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)

La Figure 8-19 présente les rendements globaux et la contribution de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux. De même que pour la DCO, le dysfonctionnement du préleveur n°2 pour l'épisode du 24 juillet 2013 ne permet pas de connaître la contribution respective de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux. De plus, pour la campagne du 23 octobre 2013, un rendement global négatif est observé : -117%. Les résultats pour cette campagne n'étant pas cohérents avec ceux de la DCO, nous supposons que la concentration en COD obtenue au point de sortie est fortement entachée d'erreur.

Si la contribution du filtre planté de roseaux au rendement total semble très variable d'après nos données, ce n'est pas le cas de la contribution de la mare de sédimentation, dont la contribution varie entre 18 et 30%. Il semblerait donc que les variations de rendement global sont dues aux variations de concentrations d'entrée.



Remarque : Pour plus de lisibilité, le rendement global négatif du 23/10 n'apparaît pas sous forme de colonne dans le graphe ; le 08/09, les rendements ne sont pas calculables

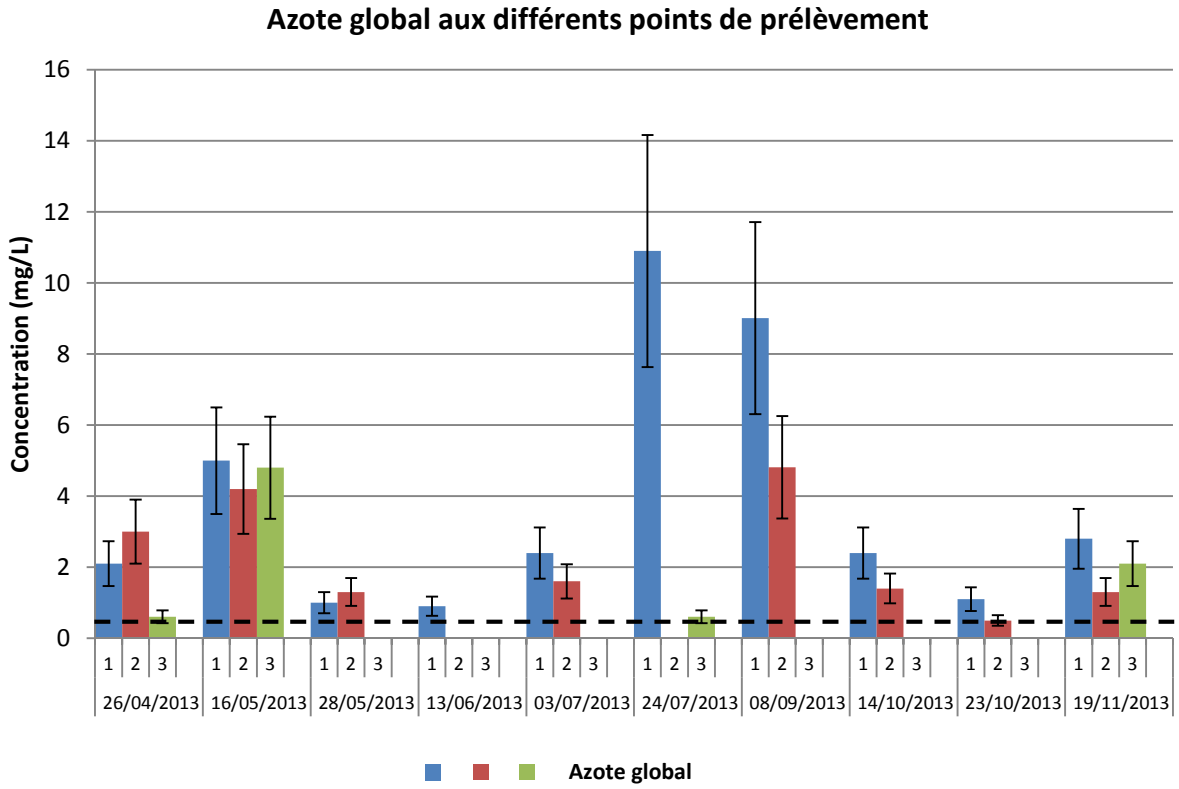
Figure 8-19. Rendements en COD : contributions de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux au rendement total

8.2.5 Nutriments

Les différentes formes de l'azote et du phosphore sont analysées suivant les protocoles décrits dans le Chapitre 6.1.3. Les résultats présentés de la Figure 8-20 à la Figure 8-23 montrent que toutes les formes d'azote ne sont pas systématiquement présentes aux différents points de prélèvement.

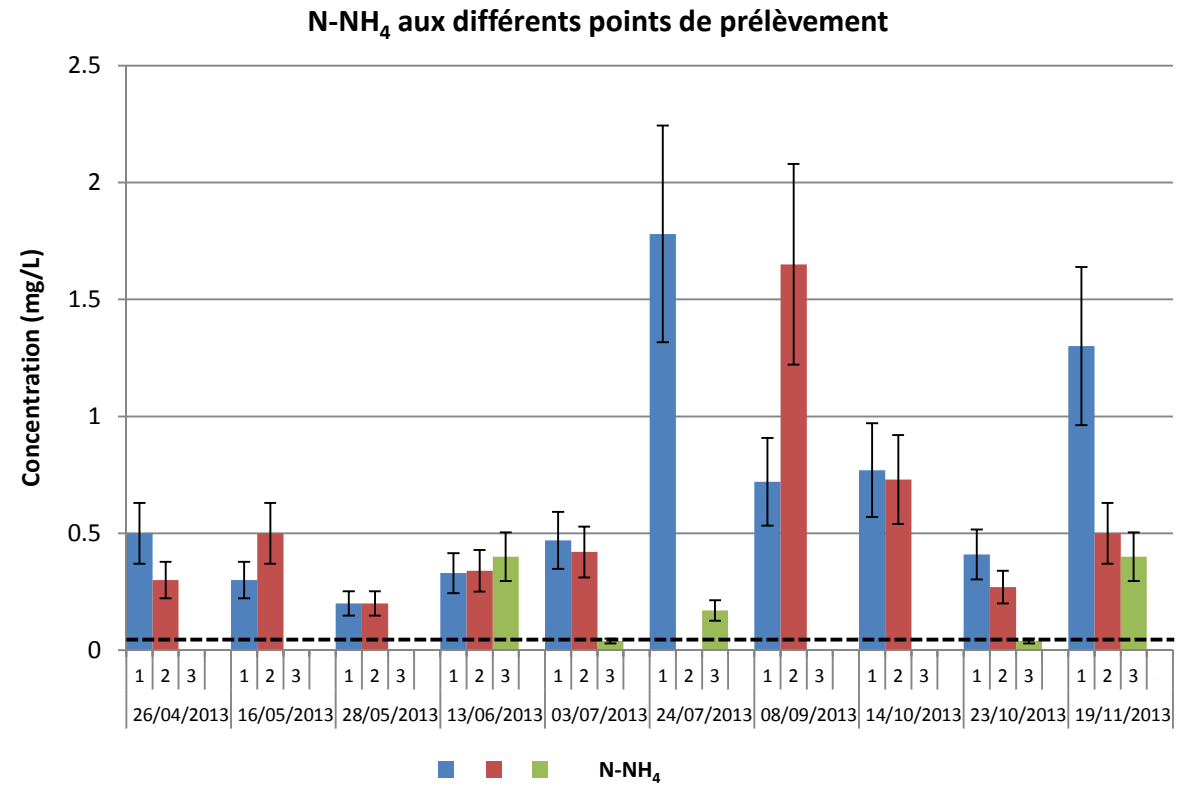
Globalement, on peut noter que les concentrations des différentes formes de l'azote sont faibles par rapport à ce que l'on peut trouver dans d'autres types d'effluents, avec des pics de concentration pour les épisodes pluvieux du 24 juillet 2013 et du 8 septembre 2013, qui sont les deux évènements particuliers qui ont été analysés. Si on s'intéresse à l'azote global, on peut remarquer que les concentrations en sortie du système de traitement sont systématiquement inférieures à celles de l'entrée, à l'exception des campagnes du 16 mai 2013 et du 19 novembre 2013, où un relargage d'azote semble s'être produit. Les résultats de la Figure 8-23 montrent très nettement que ce sont les concentrations en $N\text{-}NO_3$ qui sont responsables de ce relargage d'azote.

Par ailleurs, le $N\text{-}NO_2$ est systématiquement retrouvé, mais à des concentrations très faibles (0,003 à 0,084mg/L). Le $N\text{-}NH_4$ est quant à lui également quantifié en entrée et au point intermédiaire, mais est présent 50% du temps en sortie (concentration toujours inférieure ou égale à 0,40mg/L).



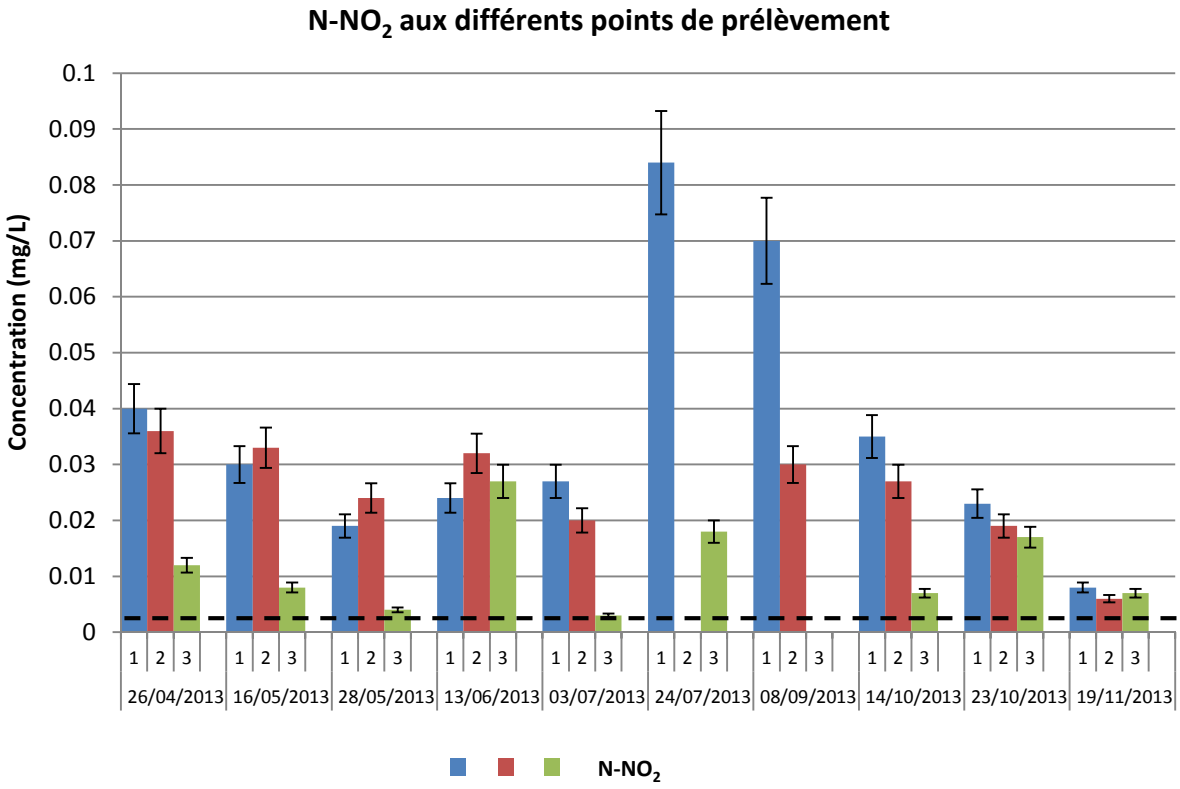
Pour mémoire : le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné ; en pointillés, la limite de quantification

Figure 8-20. Le NGL aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)



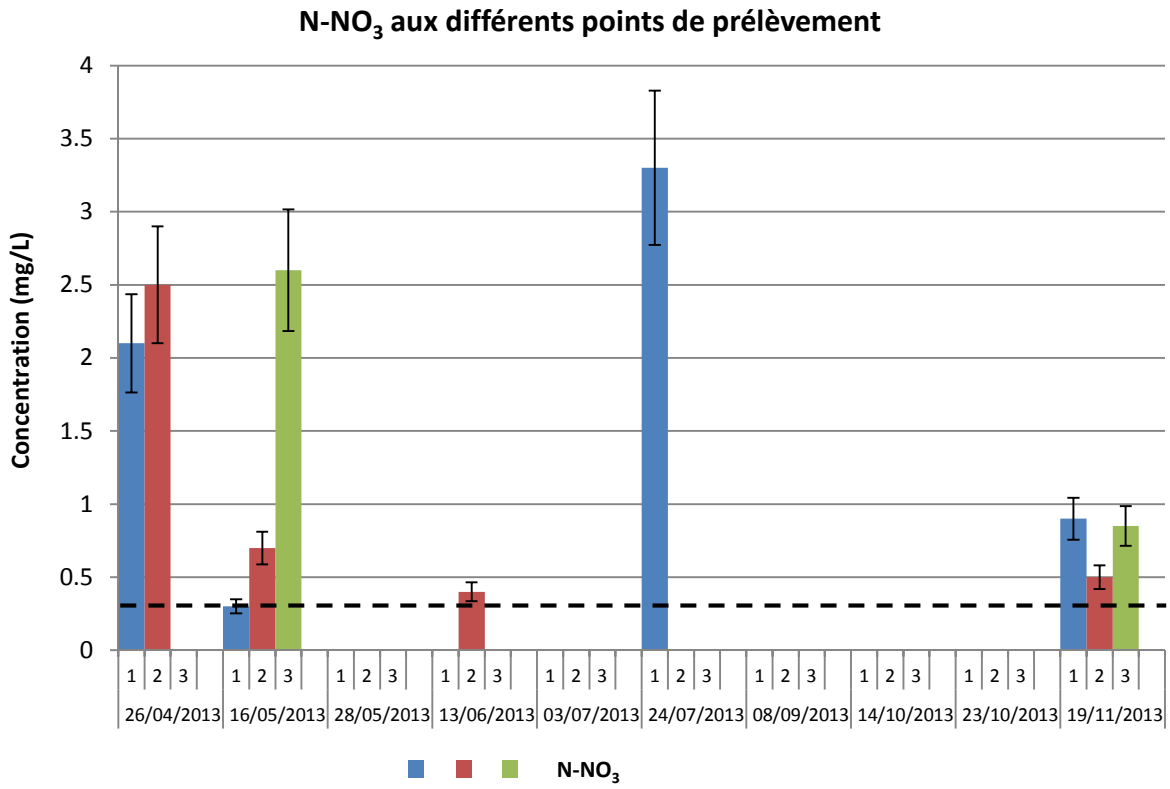
Pour mémoire : le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné ; en pointillés, la limite de quantification

Figure 8-21. Le N-NH_4 aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)



Pour mémoire : le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné ; en pointillés, la limite de quantification

Figure 8-22. Le N-NO_2 aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)



Pour mémoire : le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné ; en pointillés, la limite de quantification

Figure 8-23. Le N-NO_3 aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)

Les rendements pour les différentes formes de l'azote sont présentés dans le Tableau 8-6. De très nombreux rendements ne peuvent pas être calculés selon la méthode préconisée par le projet ARMISTIQ (Annexe E). En effet, les concentrations relevées sont trop basses par rapport aux limites de quantification pour que les rendements soient significatifs. Globalement, c'est le filtre planté de roseaux qui contribue le plus à l'élimination des différentes formes de l'azote. De plus, à quelques exceptions près, lorsqu'ils sont calculables, les rendements observés pour les différentes formes de l'azote sont supérieurs à 70%.

Tableau 8-6. Rendements pour les différentes formes de l'azote et contributions des différents éléments du système de traitement

	NGL			$N\text{-}NH_4$		
	Contribution mare	**Contribution filtre**	**Rendement total**	**Contribution mare**	**Contribution filtre**	**Rendement total**
26/04/2013	NC	NC	NC	NC	NC	NC
16/05/2013	16%	-12%	4%	NC	NC	NC
28/05/2013	NC	NC	NC	NC	NC	NC
13/06/2013	NC	NC	NC	-3%	-18%	-21%
03/07/2013	> 33%	> 46 %	> 79%	11%	81%	92%
24/07/2013	-	-	95%	-	-	90%
08/09/2013	> 47%	> 48%	> 94%	> -192%	> 286%	> 94%
14/10/2013	> 42%	> 38%	> 79%	> 5%	> 90%	> 95%
23/10/2013	NC	NC	NC	34%	56%	90%
19/11/2013	53%	-29%	25%	62%	8%	69%

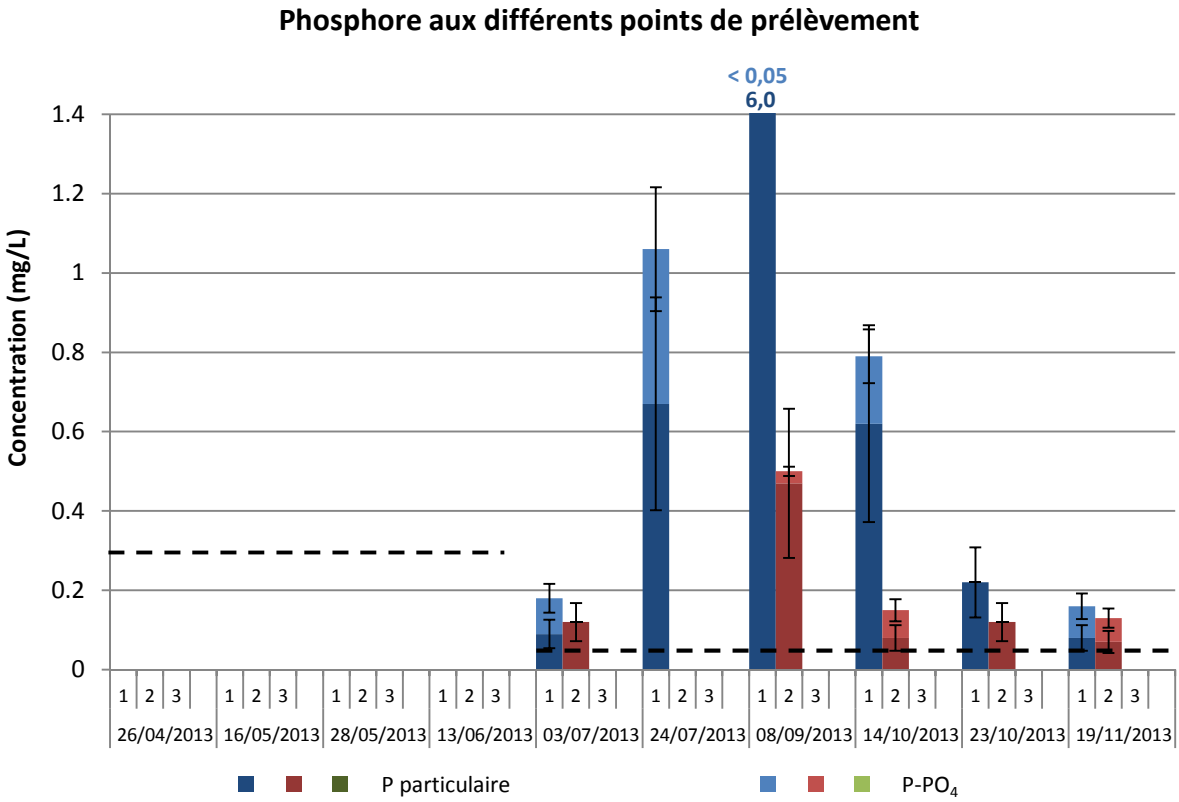
	$N\text{-}NO_2$			$N\text{-}NO_3$		
	Contribution mare	**Contribution filtre**	**Rendement total**	**Contribution mare**	**Contribution filtre**	**Rendement total**
26/04/2013	10%	60%	70%	> -17%	> 93%	> 76%
16/05/2013	-10%	83%	73%	-133%	-633%	-767%
28/05/2013	-26%	105%	79%	NC	NC	NC
13/06/2013	-33%	21%	-13%	NC	NC	NC
03/07/2013	26%	63%	89%	NC	NC	NC
24/07/2013	-	-	79%	-	-	> 91%
08/09/2013	> 57%	> 39%	> 96%	NC	NC	NC
14/10/2013	23%	57%	80%	NC	NC	NC
23/10/2013	17%	9%	26%	NC	NC	NC
19/11/2013	NC	NC	NC	NC	NC	NC

« NC » : Non calculable, pour mémoire, le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné, ne permettant pas de connaître les contributions respectives de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux

Concernant les différentes formes du phosphore, les résultats présentés dans la Figure 8-24 montrent le phosphore particulaire, obtenu d'après l'Équation 9 et le $P\text{-}PO_4$.

$$P_{particulaire} = P_{brut} - P_{dissous,\ assimilé\ au\ P-PO_4} \qquad \textbf{Équation 9}$$

Les concentrations observées sont globalement très faibles. De plus, le phosphore est essentiellement sous forme particulaire et est de fait totalement retenu par le filtre. Les rendements sont donnés dans le Tableau 8-7.



Pour mémoire : le 24/07, dysfonctionnement du préleveur n°2 ; les valeurs en haut du graphe indiquent les valeurs non visibles dû à l'adaptation de l'échelle pour plus de lisibilité ; en pointillés, les limites de quantification, adaptées suite à plusieurs campagnes (changement de gamme suite aux premières campagnes)

Figure 8-24. Les différentes formes de phosphore aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)

Tableau 8-7. Rendements pour le phosphore total et contributions des différents éléments du système de traitement

	Phosphore total		
	Contribution mare	**Contribution filtre**	**Rendement total**
26/04/2013	NC	NC	NC
16/05/2013	NC	NC	NC
28/05/2013	NC	NC	NC
13/06/2013	NC	NC	NC
03/07/2013	34%	44%	78%
24/07/2013	-	-	> 95%
08/09/2013	> 92%	> 7%	> 99%
14/10/2013	> 81%	> 13%	94%
23/10/2013	> 45%	> 32%	> 77%
19/11/2013	NC	NC	NC

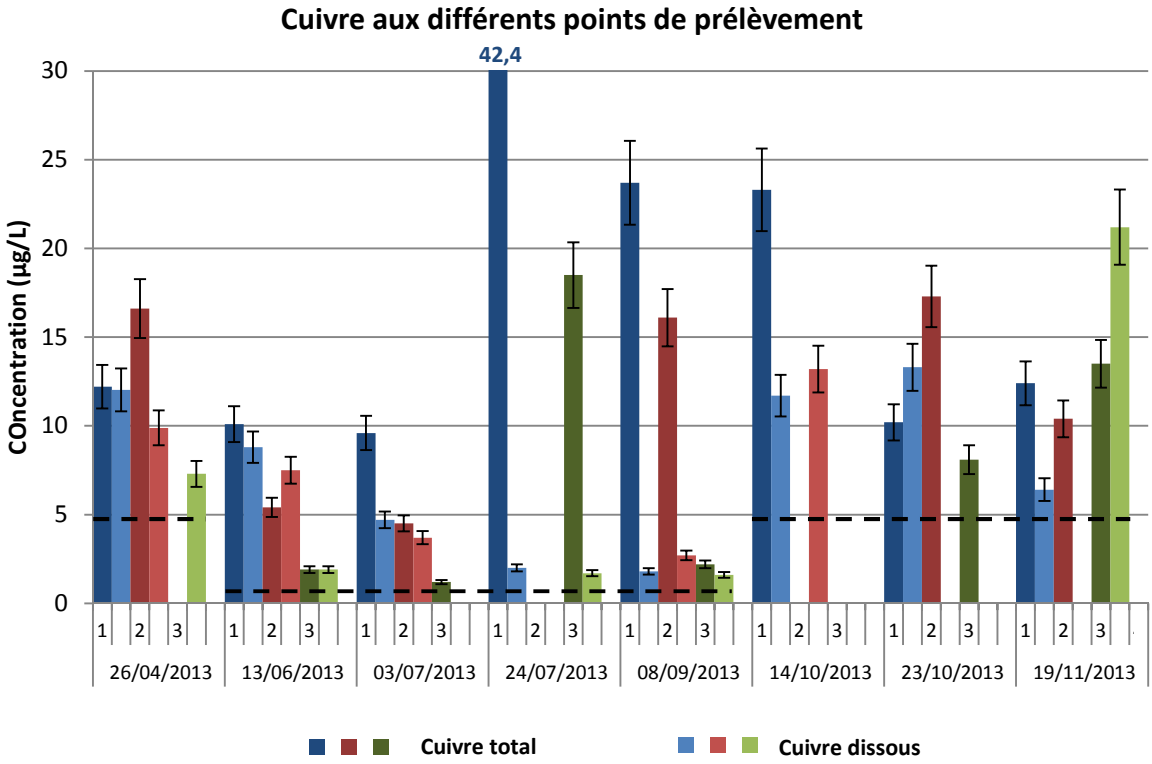
« NC » : Non calculable, pour mémoire, le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné, ne permettant pas de connaître les contributions respectives de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux

Dans le tableau précédent, la plupart du phosphore total est retenu au niveau de la mare de sédimentation, à l'exception de l'épisode pluvieux du 3 juillet 2013. Le filtre planté de roseaux contribue ensuite à retenir le phosphore résiduel.

8.2.6 Micropolluants métalliques

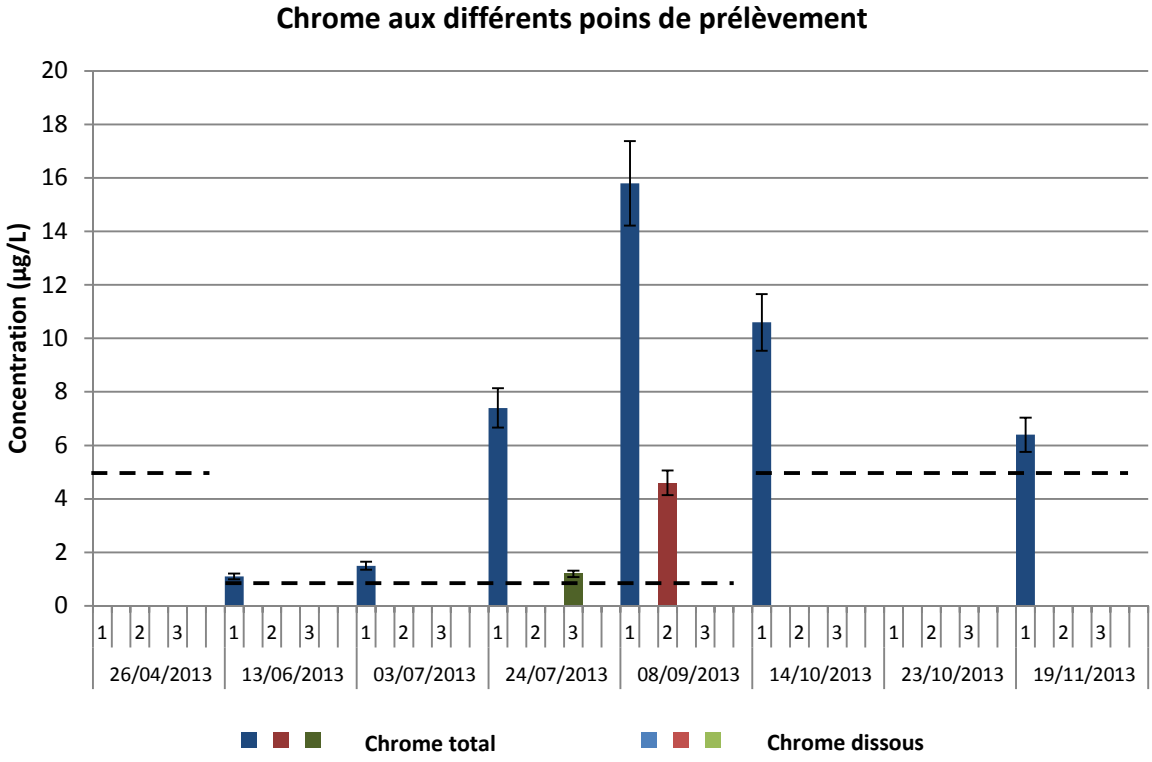
Les concentrations en micropolluants métalliques aux différents points de prélèvement sont présentées de la Figure 8-25 à la Figure 8-29 pour le Cuivre, le Chrome, le Plomb, le Zinc et le Nickel. Le Cobalt et le Cadmium n'ont quant à eux jamais été quantifiés (limite de quantification = 5µg/L et 0,5µg/L respectivement). Il est important de noter que suite au dysfonctionnement du spectromètre à atomisation électrothermique du laboratoire, les analyses de micropolluants métalliques ont été sous-traitées à un laboratoire extérieur, d'où les limites de quantification plus faibles pour les campagnes du 13 juin, du 3 juillet, du 24 juillet et du 8 septembre 2013.

Globalement, les concentrations observées sont très proches des limites de quantification, à l'exception du zinc. C'est pourquoi nous avons fait le choix de présenter les résultats sur l'échantillon total et sur la phase dissoute, et non pas sur la phase particulaire puisque certaines campagnes détectent des métaux sur la phase dissoute et pas sur l'échantillon brut, ceci pour un même échantillon. Nous attribuons ces valeurs non cohérentes à la proximité des concentrations avec la limite de quantification.



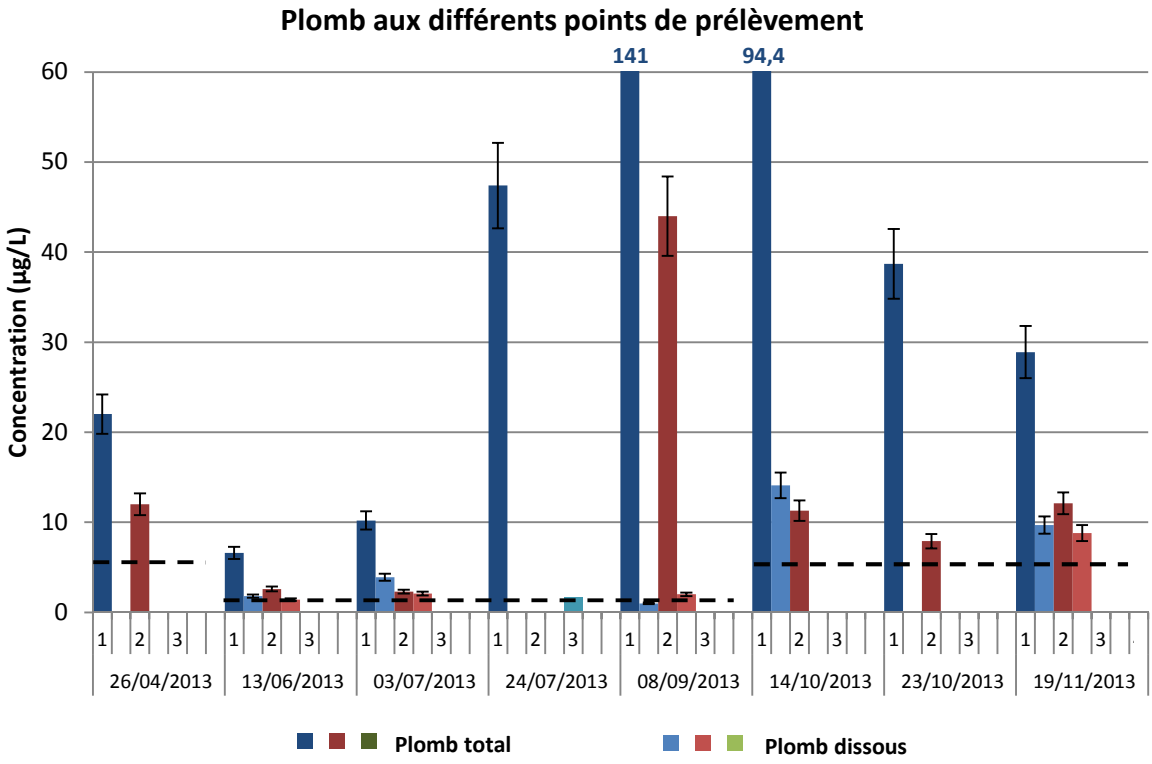
En pointillés, les limites de quantification ; pour mémoire, le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné

Figure 8-25. Cuivre aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)



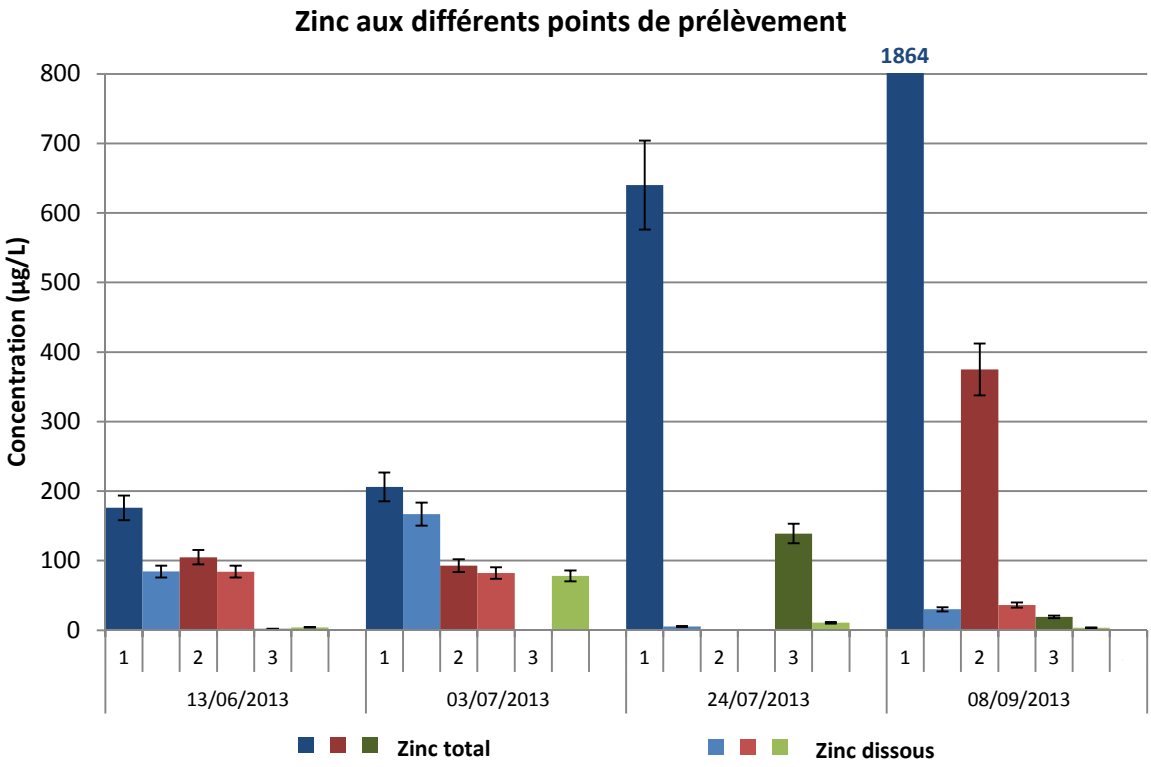
En pointillés, les limites de quantification ; pour mémoire, le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné

Figure 8-26. Chrome aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)



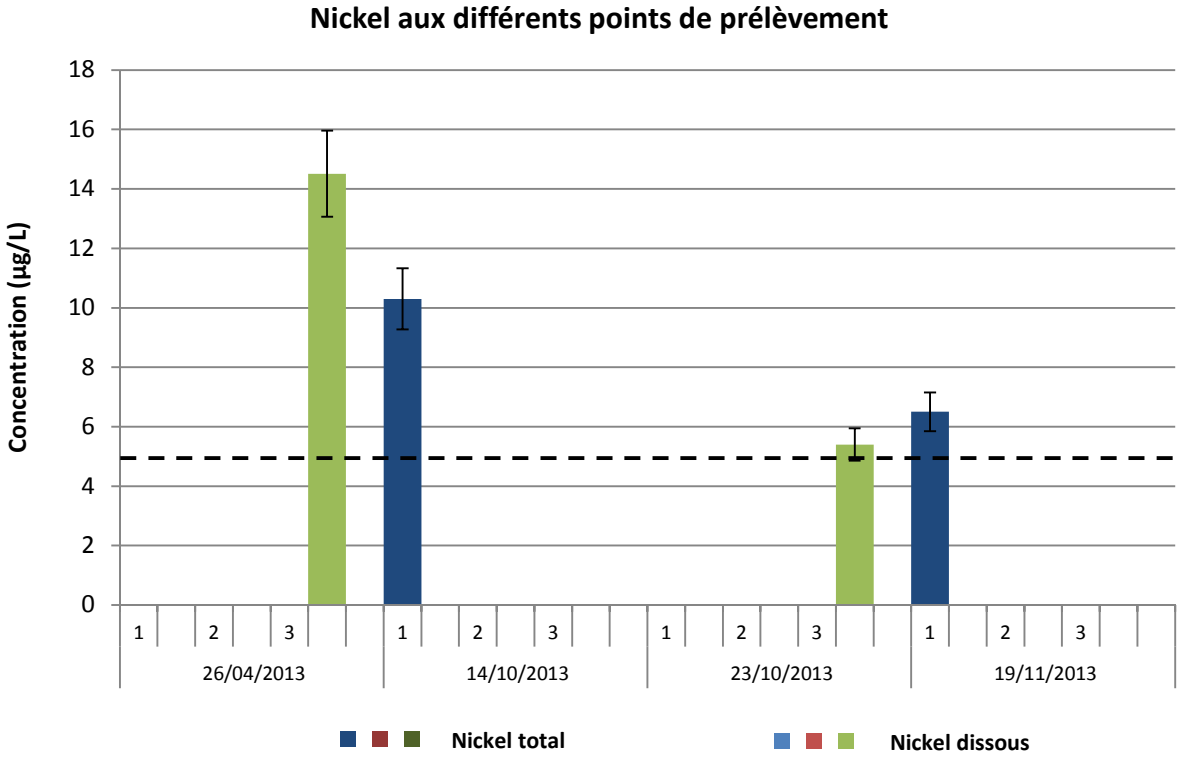
En pointillés, les limites de quantification ; pour mémoire, le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné

Figure 8-27. Plomb aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)



Limite de quantification : 2,0µg/L ; pour mémoire, le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné

Figure 8-28. Zinc aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)



En pointillés, la limite de quantification

Figure 8-29. Nickel aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)

Ces figures montrent que globalement, les concentrations en micropolluants métalliques diminuent le long du système de traitement pour les différentes campagnes réalisées, à l'exception du Nickel, qui présente des profils particuliers. En effet, celui-ci n'est que rarement quantifié et parfois seulement au point de sortie. Une hypothèse se présente pour expliquer ces valeurs : les concentrations sont trop proches des limites de quantification (5µg/L) et le Nickel n'est pas détecté alors qu'il est pourtant présent.

Les rendements sont quant à eux présentés dans le Tableau 8-8. Les rendements calculables montrent des rendements globaux supérieurs à 80% pour le Cuivre, le Chrome, le Plomb et le Zinc. En ce qui concerne les contributions relatives de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux, les résultats montrent que c'est la mare de sédimentation qui réduit principalement la concentration en plomb le long du système de traitement. Pour l'épisode du 8 septembre 2013, le chrome présente la même tendance, mais il n'est pas possible de généraliser cette conclusion avec cette seule campagne. Pour le cuivre et le zinc, la tendance n'est pas aussi flagrante. Il sera donc nécessaire de s'intéresser aux bilans massiques pour conclure.

Tableau 8-8. Rendements pour les métaux totaux et contributions des différents éléments du système de traitement

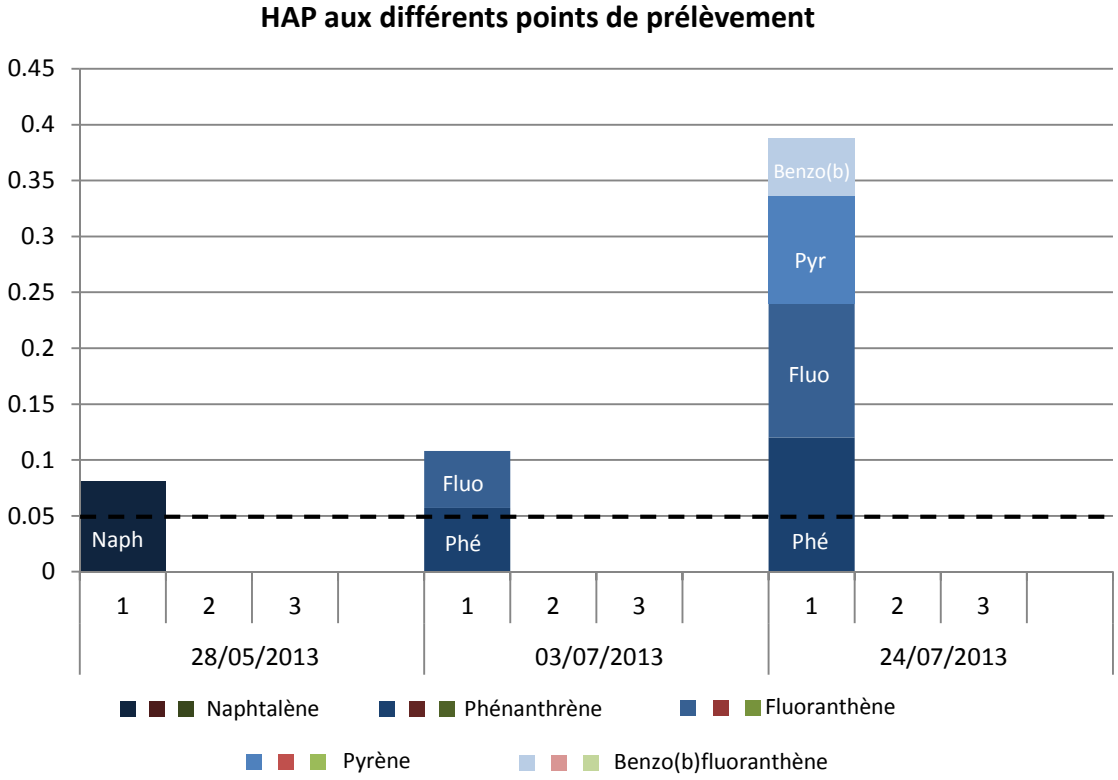
	Cuivre total			Chrome total		
	Contribution mare	**Contribution filtre**	**Rendement total**	**Contribution mare**	**Contribution filtre**	**Rendement total**
26/04/2013	NC	NC	NC	NC	NC	NC
13/06/2013	47%	35%	81%	NC	NC	NC
03/07/2013	53%	34%	88%	NC	NC	NC
24/07/2013	-	-	95%	-	-	> 82%
08/09/2013	32%	61%	93%	> 71%	> 23%	94%
14/10/2013	> 80%	0%	> 80%	NC	NC	NC
23/10/2013	NC	NC	NC	NC	NC	NC
19/11/2013	NC	NC	NC	NC	NC	NC

	Plomb total			Zinc total		
	Contribution mare	**Contribution filtre**	**Rendement total**	**Contribution mare**	**Contribution filtre**	**Rendement total**
26/04/2013	NC	NC	NC	-	-	-
13/06/2013	61%	> 24%	> 85%	40%	58%	99%
03/07/2013	77%	> 13%	> 90%	55%	> 44%	> 99%
24/07/2013	-	-	> 98%	-	-	99%
08/09/2013	69%	> 30%	> 99%	80%	20%	100%
14/10/2013	88%	> 7%	> 95%	-	-	-
23/10/2013	80%	> 7%	> 87%	-	-	-
19/11/2013	58%	> 24%	> 82%	-	-	-

« NC » : Non calculable ; pour mémoire, le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné, ne permettant pas de connaître les contributions respectives de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux

8.2.7 Hydrocarbures

Les analyses des hydrocarbures ont été réalisées tel que spécifié dans le Chapitre 6.1.6. Les résultats obtenus sont présentés dans la Figure 8-30.



Pour mémoire : le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné ; en pointillés, la limite de quantification

Figure 8-30. Hydrocarbures aromatiques polycycliques aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie)

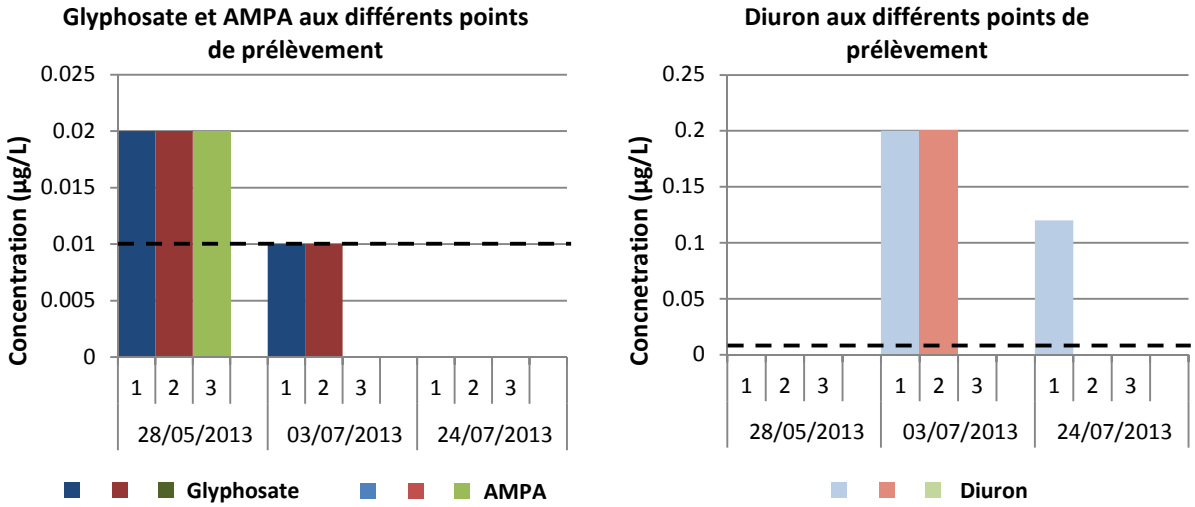
Seuls cinq hydrocarbures aromatiques polycycliques ont été détectés sur les 16 recherchés. De plus, les hydrocarbures détectés sont systématiquement au niveau du point d'entrée et n'atteignent jamais le point intermédiaire. Cela signifie que ces hydrocarbures sont exclusivement retenus par la mare de sédimentation. Ils sont soit fixés sur la fraction rapidement décantable des matières en suspension soit photodégradés.

De plus, aucun rendement n'est calculable. En effet, les concentrations obtenues sont trop faibles par rapport aux limites de quantification (0,05µg/L pour chaque hydrocarbure aromatique polycyclique).

D'autre part, les hydrocarbures totaux ont également été recherchés. Pour les trois campagnes effectuées, les concentrations obtenues ont systématiquement été inférieures à 0,5mg/L. Les hydrocarbures totaux étant l'indicateur de sources autres que le trafic routier, il semble qu'aucune autre source de contamination que le trafic ne soit responsable de la présence des HAP.

8.2.8 Pesticides

Les analyses de pesticides ont été réalisées tel que spécifié dans le Chapitre 6.1.7. Les résultats obtenus sont présentés dans la Figure 8-31.



Pour mémoire : le 24/07, le préleveur n°2 a dysfonctionné ; en pointillés, les limites de quantification

Figure 8-31. Pesticides aux différents points de prélèvement (1 : entrée, 2 : intermédiaire, 3 : sortie) (à gauche : glyphosate et AMPA, à droite : diuron)

Seuls le glyphosate, l'AMPA et le diuron sont trouvés dans nos effluents. Les autres pesticides recherchés (isoproturon, monolinuron, linuron, chlortoluron et glufosinate) n'ont jamais été détectés. De plus, globalement, les concentrations relevées sont faibles pour les trois campagnes réalisées et certains évènements pluvieux ne mettent en évidence aucun pesticide. Cette variabilité est certainement due à la période de réalisation de ces campagnes : les pesticides sont plus fortement détectés lors de leur pic d'utilisation, notamment au printemps.

Concernant le glyphosate ($1{,}18.10^{-6}$mol/L en entrée et au point intermédiaire) et l'AMPA ($1{,}61.10^{-6}$mol/L en sortie), l'épisode pluvieux du 28 mai 2013 montre que le glyphosate présent en entrée du système de traitement passe dans le filtre planté de roseaux et est alors transformé en son sous-produit de dégradation, l'AMPA. Au vu des limites de quantification des deux espèces (0,01µg/L), il n'est cependant pas possible de savoir quelle part du glyphosate a été transformé en AMPA et si de l'AMPA était déjà présent au point d'entrée et au point intermédiaire.

Pour l'épisode du 3 juillet 2013, un tel phénomène n'est pas observé mais nous faisons l'hypothèse que cela est dû à la concentration d'entrée : la limite de quantification étant égale à 0,01µg/L, il est possible que la concentration en sortie du système de traitement n'ait pas pu être détectée alors que l'AMPA était pourtant bien présent. Nous faisons alors l'hypothèse que le glyphosate est totalement transformé en AMPA lors de son passage dans le système de traitement, mais que celui-ci n'est pas retenu et atteint donc le milieu naturel. Cependant, les concentrations mises en évidences sont très faibles.

Concernant le diuron, les concentrations retrouvées sont plus élevées que celles pour le glyphosate et l'AMPA (facteur 10). Au vu des résultats obtenus, il semble que le diuron, contrairement au glyphosate et à l'AMPA, soit dégradé par le filtre, les valeurs en sorties étant inférieures à la limite de quantification (0,05µg/L). Ceci est cohérent avec les résultats trouvés dans l'étude de Page *et al.* [*2010*], qui montrent des rendements de 33 à 51% pour le diuron. Des campagnes supplémentaires s'avèrent nécessaires pour confirmer ou infirmer cette hypothèse.

Selon la méthode préconisée par le projet ARMISTIQ (Annexe E), aucun rendement ne peut être calculé, à l'exception de celui du 3 juillet 2013 pour le diuron. Le filtre planté de roseaux à lui seul permet d'atteindre un rendement supérieur à 75%. Cependant, les résultats présentés par la Figure 8-31 laissent penser que seul le filtre contribue à l'élimination des pesticides, ou à leur dégradation en sous-produit.

8.3 Estimation des bilans massiques

Pour chaque épisode pluvieux présenté dans la partie précédente, nous avons maintenant estimé les bilans massiques à la fois au niveau de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux, à l'aide de l'Équation 10.

$$M = [polluant]_{(a)} \times V_{cumulé\,(a)} - [polluant]_{(b)} \times V_{cumulé\,(b)} \qquad \textbf{Équation 10}$$

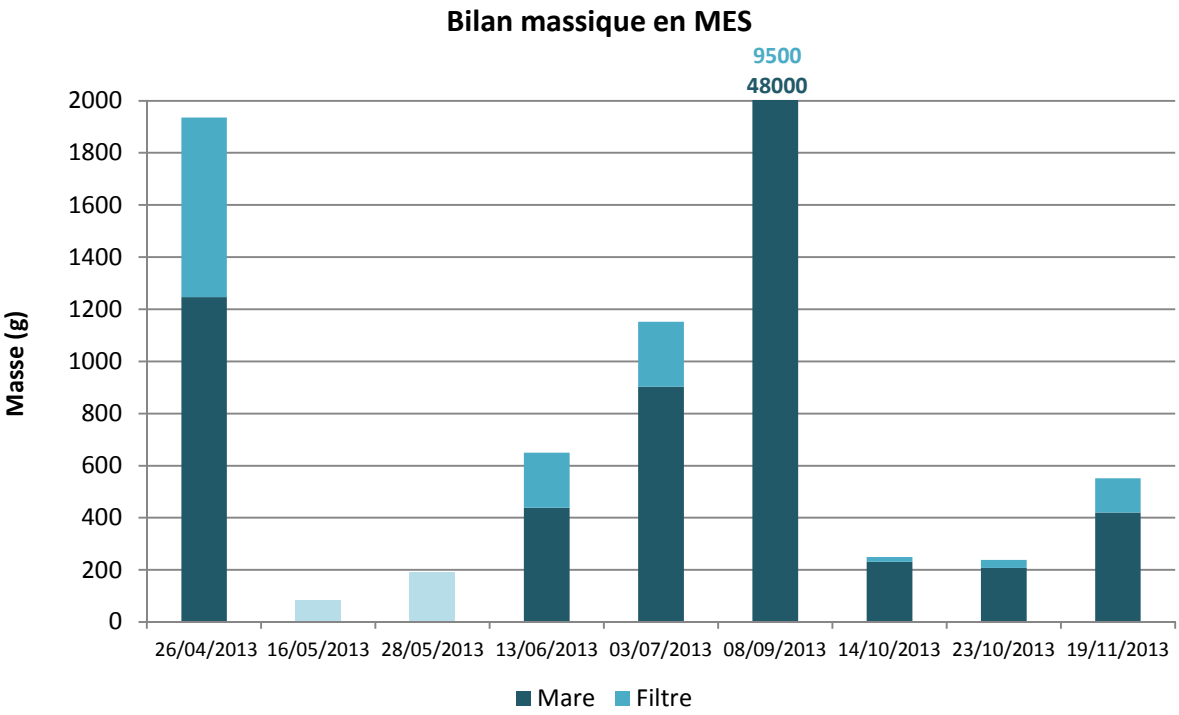
avec *M : la masse (g)*
[polluant] : la concentration en polluant (mg/L)
$V_{cumulé}$: le volume cumulé au cours de l'épisode pluvieux (m^3)
a et b : les points de prélèvement entre lesquels le stock est calculé

Pour tous les résultats présentés ci-après, le bilan massique du 24 juillet 2013 est différencié car il est calculé uniquement entre le point d'entrée et le point de sortie de l'ensemble du système de traitement, et non pas sur la mare de sédimentation et le filtre planté de roseaux pris individuellement (dysfonctionnement du préleveur intermédiaire).

Le bilan massique en matières en suspension est présenté dans la Figure 8-32. Les résultats montrent une grande variabilité entre les différents évènements pluvieux. L'épisode pluvieux du 8 septembre 2013 fait apparaître des masses extrêmement importantes de matières en suspension stockées à la fois par la mare de sédimentation (48kg) et par le filtre planté de roseaux (9,5kg). Ces résultats suggèrent une très forte remise en suspension des sédiments du fond du réseau d'assainissement pour cet épisode pluvieux de très forte intensité (intensité moyenne de 12,7mm/h). Les autres évènements engendrent un apport compris entre 84 et 1936g, avec 6 évènements sur 8 entraînant des masses inférieures à 1kg. Ainsi, si l'on considère un total de 191 épisodes pluvieux sur la période de suivi (26 avril au 30 novembre 2013), il est à prévoir que les apports sur l'ensemble de la filière de traitement soient très élevés, notamment au niveau de la mare de sédimentation, puisqu'elle contribue de 64 à 93% au stock de matières en suspension.

De plus, si ce sont les deux épisodes pluvieux de plus grande période de retour qui engendrent les apports les plus importants (période de retour égale à 5-10 ans et à 3-6 mois pour le 8 septembre 2013 et le 26 avril 2013 respectivement), aucune corrélation entre les caractéristiques des épisodes pluvieux et le bilan massique engendré n'a pu être mise en évidence.

Les bilans massiques en Demande Chimique en Oxygène sont présentés dans la Figure 8-33. De même que pour les matières en suspension, les masses de DCO sont très variables suivant les épisodes pluvieux considérés. Aucune tendance aussi claire en ce qui concerne le compartiment majoritairement responsable de la rétention de DCO n'a pu être montrée.



Pour les épisodes du 16 et du 28 mai 2013, les stocks ont été calculés seulement sur l'ensemble de la filière de traitement, des macro-invertébrés s'étant développés dans le déversoir flottant et ayant augmenté artificiellement les concentrations en MES au point intermédiaire

Figure 8-32. Bilans massiques en MES au niveau de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux

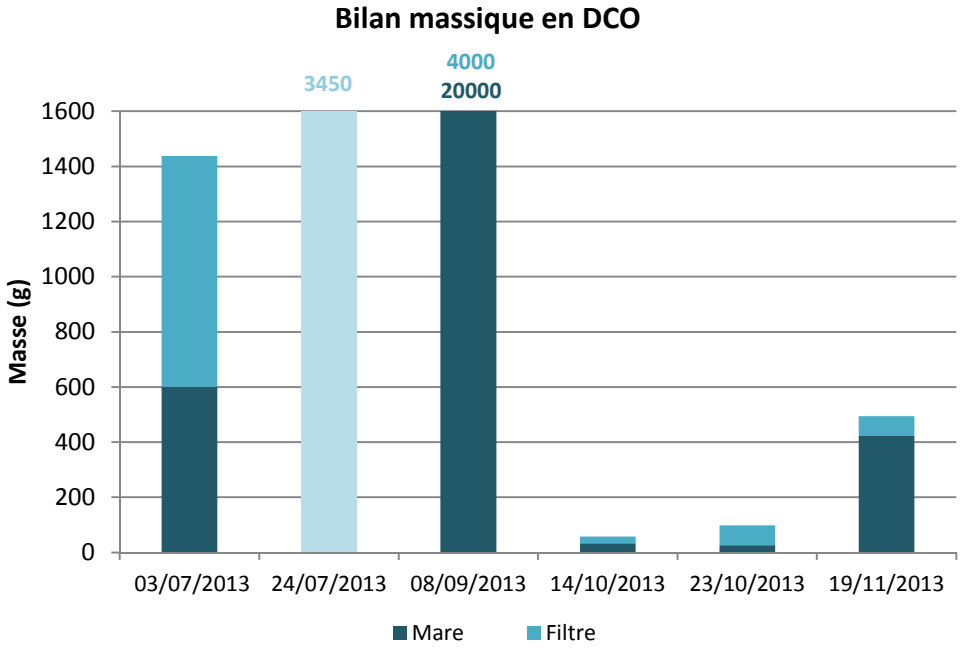


Figure 8-33. Bilan massique en demande chimique en oxygène au niveau de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux

En ce qui concerne les nutriments (Figure 8-34 et Figure 8-35), les résultats mettent en évidence des bilans massiques négatifs pour le NGL. Deux hypothèses s'offrent à nous : une remise en suspension de particules sur lesquelles est fixé le NGL, que ce soit au niveau de la mare de sédimentation ou du filtre planté de roseaux, ou un apport en azote extérieur au système de traitement, non identifié à l'heure actuelle. Le phosphore total voit quant à lui son traitement se faire essentiellement au niveau du filtre planté de roseaux (58 à 77%), à l'exception de l'épisode pluvieux particulier du 8 septembre 2013 et du 14 octobre 2013 (6 et 18% respectivement).

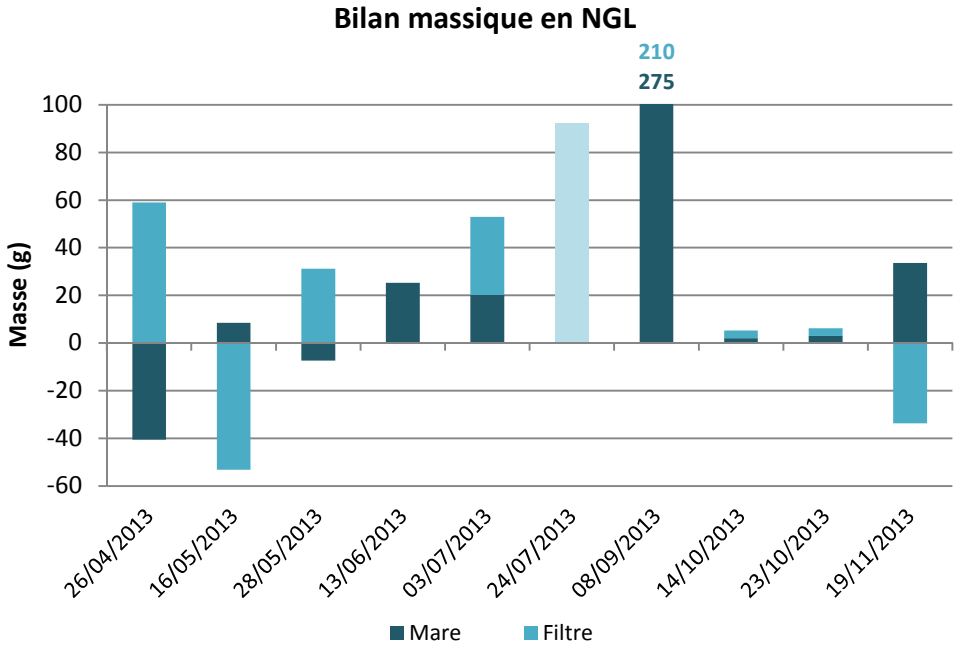


Figure 8-34. Bilan massique en NGL au niveau de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux

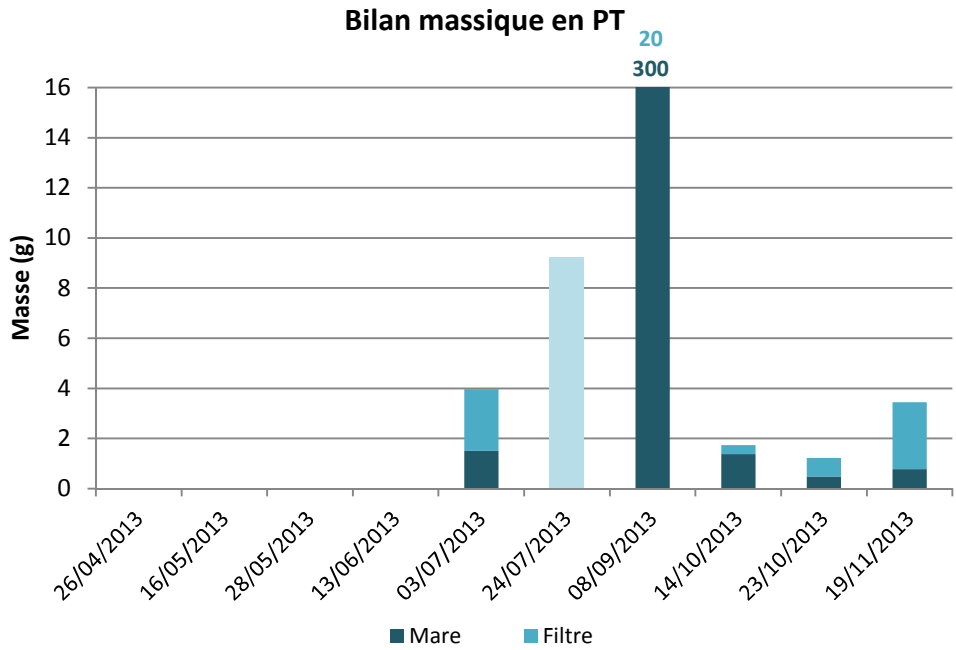


Figure 8-35. Bilan massique en PT au niveau de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux

Les bilans massiques en micropolluants métalliques sont quant à eux présentés dans la Figure 8-36.

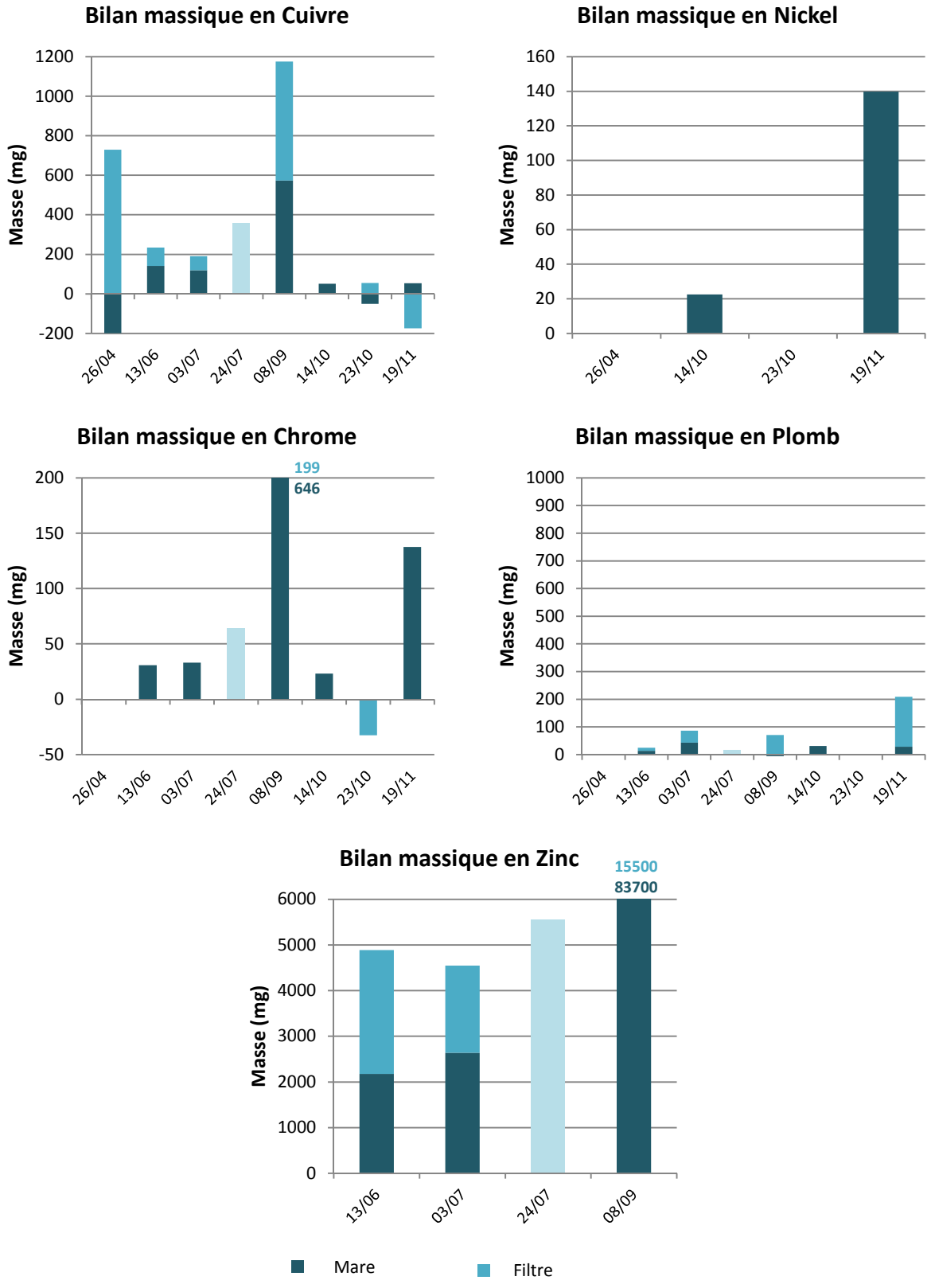


Figure 8-36. Bilan massique en micropolluants métalliques au niveau de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux

Les résultats montrent une grande diversité des bilans massiques selon le métal considéré et selon l'épisode pluvieux. Des bilans négatifs apparaissent pour le Cuivre, que ce soit au niveau de la mare de sédimentation ou du filtre planté de roseaux. Nous supposons que le cuivre a pu être remobilisé lors des évènements pluvieux considérés, alors qu'il était préalablement stocké soit dans la mare de sédimentation soit dans le filtre planté de roseaux, tel que montré par Babcsányi *et al.* [*2014*]. De plus, les résultats montrent que le Chrome et le Nickel sont exclusivement retenus par la mare de sédimentation, à l'exception du 8 septembre 2013 pour le Chrome où 24% sont retenus ou dégradés dans le filtre planté de roseaux.

Concernant le Plomb, le traitement se fait essentiellement au niveau de la mare de sédimentation, avec des proportions variant de 60 à 87% du bilan total, à l'exception de l'épisode pluvieux du 26 avril 2013 pour lequel le Plomb est traité seulement à raison de 45% dans la mare de sédimentation. Le Zinc semble quant à lui traité préférentiellement dans la mare de sédimentation (58% et 84% respectivement pour les épisodes du 3 juillet et du 8 septembre 2013), bien que l'épisode pluvieux du 13 juin 2013 révèle une rétention de seulement 45% par rapport à la masse globale. Il serait nécessaire d'avoir plus de données à disposition sur le Zinc pour conclure quant au stockage préférentiel dans l'un ou l'autre compartiment du système de traitement.

Les résultats des hydrocarbures aromatiques polycycliques sont présentés dans la Figure 8-37. Les bilans massiques présentés ont été obtenus à partir des concentrations décelées sur la phase liquide. Ainsi, seuls les 5 HAP identifiés apparaissent. Cependant, l'absence de détection des autres hydrocarbures aromatiques polycycliques ne doit pas conduire à la conclusion de l'absence totale de ces composants de la phase liquide. Ceux-ci, de concentrations inférieures à la limite de quantification, sont certainement tout de même présents et stockés également dans le système de traitement. Cette hypothèse sera examinée lors de l'étude des résultats des analyses des sédiments et des sols de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux.

Les concentrations observées (Figure 8-30) étaient cependant trop proches de la limite de quantification pour permettre de conclure quant à la variabilité des bilans massiques entre les différents épisodes pluvieux. Cependant, les résultats montrent une rétention de l'ordre du milligramme exclusivement au niveau de la mare de sédimentation.

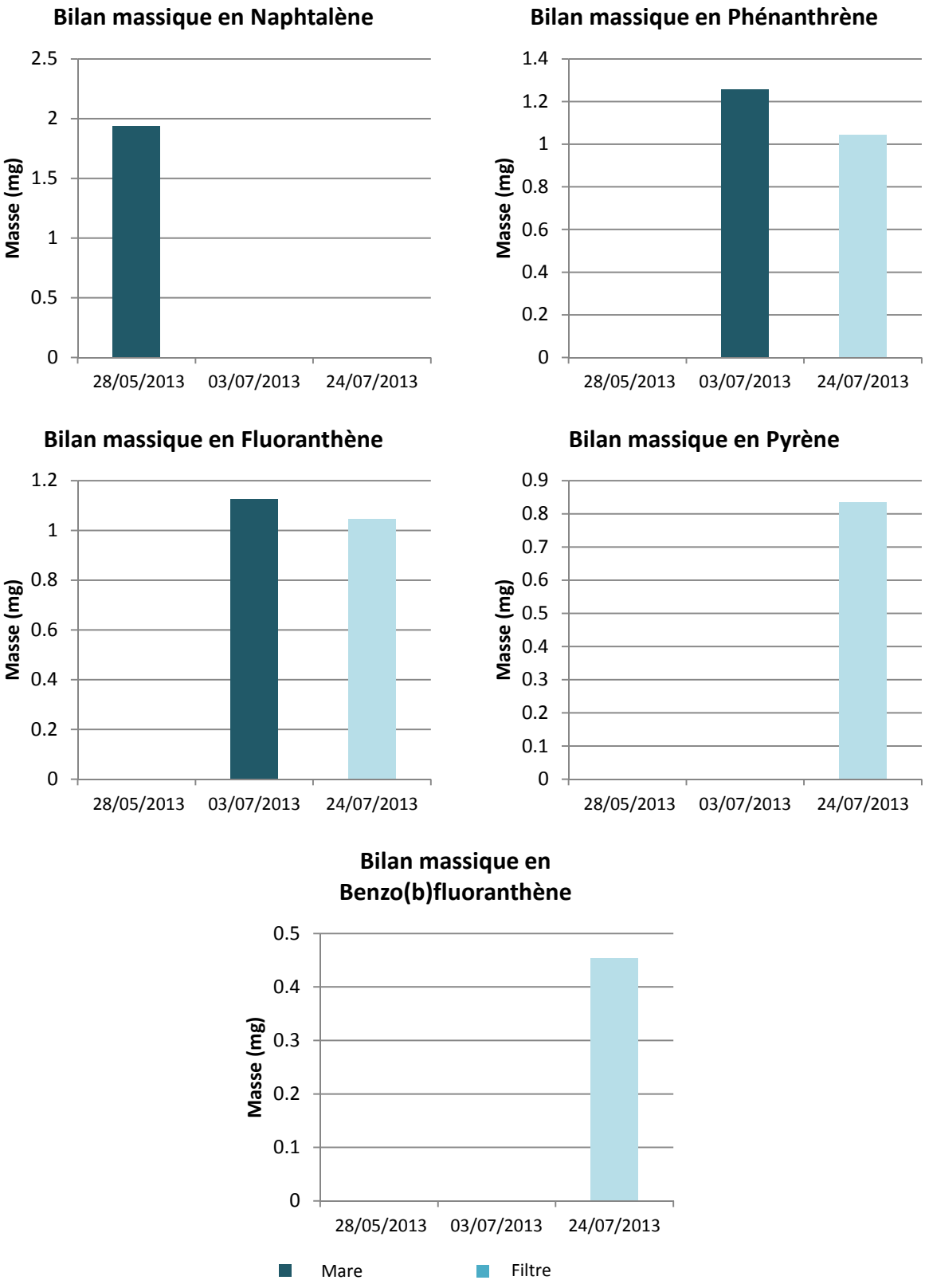


Figure 8-37. Bilan massique en hydrocarbures aromatiques polycycliques au niveau de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux

En ce qui concerne les pesticides, la Figure 8-38 montre que les réactions mises en jeu se font exclusivement au niveau du filtre planté de roseaux. La mare de sédimentation ne contribue que très peu à la dégradation des pesticides. Le bilan négatif en AMPA montre qu'il y a une production de ce composé au niveau du filtre planté de roseaux par dégradation du glyphosate.

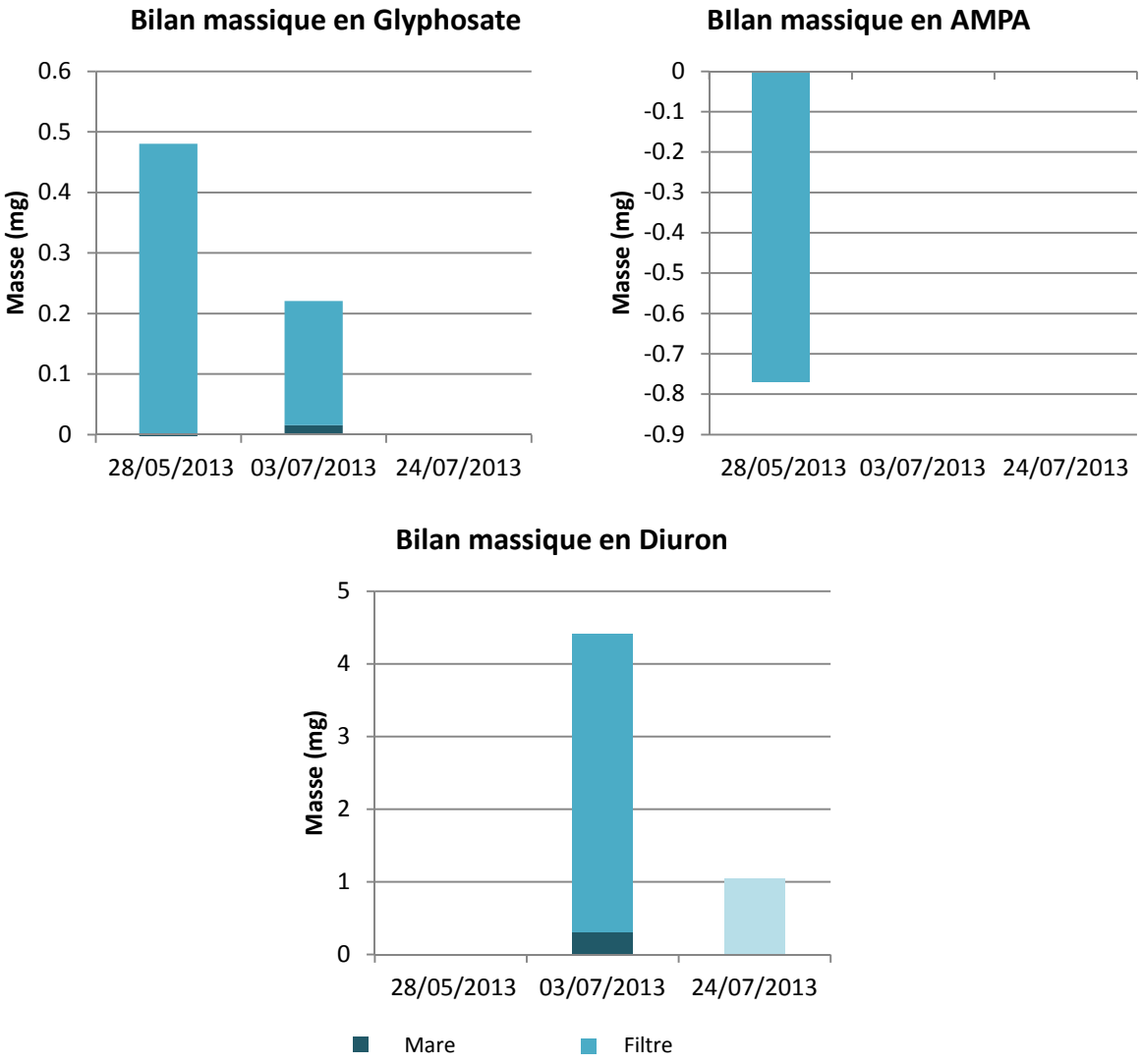


Figure 8-38. Bilan massique en pesticides au niveau de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux

SYNTHESE – EFFICACITE DU SYSTEME DE TRAITEMENT

Dix campagnes ont été menées à bien pour déterminer l'efficacité du système de traitement n°3. Globalement, la mare de sédimentation et le filtre planté de roseaux ont chacun démontré leur efficacité : la mare de sédimentation permet de retenir une grande partie des matières en suspension, du phosphore total et des hydrocarbures aromatiques polycycliques, alors que le filtre planté de roseaux contribue quant à lui à la rétention de la matière organique et des différentes formes de l'azote. Concernant les micropolluants métalliques, la mare de sédimentation semble être efficace pour le plomb et le chrome, alors que le zinc et le cuivre semblent être traités à la fois par la mare de sédimentation et le filtre planté de roseaux. Les pesticides ne sont quant à eux que mal retenus par le système de traitement. En effet, si le diuron est complètement absent de l'effluent de sortie, le glyphosate semble quant à lui dégradé en AMPA.

De plus, les résultats montrent des rendements très intéressants pour les différents polluants, qui correspondent à ceux trouvés dans la littérature pour des études similaires.

8.4 La variabilité physico-chimique intra-évènementielle

Comme indiqué précédemment, la variabilité physico-chimique intra-évènementielle de l'épisode du 8 septembre 2013 a été analysée, afin de connaître la dynamique de la qualité des effluents le long de la filière de traitement au cours de l'épisode pluvieux. Nous rappelons que cet épisode est particulier, avec une période de retour de 5 à 10 ans. Ainsi, les phénomènes observés seront certainement amplifiés par rapport à des épisodes pluvieux de plus faible période de retour.

Pour cette campagne, nous avons donc des informations de qualité de l'effluent sur des intervalles de temps plus ou moins longs suivant le point de prélèvement concerné, tel que spécifié dans le Tableau 8-9.

Tableau 8-9. Intervalle de remplissage de chaque bouteille pour chaque point de prélèvement

	Intervalle de remplissage de la bouteille	
	Entrée et intermédiaire	Sortie
1	0 – 10 min	0 – 5 h
2	10 – 20 min	5 – 10 h
3	20 – 30 min	10 – 15 h
4	30 – 40 min	15 – 20 h
5	40 – 50 min	-
6	50 – 60 min	-

Le nombre de bouteilles à analyser a été déterminé suivant les caractéristiques de l'évènement pluvieux considéré, tel que montré sur la Figure 8-39. En effet, la période de pluie intense a duré 1:02, puis l'intensité a fortement diminué au point que la mare de sédimentation se vidangeait plus vite qu'elle ne se remplissait. C'est pourquoi seules les 6 premières bouteilles (1 heure d'échantillonnage) du point d'entrée et du point intermédiaire sont analysées. Concernant le point de sortie, un nouvel épisode pluvieux est arrivé au bout de 21 heures. Notre volonté étant d'étudier un évènement unique, nous avons analysé les 4 premières bouteilles (20 heures d'échantillonnage).

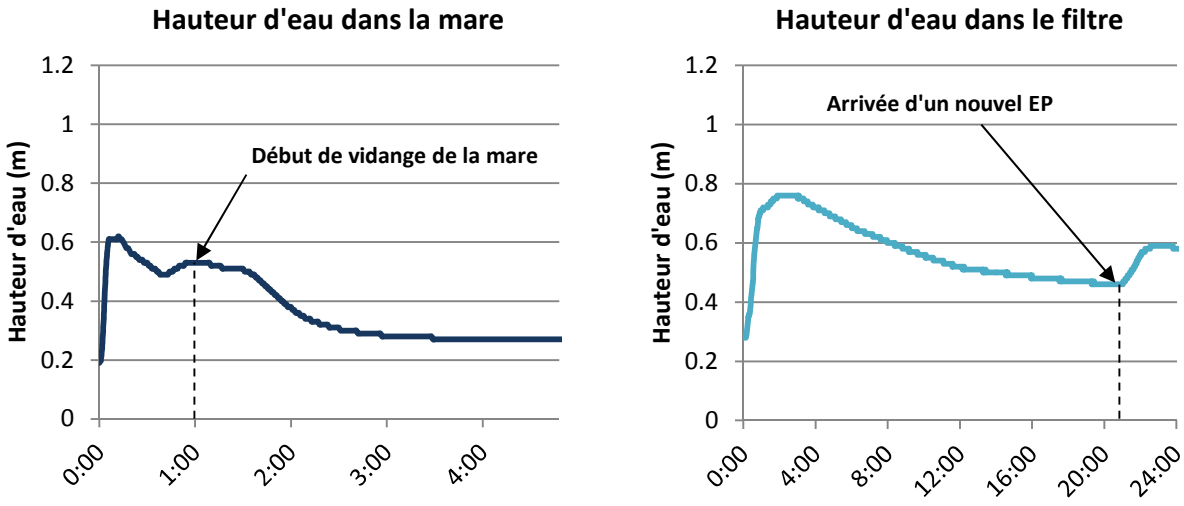


Figure 8-39. Suivi des hauteurs d'eau dans la mare de sédimentation (à gauche) et dans le filtre planté de roseaux (à droite) pour l'épisode pluvieux du 8 septembre 2013

Les six premières bouteilles du point de prélèvement n°1 (entrée du système de traitement) sont montrées sur la Figure 8-40. Il est possible de constater que l'aspect visuel des 6 échantillons est très différent. A l'évidence, de très nombreuses particules ont été remises en suspension au début de l'évènement pluvieux, comme en atteste la couleur de l'échantillon contenu dans la bouteille n°1.

Figure 8-40. Six premières bouteilles du point d'entrée pour l'épisode pluvieux du 8 septembre 2013 (de la gauche vers la droite : bouteille n°1 vers bouteille n°6)

Ces observations visuelles se vérifient avec le suivi des matières en suspension et des matières volatiles en suspension, présenté respectivement dans la Figure 8-41 et la Figure 8-42. La concentration en MES, très importante dans la première bouteille (1560mg/L), diminue de façon très importante au cours du temps, que ce soit pour le point d'entrée ou le point intermédiaire. Pour le point de sortie, les concentrations sont systématiquement inférieures à 2mg/L, avec également une diminution des concentrations entre la bouteille n°1 et la bouteille n°4.

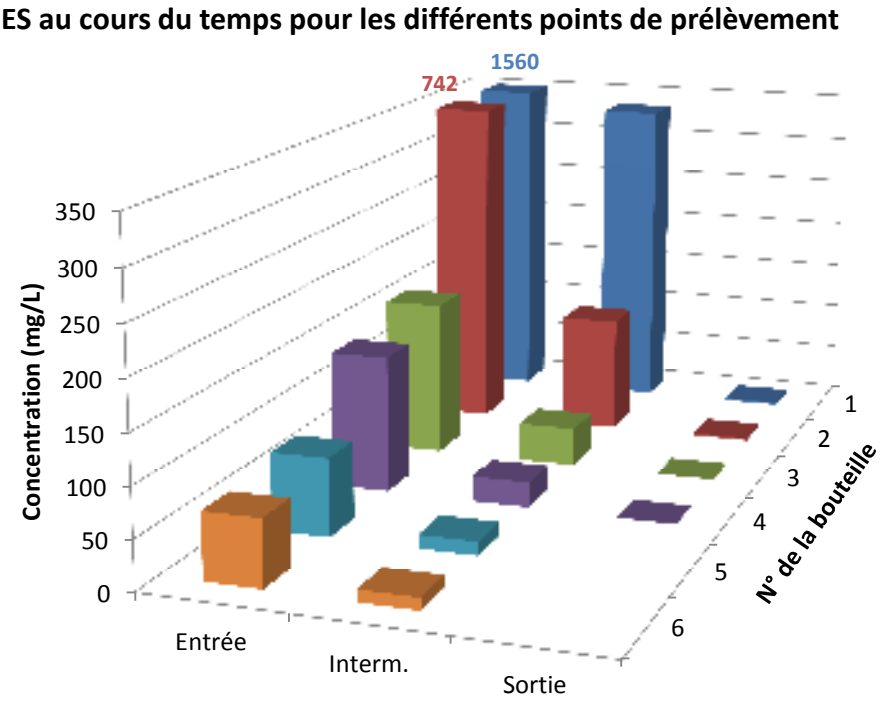


Figure 8-41. Variations des concentrations en MES au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 1mg/L)

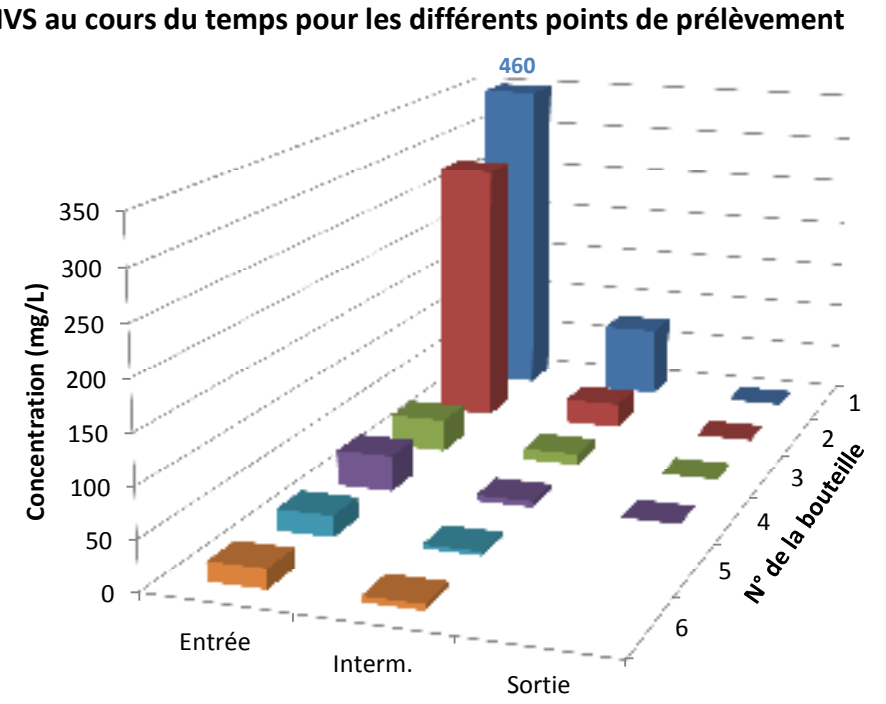


Figure 8-42. Variations des concentrations en MVS au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 1mg/L)

Concernant la demande chimique en oxygène, dont les résultats sont présentés sur la Figure 8-43, on observe des tendances similaires à celles observées précédemment pour les matières en suspension. Il semblerait donc que la DCO soit majoritairement sous forme particulaire et donc fixée aux matières en suspension. Cette hypothèse se confirme avec l'observation de la Figure 8-44, qui montre des corrélations linéaires très proches entre la concentration en DCO et la concentration en MES, que ce soit pour le point d'entrée ou pour le point intermédiaire.

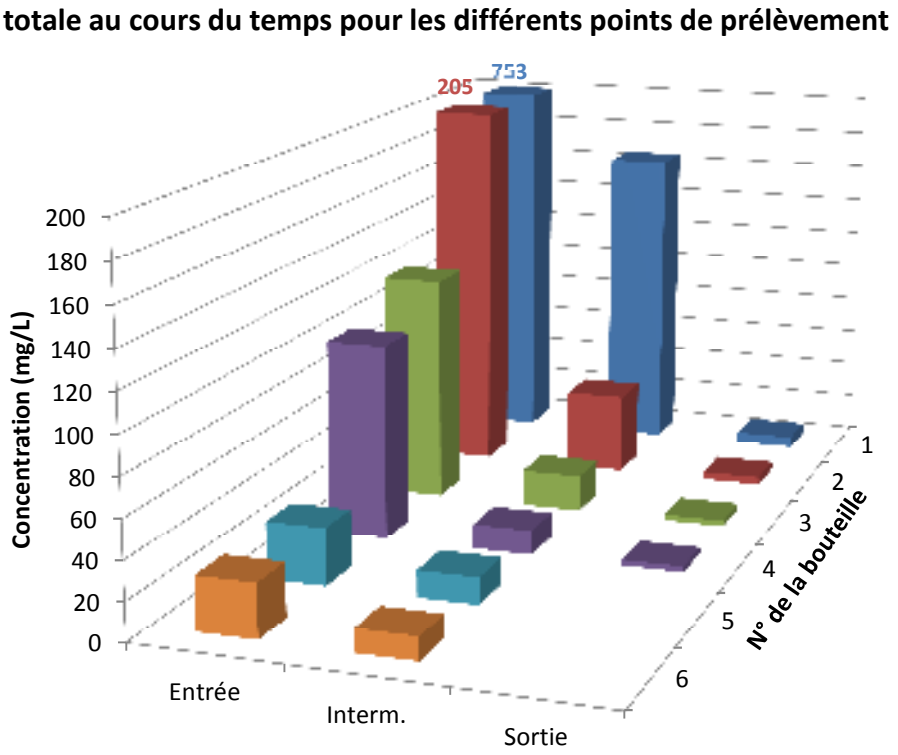


Figure 8-43. Variations des concentrations en DCO totale au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 2mg/L)

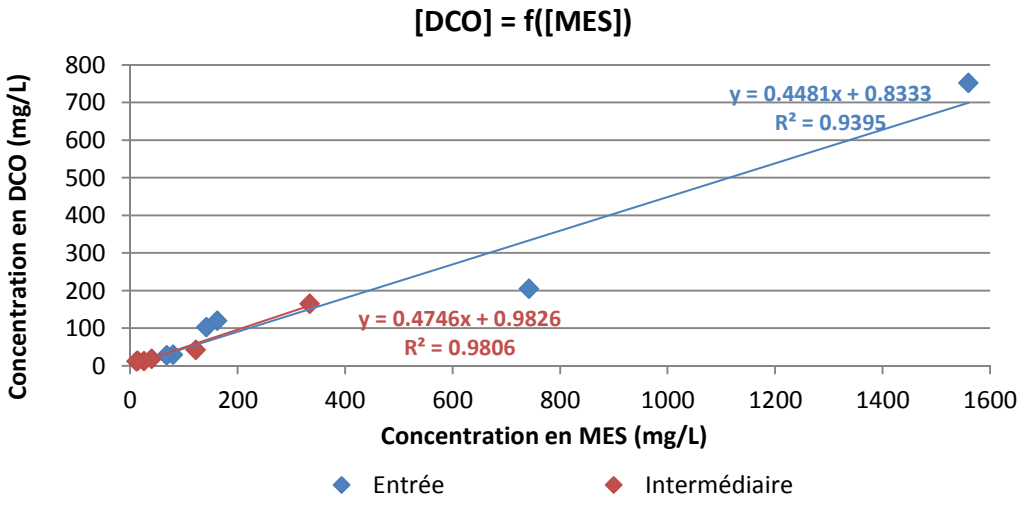


Figure 8-44. Corrélations entre la DCO et les MES pour l'épisode pluvieux du 8 septembre 2013

Au contraire, en ce qui concerne la DCO dissoute et le COD (Figure 8-45 et Figure 8-46), la tendance observée est très différente des tendances observées précédemment. On voit, pour ces deux paramètres, une diminution de la concentration au début de l'évènement pluvieux suivie d'une augmentation de celle-ci. Nous avons donc cherché à voir s'il existait ou non une corrélation entre les concentrations en DCO dissoute ou le COD et la hauteur d'eau dans la mare de sédimentation (qui traduit le flux entrant dans le système).

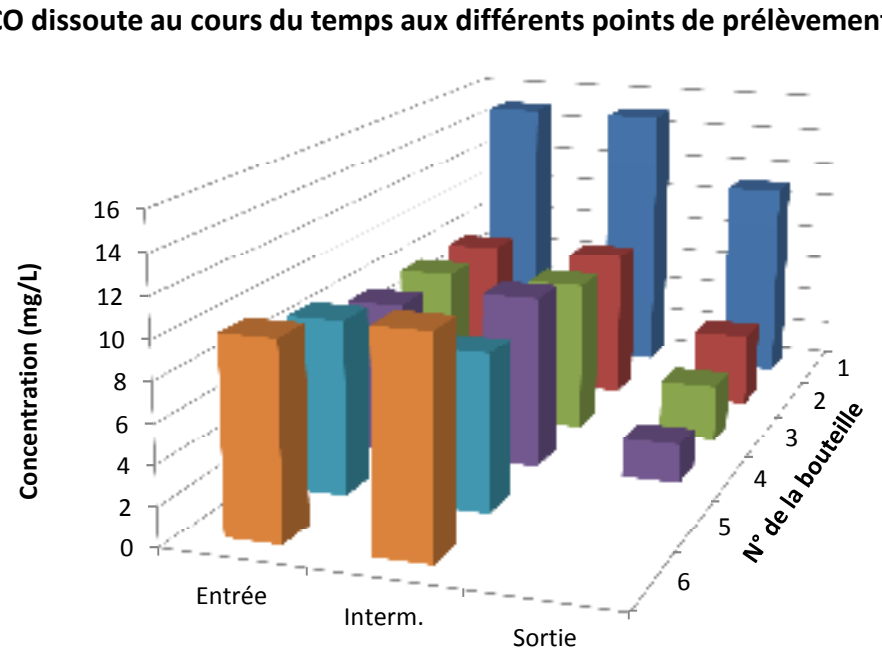


Figure 8-45. Variations des concentrations en DCO dissoute au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 2mg/L)

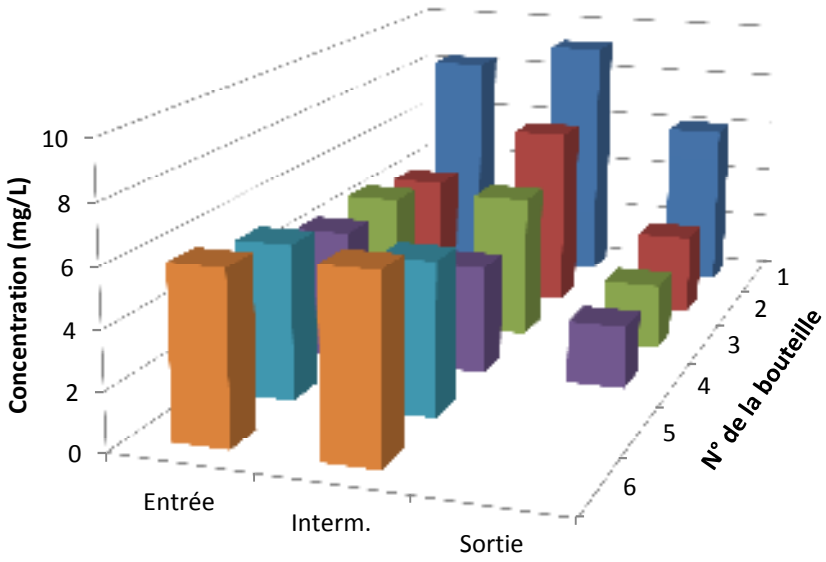


Figure 8-46. Variations des concentrations en COD au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 1,3mg/L)

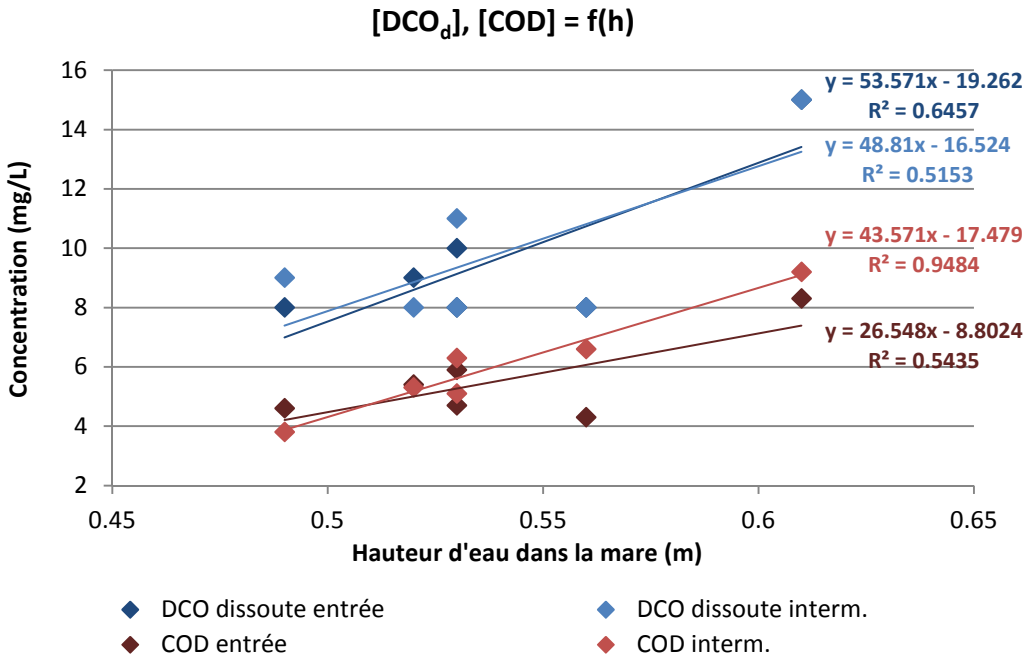


Figure 8-47. Corrélations entre la DCO dissoute, le COD et la hauteur d'eau dans la mare de sédimentation pour l'épisode pluvieux du 8 septembre 2013

Cette figure montre que seul le COD au point intermédiaire semble être corrélé linéairement avec la hauteur d'eau dans la mare. Ainsi, les variations de concentration observables dans la Figure 8-45 et la Figure 8-46 ne semblent pas être reliées au flux entrant.

Concernant les différentes formes de l'azote, les résultats sont présentés de la Figure 8-48 à la Figure 8-52. Malgré les concentrations élevées par rapport aux autres évènements pluvieux, les concentrations en sortie du système de traitement pour les différentes formes de l'azote sont inférieures à celles obtenues pour les autres épisodes pluvieux (voir Chapitre 8.2.5). De même, en ce qui concerne les différentes formes du phosphore, les résultats sont présentés de la Figure 8-53 à la Figure 8-55. Malgré des concentrations d'entrée supérieures à celles retrouvées pour les autres épisodes pluvieux échantillonnés, les concentrations de sortie sont extrêmement faibles.

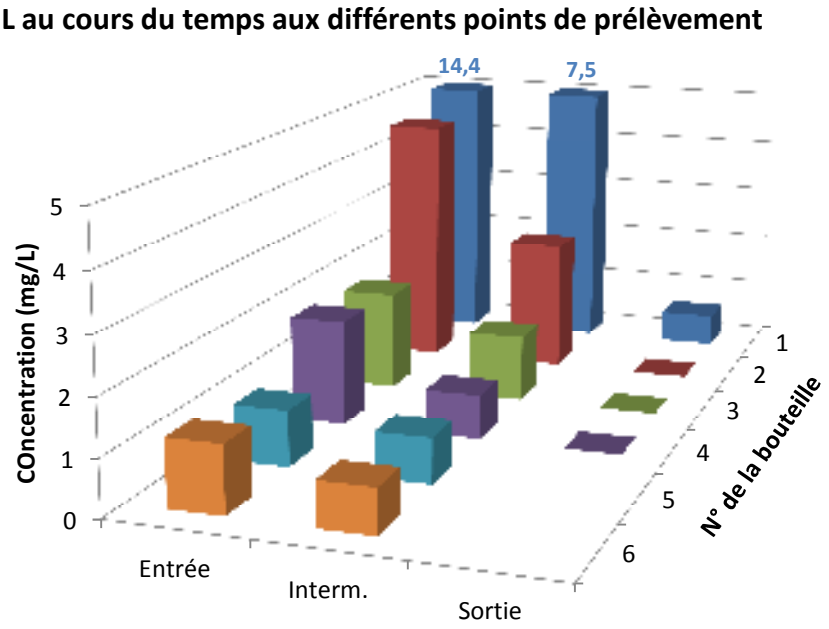


Figure 8-48. Variations des concentrations en NGL au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 0,5mg/L)

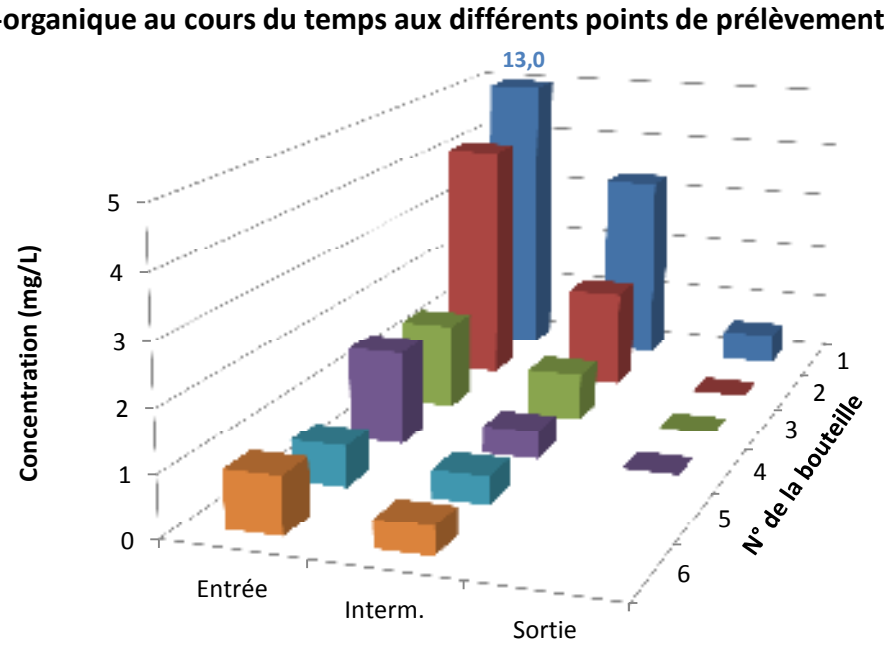


Figure 8-49. Variations des concentrations en N organique au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 0,5mg/L)

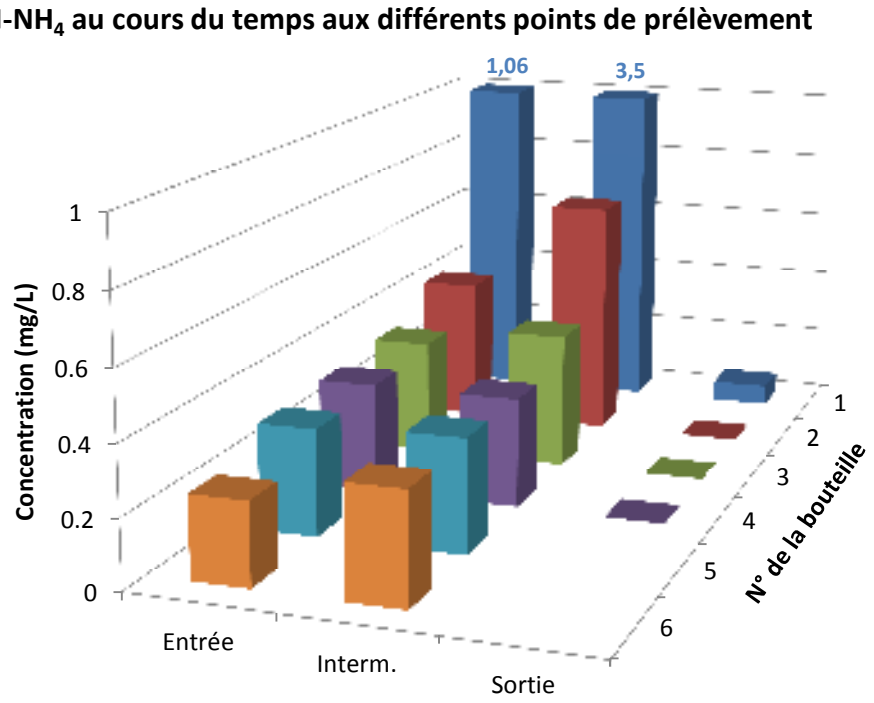


Figure 8-50. Variations des concentrations en N-NH_4 au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 0,04mg/L)

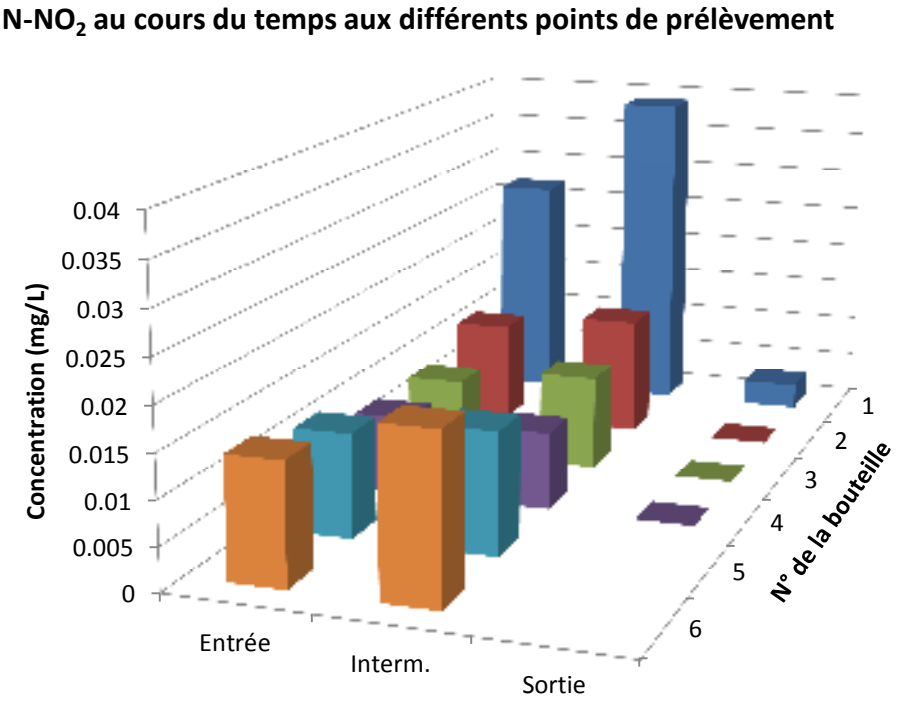


Figure 8-51. Variations des concentrations en N-NO_2 au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 0,003mg/L)

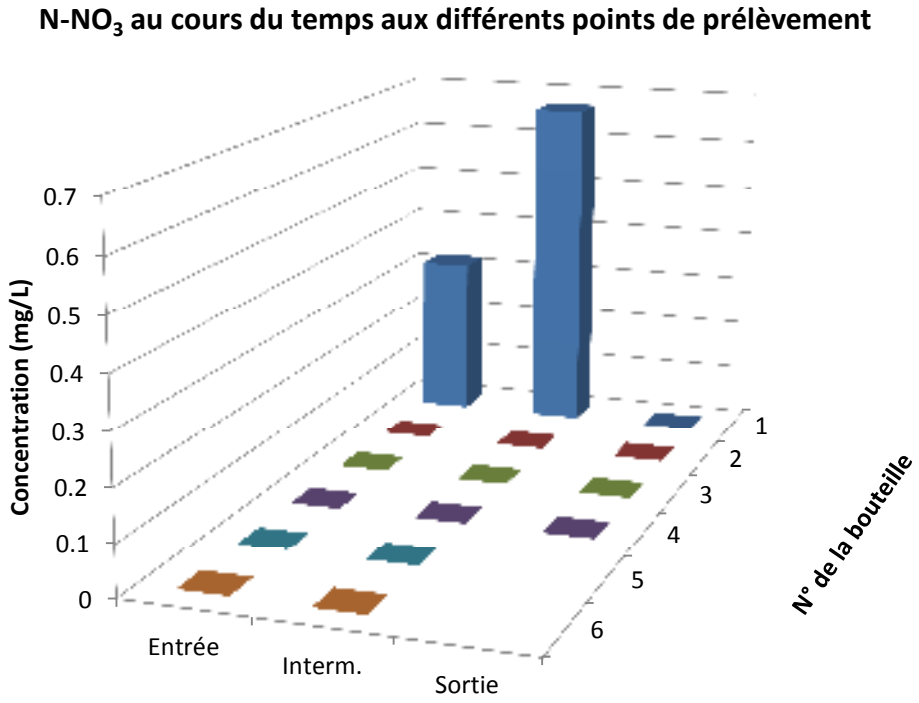


Figure 8-52. Variations des concentrations en N-NO_3 au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 0,3mg/L)

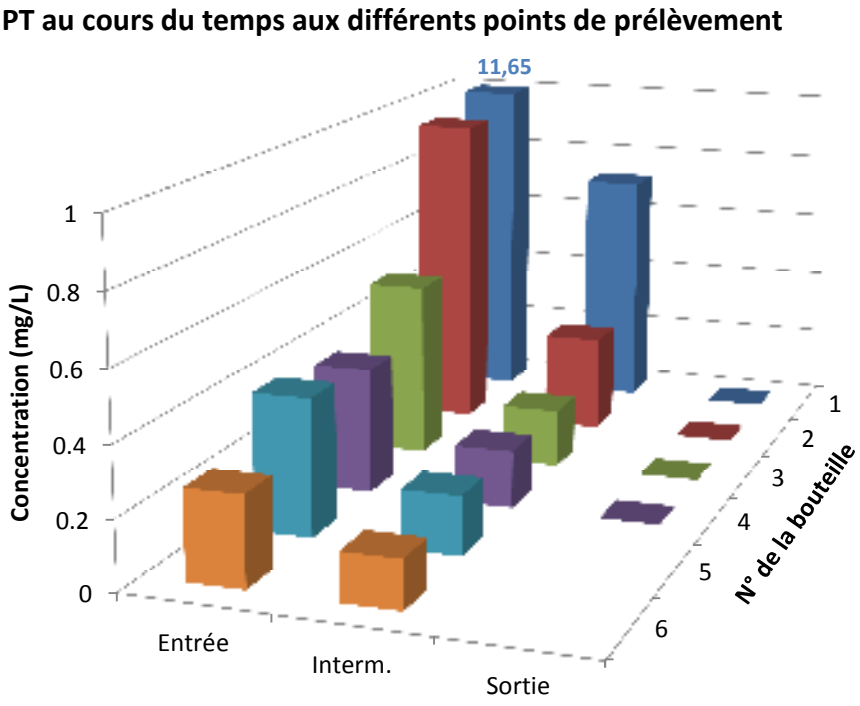


Figure 8-53. Variations des concentrations en PT au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 0,05mg/L)

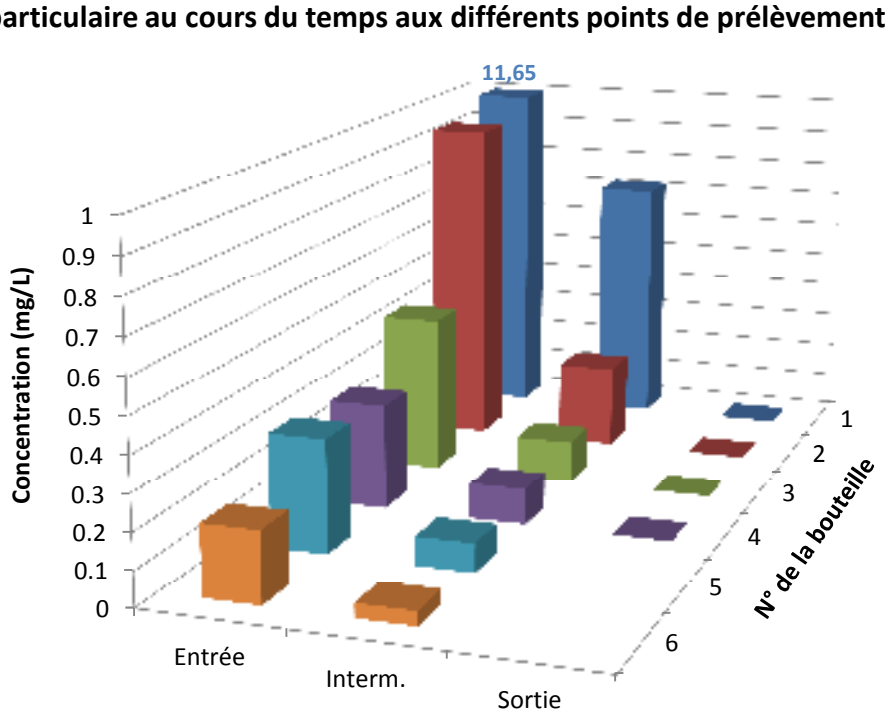
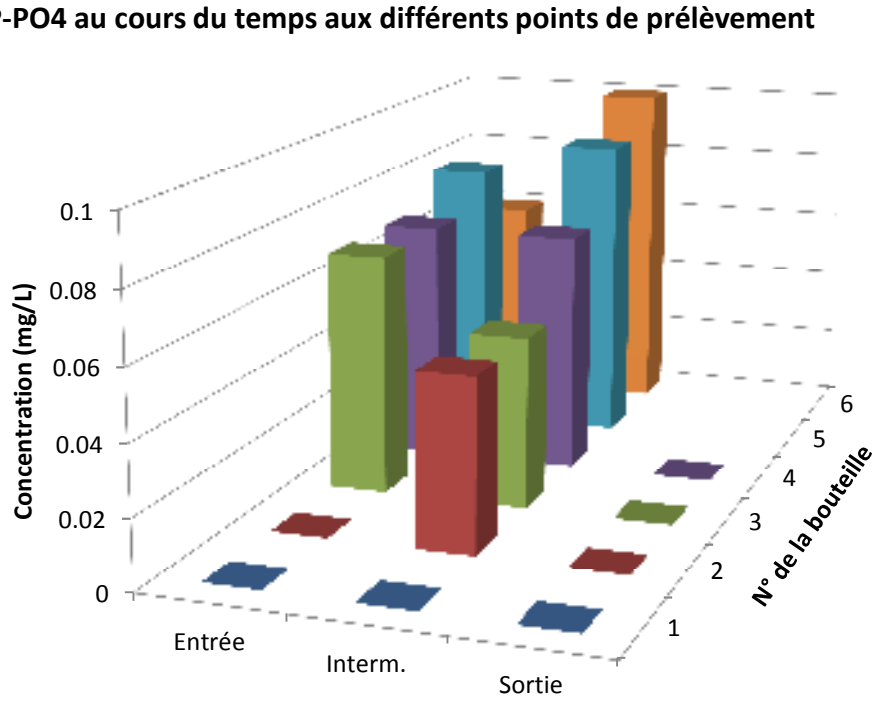


Figure 8-54. Variations des concentrations en P particulaire au cours de l'évènement pluvieux du 8/09/2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 0,05mg/L)



Remarque : Sur cette figure, l'ordre des bouteilles a été inversé par rapport aux autres figures pour des raisons de lisibilité des résultats

Figure 8-55. Variations des concentrations en P-PO_4 au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 0,05mg/L)

Les derniers paramètres ayant été analysés lors de cette campagne de prélèvement sont les micropolluants métalliques (Figure 8-56 à Figure 8-62).

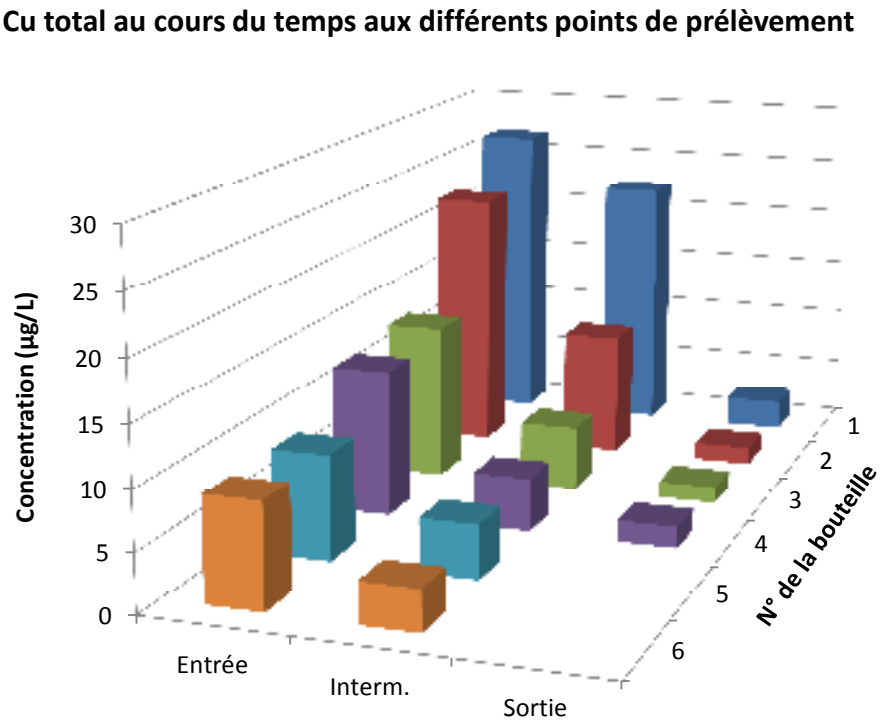


Figure 8-56. Variations des concentrations en cuivre total au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 1,0µg/L)

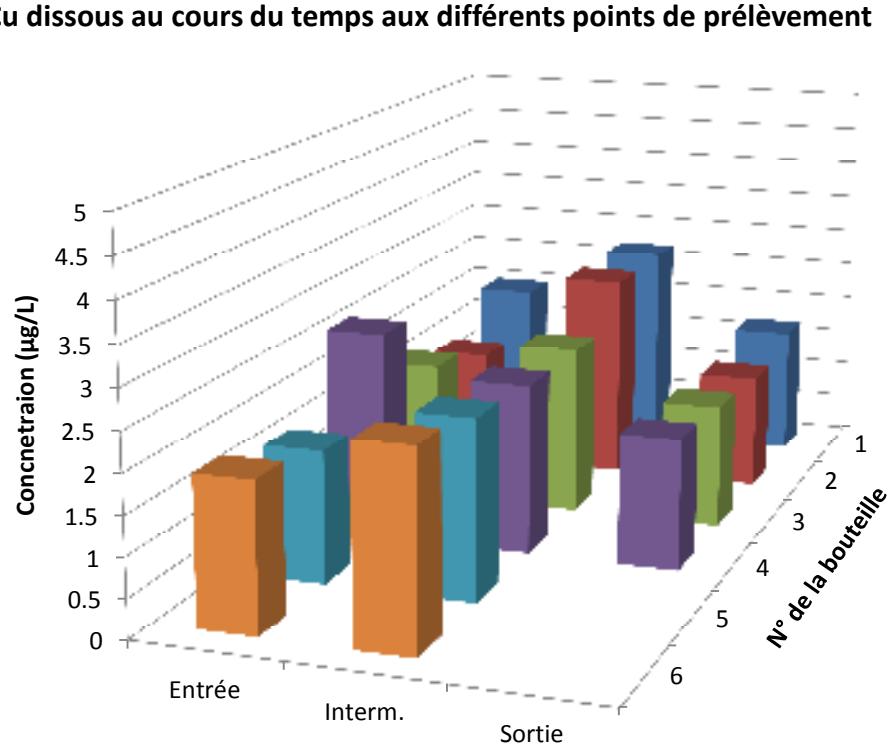


Figure 8-57. Variations des concentrations en cuivre dissous au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 1,0µg/L)

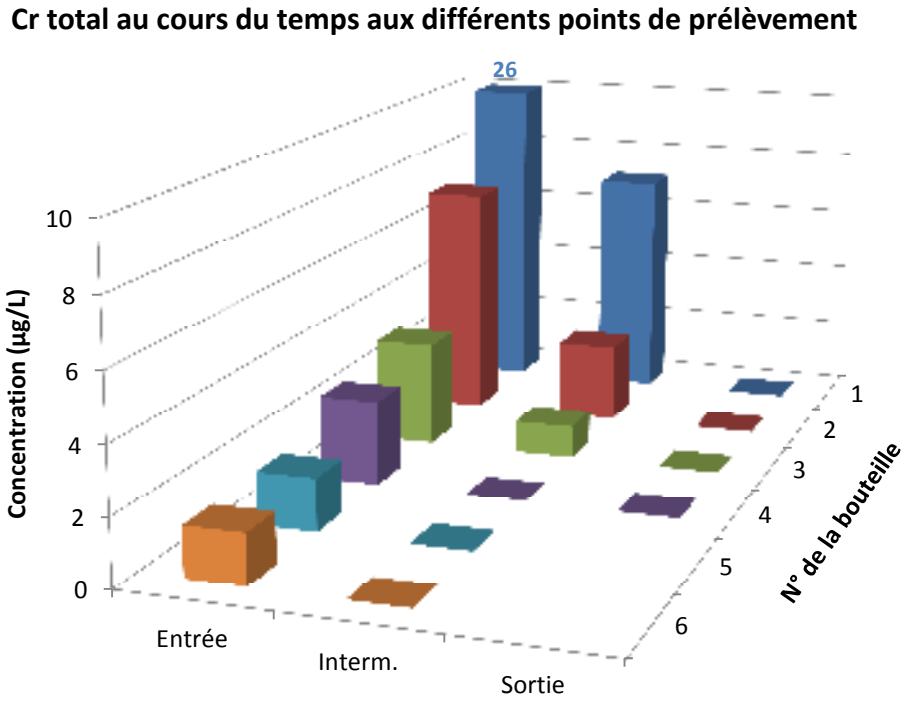


Figure 8-58. Variations des concentrations en chrome total au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 1,0µg/L)

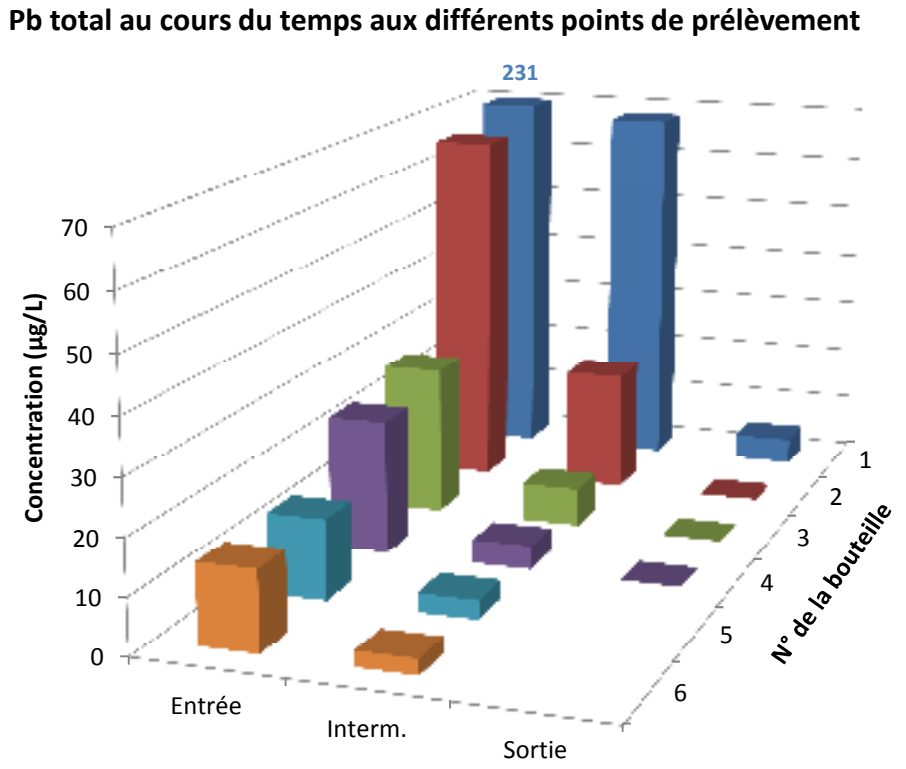


Figure 8-59. Variations des concentrations en plomb total au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 1,0µg/L)

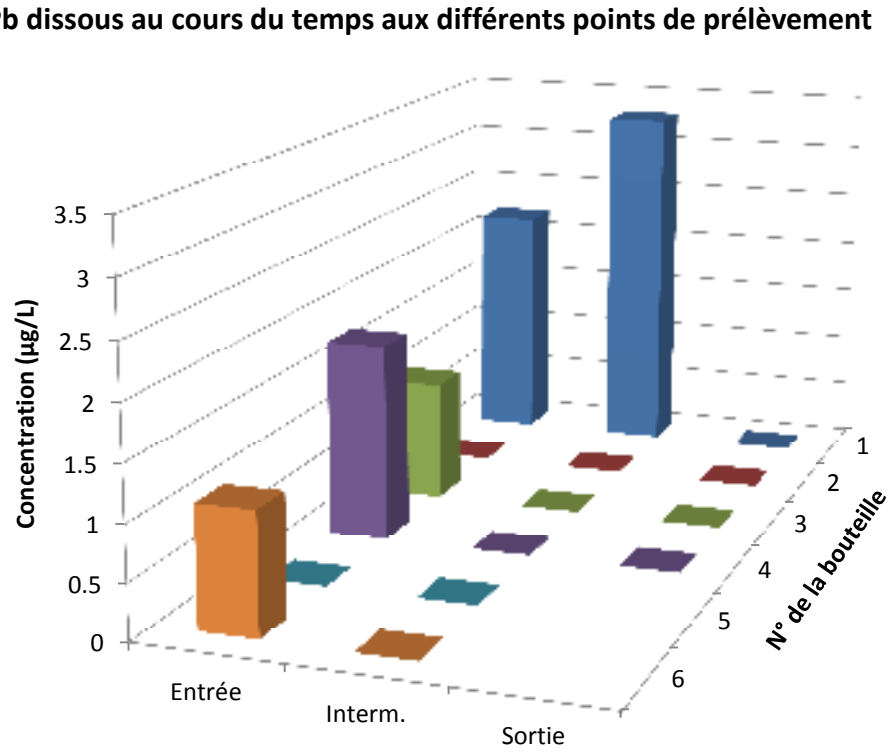


Figure 8-60. Variations des concentrations en plomb dissous au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 1,0µg/L)

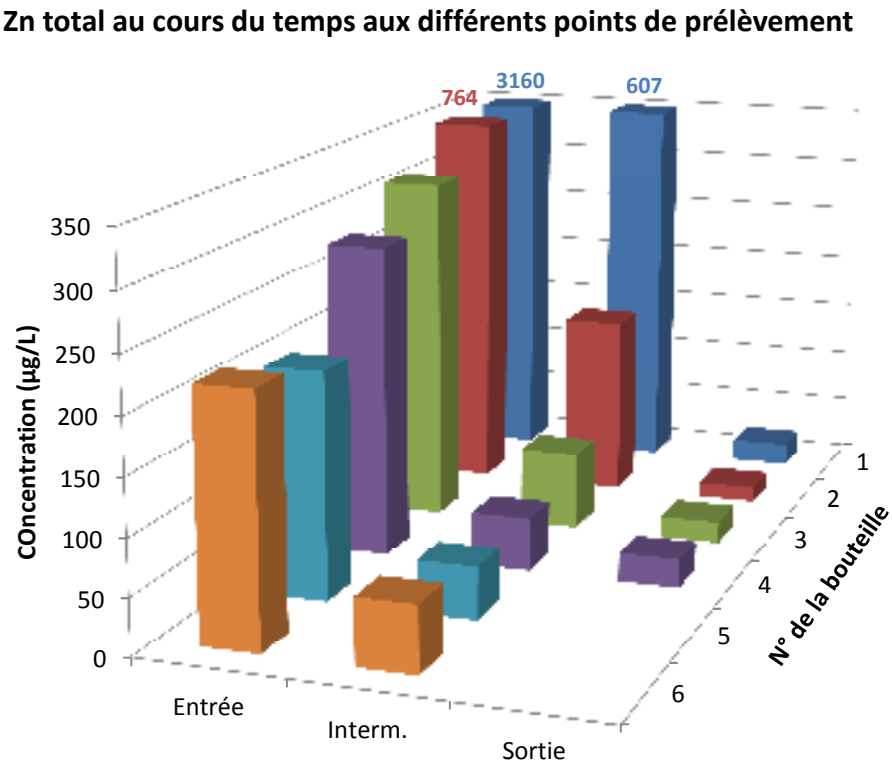


Figure 8-61. Variations des concentrations en zinc total au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 2,0µg/L)

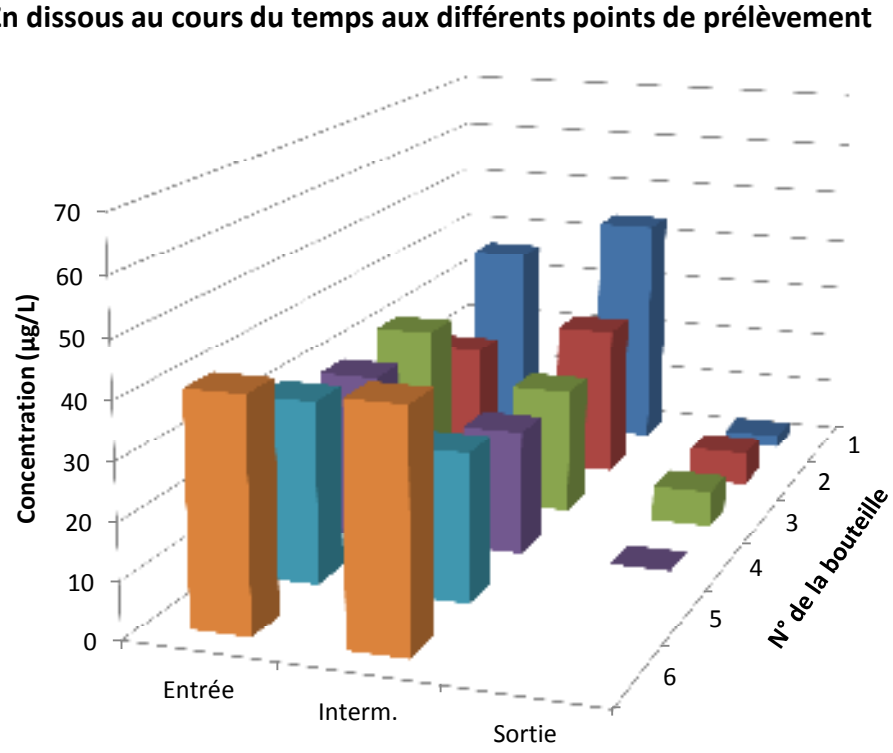


Figure 8-62. Variations des concentrations en zinc dissous au cours de l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013 pour les différents points de prélèvement (LQ = 2,0µg/L)

De même que précédemment, un comportement « particulaire » a été identifié, tel que le montre le Tableau 8-10. Les métaux sont donc principalement fixés aux particules contenues dans l'effluent. Concernant les micropolluants métalliques dissous, leur comportement n'a pas pu être corrélé à un comportement « dissous » tel que nous l'avons défini précédemment à l'aide de la DCO dissoute. Aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre les métaux dissous et la DCO dissoute.

Tableau 8-10. Coefficients de détermination R^2 entre les concentrations en micropolluants métalliques et les concentrations en MES ou en DCO aux points d'entrée et intermédiaire

	Entrée		Intermédiaire	
	MES	**DCO**	**MES**	**DCO**
Cu total	0,90	0,33	0,99	0,60
Cr total	0,95	0,80	0,99	0,71
Pb total	0,95	0,80	0,99	0,67
Zn total	0,94	0,83	1,00	0,67

Par comparaison des concentrations de l'échantillon total et de la phase dissoute, il est possible de se rendre compte que la proportion « dissous / particulaire » est différente suivant les métaux considérés et est variable au cours du temps, tel que montré dans la Figure 8-63. En effet, il est possible de constater que :

- ✓ Le ratio « dissous / total » augmente au cours du temps, que ce soit pour le cuivre, le plomb ou le chrome aux points d'entrée et intermédiaire, à l'exception du plomb au point intermédiaire
- ✓ Au point intermédiaire, le ratio « dissous / total » est plus élevé pour le zinc et le cuivre qu'au point d'entrée ; cela implique qu'une partie du polluant particulaire est retenue dans la mare de sédimentation et que c'est la fraction dissoute qui passe majoritairement vers le filtre planté de roseaux au fil du temps, le ratio augmentant significativement au cours du temps
- ✓ Le plomb est essentiellement sous forme particulaire dès le point d'entrée et sédimente en quasi-totalité dans la mare de sédimentation et n'atteint que peu le filtre planté de roseaux

Ces observations pourront être vérifiées lors des analyses de sédiments et de sols effectuées sur les mares de sédimentation et les filtres plantés de roseaux (voir Chapitre 9.1).

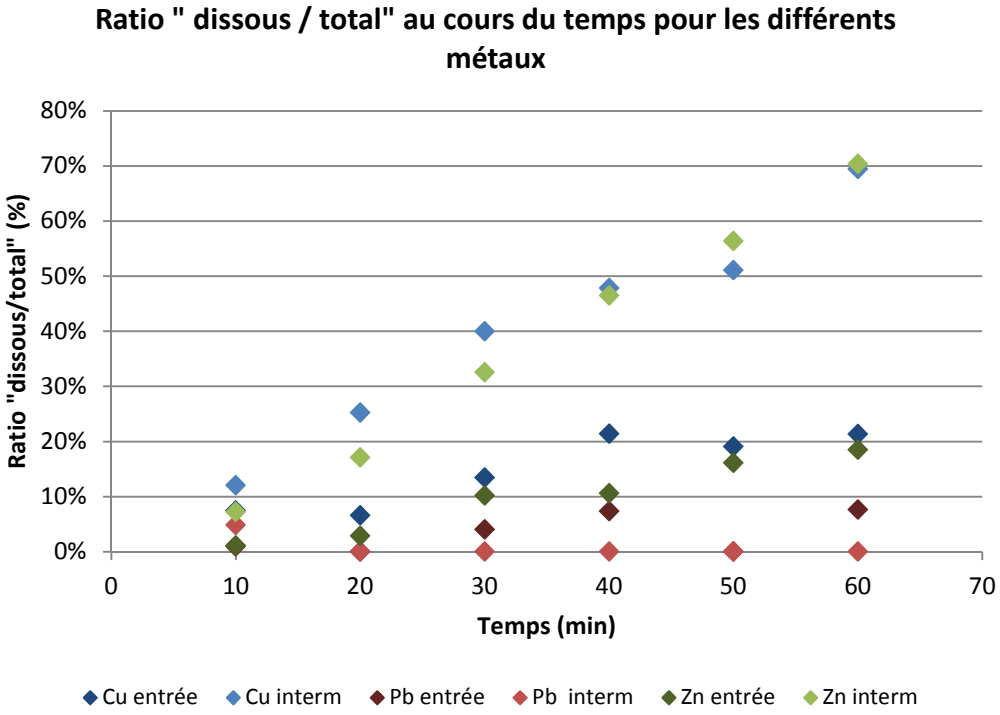


Figure 8-63. Evolution du ratio "dissous / total" au cours du temps pour les différents micropolluants métalliques pour les points de prélèvement entrée et intermédiaire

SYNTHESE – VARIABILITE INTRA-EVENEMENTIELLE

Pour l'épisode pluvieux du 8 septembre 2013, nous avons fait le choix de nous intéresser à la variabilité intra-évènementielle, c'est-à-dire de suivre la concentration de l'effluent en polluants au cours du temps pour les différents points de prélèvement.

Cette étude a mis en évidence plusieurs types de comportement : un comportement de type « particulaire », qui suit une décroissance importante et continue entre la première bouteille prélevée et les suivantes, et un comportement « dissous » qui entraîne une concentration de l'effluent dépendante de la quantité d'eau qui parvient au système de traitement (augmentation de la concentration lors de la reprise de la pluie). Tous les polluants peuvent être rattachés à un comportement ou un autre, à l'exception des orthophosphates.

De plus, il a été possible de constater que le ratio « dissous / total » diminue fortement, que ce soit au cours du temps ou le long du fil d'eau, notamment pour les micropolluants métalliques. Cela traduit le stockage de la phase particulaire de ces polluants le long de la filière de traitement, notamment dans la mare de sédimentation.

8.5 Le curage du réseau : la remise en suspension de la pollution

En plus des évènements pluvieux décrits dans le Tableau 8-4, des échantillons supplémentaires ont été prélevés lors d'un curage du réseau d'assainissement : à l'aide d'une hydrocureuse, de l'eau est injectée à forte pression dans le réseau pour remettre les particules en suspension et est ensuite aspirée de nouveau par l'hydrocureuse pour capter tous les sédiments et ainsi nettoyer le réseau. Le 27 septembre 2013, un curage du réseau a eu lieu et des échantillons ont été prélevés pour estimer la pollution remise en suspension et donc stockée normalement au fond du réseau d'assainissement. Les analyses ont été effectuées sur le point d'entrée et le point intermédiaire, directement impactés par cette remise en suspension des sédiments. Il est possible de voir sur la Figure 8-64 que l'état global de la mare est fortement dégradé, avec une eau très fortement chargée en matières en suspension.

Il est important de noter que suite à ce curage du réseau d'assainissement, la mare de sédimentation a été affectée (notamment en ce qui concerne la couleur de l'eau) pendant une dizaine de jours. Nous avons donc fait le choix d'attendre trois épisodes pluvieux avant d'effectuer de nouveau des prélèvements.

Figure 8-64. Mare de sédimentation n°3 (à gauche, état normal, à droite, état lors du curage du réseau d'assainissement le 27/09/2013)

Les résultats d'analyse des MES présentés dans la Figure 8-65 confirment ce constat visuel, puisque la concentration totale de MES est égale à 2200mg/L. Il est par ailleurs possible de constater que la fraction inorganique est hautement prédominante, avec une concentration égale à 1670mg/L (76% de l'échantillon brut).

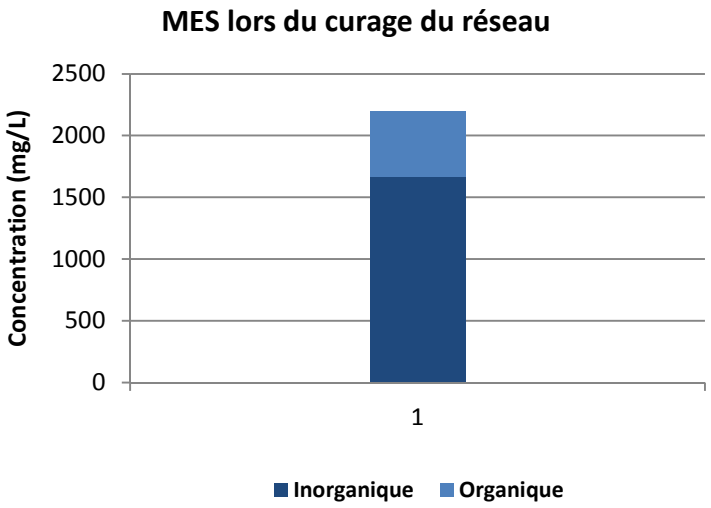


Figure 8-65. Matières en suspension au point d'entrée lors du curage du réseau d'assainissement

En ce qui concerne la matière organique, il n'a pas été possible d'analyser la DBO_5 par manque d'échantillon disponible. Cependant, les résultats en DCO et en COD (Figure 8-66) montrent que les concentrations en DCO relevées sont loin d'atteindre celles observées pour des épisodes pluvieux particuliers, tels ceux du 24 juillet 2013 et du 8 septembre 2013 ([DCO] = 405 et 455mg/L respectivement). Pour le COD, la concentration obtenue se situe entre les valeurs observées pour ces deux épisodes pluvieux ([COD] = 104,9 et 6,3mg/L respectivement). Ainsi, nous pouvons supposer que la DCO est relativement peu stockée dans les sédiments présents au fond du réseau d'assainissement.

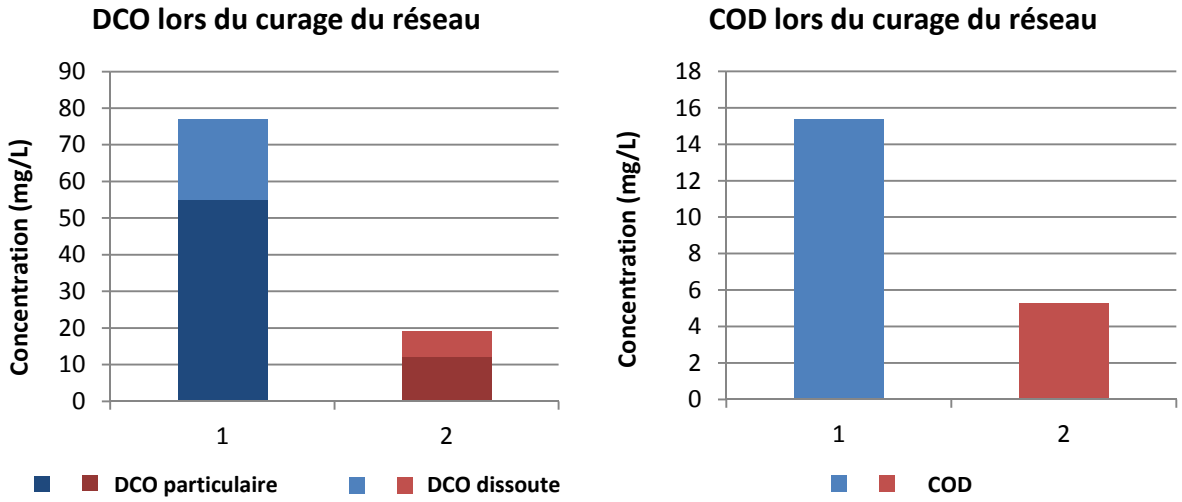


Figure 8-66. Demande chimique en oxygène et carbone organique dissous lors du curage du réseau d'assainissement

En matière de nutriments, les résultats sont présentés dans la Figure 8-67. Par comparaison avec les évènements pluvieux exceptionnels les concentrations obtenues en azote sont très supérieures à celles obtenues le 24 juillet 2013 et le 8 septembre 2013 ([NGL] = 10,9 et 9,1mg/L respectivement), avec une concentration en NGL égale à 22mg/L. Cette observation n'est pas aussi tranchée pour le phosphore, pour lequel les concentrations en phosphore total des épisodes pluvieux cités précédemment atteignent respectivement 1,06 et 6,01mg/L, contre 7,03mg/L pour l'échantillon prélevé lors du curage du réseau d'assainissement. De plus, il est intéressant de remarquer que la concentration en $N\text{-}NO_3$ augmente de façon significative entre le point d'entrée et le point intermédiaire, avec une concentration de 1,33mg/L au point intermédiaire contre une concentration inférieure à la limite de quantification (0,05mg/L) pour le point d'entrée. La concentration en $N\text{-}NH_4$ passant de 4,2mg/L à 1,5mg/L, nous pouvons supposer qu'une réaction de nitrification s'est mise en place dans la mare de sédimentation.

Par ailleurs, pour l'azote et le phosphore, la mare de sédimentation présente des rendements très intéressants : 81,8% pour le NGL et 94,2% pour le PT. Ainsi, la mare de sédimentation contribue à diminuer fortement les concentrations en polluants avant passage vers le filtre planté de roseaux.

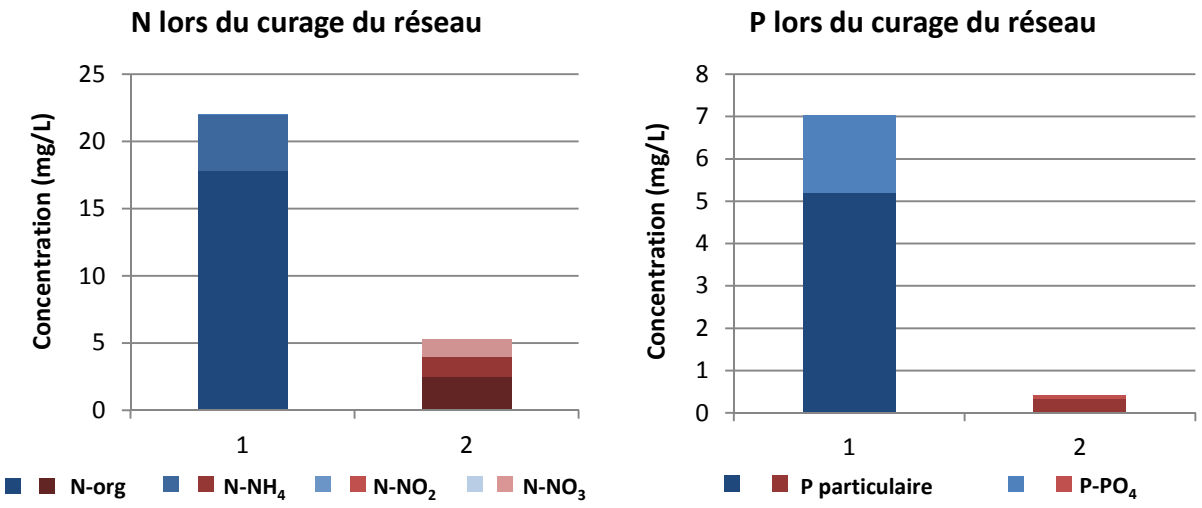


Figure 8-67. Nutriments lors du curage du réseau d'assainissement

En ce qui concerne les micropolluants métalliques, les résultats sont présentés sur la Figure 8-68. Les résultats montrent qu'à l'exception du cuivre et du nickel, les micropolluants métalliques sont exclusivement sous forme particulaire (ratio « dissous / total » pour le cuivre = 22% et pour le nickel = 5%).

De plus, les concentrations observées sont très supérieures à celles obtenues pour les évènements pluvieux du 24 juillet 2013 et du 8 septembre 2013, comme en atteste le Tableau 8-11 pour les micropolluants métalliques communs.

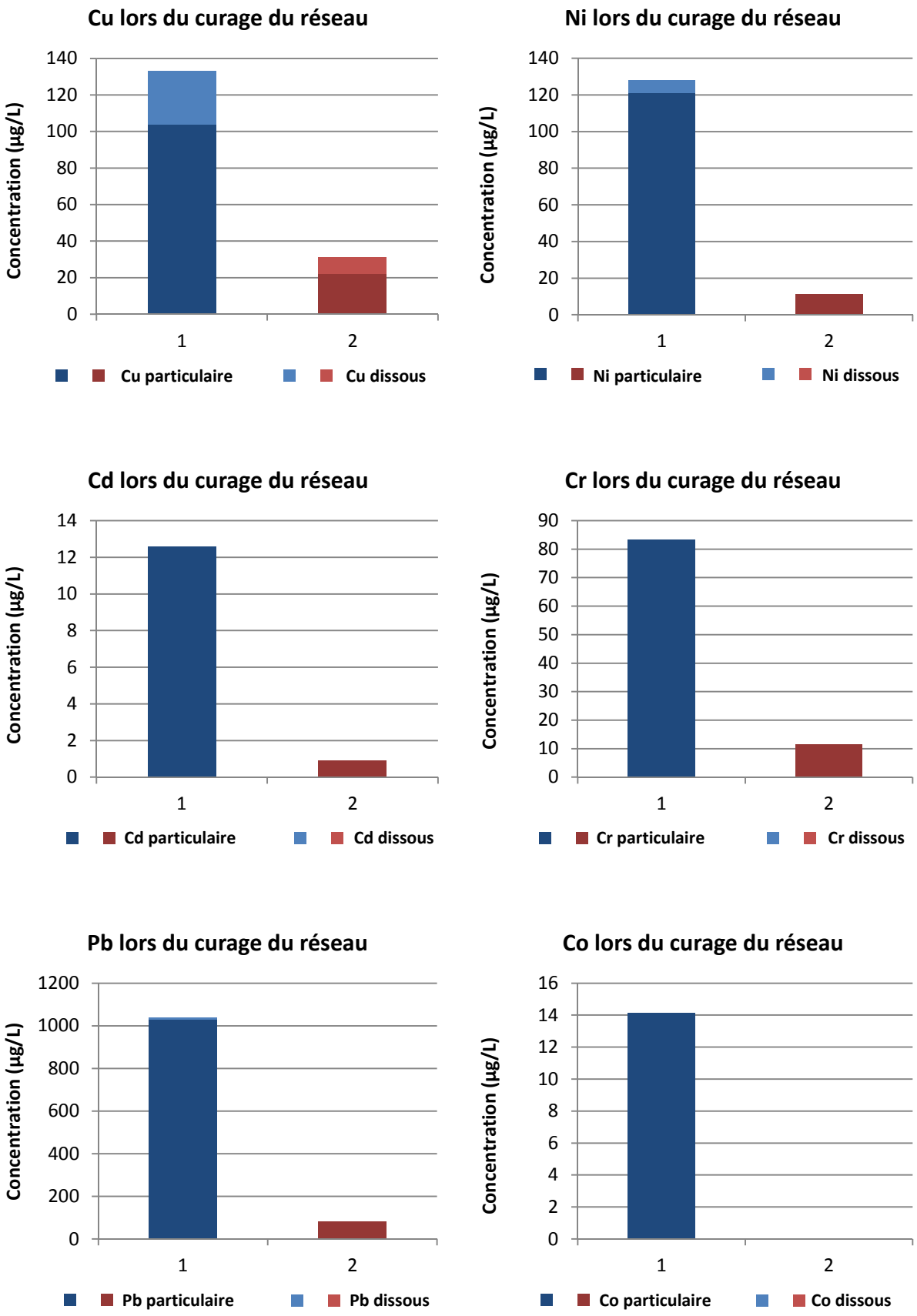


Figure 8-68. Les micropolluants métalliques lors du curage du réseau d'assainissement

Tableau 8-11. Comparaison des concentrations d'entrée des épisodes pluvieux du 24 juillet 2013, du 8 septembre 2013 et du curage du réseau d'assainissement

	Concentration d'entrée (échantillon total) (µg/L)		
	24/07/2013	**08/09/2013**	**Curage réseau**
Cu	42,4	23,7	133,1
Cr	7,4	15,6	83,4
Pb	47,4	141,0	1037

Ainsi, il semble qu'une très grande quantité de micropolluants métalliques soit stockée dans les sédiments présents au fond du réseau d'assainissement, et donc par conséquent, au fond de la mare de sédimentation. Ces observations devront être appuyées par des analyses de sédiments pour déterminer dans quelle mesure les polluants sont retenus par la mare de sédimentation.

SYNTHESE – CURAGE DU RESEAU D'ASSAINISSEMENT

Un curage du réseau d'assainissement a été effectué par la Communauté Urbaine de Strasbourg le 27 septembre 2013. Celui-ci a engendré la remise en suspension des sédiments contenus au fond du réseau d'assainissement, notamment au point de prélèvement n°1. Un prélèvement ponctuel a donc été effectué pour estimer la contribution des sédiments remis en suspension à la qualité de l'effluent.

Les résultats ont mis en évidence des concentrations très importantes pour les différents polluants, notamment les différentes formes de l'azote et du phosphore et plus particulièrement les micropolluants métalliques.

De plus, un prélèvement a également été effectué au niveau du point intermédiaire, et les résultats ont montré que la mare de sédimentation atteignait d'excellents rendements pour retenir les sédiments remis en suspension, ainsi que les polluants qui y sont fixés.

8.6 Modèle multi-paramètres linéaire prédictif

Le Chapitre 8.1 a montré que les concentrations en entrée du système de traitement sont très variables suivant les différents épisodes pluvieux échantillonnés. C'est pourquoi il nous a semblé intéressant de se questionner sur l'influence que les caractéristiques des évènements pluvieux pouvaient avoir sur les concentrations à l'exutoire du bassin versant. Nous avons donc voulu faire une étude statistique des données disponibles pour déterminer si des corrélations linéaires entre les paramètres de la pluie et les concentrations en polluants à l'exutoire du bassin versant pouvaient être mises en évidence, ceci afin de mettre en place un modèle prédictif simple permettant d'estimer les concentrations en polluants en fonction des paramètres de la pluie, dont l'acquisition est continue.

Afin d'avoir une première estimation des paramètres des évènements pluvieux qui pourraient influer sur les concentrations à l'exutoire du bassin versant, une série d'interpolations a été réalisée, avec les concentrations en polluants comme paramètres dépendants et les paramètres de pluie comme paramètres indépendants. Ces interpolations ont été effectuées sur les polluants pour lesquels le plus de campagnes étaient disponibles, à savoir les matières en suspension, la DCO, les nutriments et les micropolluants métalliques. De même que pour les résultats présentés précédemment, l'évènement pluvieux du 8 septembre 2013, d'une période de retour de 5 à 10 ans, a été intégré à ces interpolations suite à la reconstitution des concentrations évènementielles moyennes à partir des concentrations obtenues bouteille par bouteille. Les coefficients de corrélation obtenus pour les différentes corrélations linéaires ont été reportés dans le Tableau 8-12.

Tableau 8-12. Coefficients de détermination R^2 et nombre d'évènements pour les différents polluants en fonction des différents paramètres des évènements pluvieux

	R^2				Nombre d'évènements
	Durée de temps sec	Intensité moyenne	Durée de l'évènement	Lame d'eau cumulée	
MES	0,68	0,93	0,06	0,67	9
DCO	0,78	0,99	0,20	0,28	7
NGL	0,76	0,77	0,16	0,08	10
N-NH_4	0,65	0,29	0,002	0,002	10
N-NO_2	0,73	0,81	0,44	0,04	10
N-NO_3	0,56	0,21	0,01	0,01	10
Cuivre	0,69	0,55	0,32	0,01	8
Chrome	0,18	0,37	0,04	0,21	8
Plomb	0,08	0,31	0,14	0,21	8

Dans le Tableau 8-12, il est possible de constater que globalement, la durée de l'évènement pluvieux et la lame d'eau cumulée ne sont pas du tout corrélées avec les concentrations à l'exutoire du bassin versant. Au contraire, la durée de temps sec précédant l'évènement pluvieux et l'intensité moyenne semblent plus significatifs pour nombre de polluants étudiés. Cependant, il est possible de constater que certains polluants, notamment le chrome et le plomb, ne sont pas du tout corrélés avec la durée de temps sec qui précède l'évènement pluvieux. La corrélation semble légèrement plus

élevée pour l'intensité moyenne, même si le coefficient de détermination reste toujours inférieur à 40%.

Ainsi, nous avons décidé de mettre en place des modèles multi-paramètres à l'aide du logiciel R [*R Development Core Team, 2005*], afin de créer un modèle à partir des données expérimentales obtenues pour permettre de prédire quelles seraient les concentrations en polluants en fonction de divers paramètres de l'évènement pluvieux. Un modèle différent a été calculé pour chaque polluant. Les résultats précédents ont permis d'écarter la durée de l'évènement pluvieux et la lame d'eau cumulée des paramètres significatifs : ils ne seront donc pas intégrés au modèle multi-paramètres. Seules la durée de temps sec préalable à l'évènement pluvieux et l'intensité moyenne de celui-ci ont donc été testées.

Les modèles multi-paramètres testés sont des modèles linéaires dont nous avons forcé le passage par le point de coordonnées (0,0) pour plus de réalisme. Ainsi, l'Équation 11 décrivant un modèle est de la forme :

$$[polluant] = a \times Durée\ de\ temps\ sec + b \times Intensité\ moyenne \qquad \textbf{Équation 11}$$

Afin d'estimer la pertinence du modèle trouvé par R, nous nous sommes appuyés à la fois sur le R^2 ajusté fourni par R (Tableau 8-13) et sur les erreurs relatives entre les valeurs trouvées avec le modèle et les valeurs mesurées expérimentalement.

Tableau 8-13. Valeurs de R^2 pour les différents modèles (données fournies par le logiciel R)

	R^2 ajusté
DCO	0,96
MES	0,86
NGL	0,89
N-NH_4	0,89
N-NO_2	0,85
N-NO_3	0,69
Cuivre	0,90
Chrome	0,54
Plomb	0,52

Concernant les erreurs relatives, celles-ci sont présentées sur la Figure 8-70 et la Figure 8-71, sous la forme de boîtes à moustaches. Les boîtes à moustaches présentées ont été construites à partir des différents quartiles, tel que présenté sur la Figure 8-69.

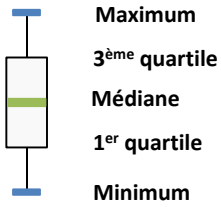


Figure 8-69. Construction des boîtes à moustaches avec les différents quartiles

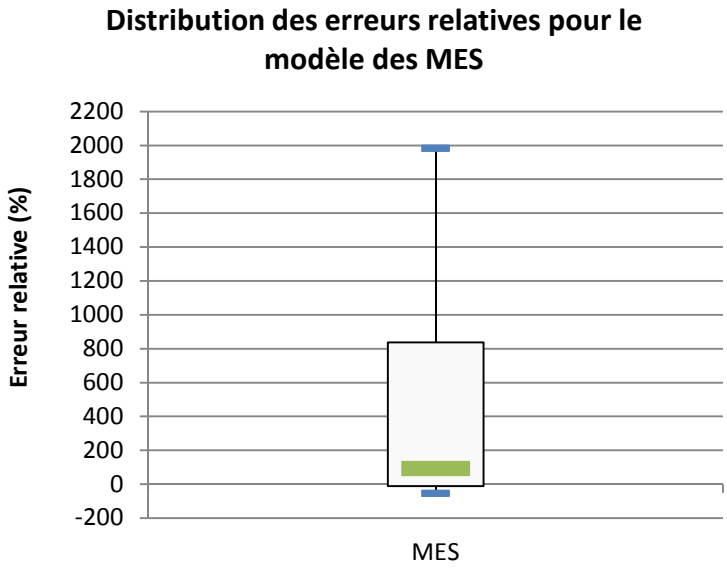


Figure 8-70. Distribution des erreurs relatives commises entre les valeurs mesurées et les valeurs calculées avec le modèle linéaire de R pour les MES

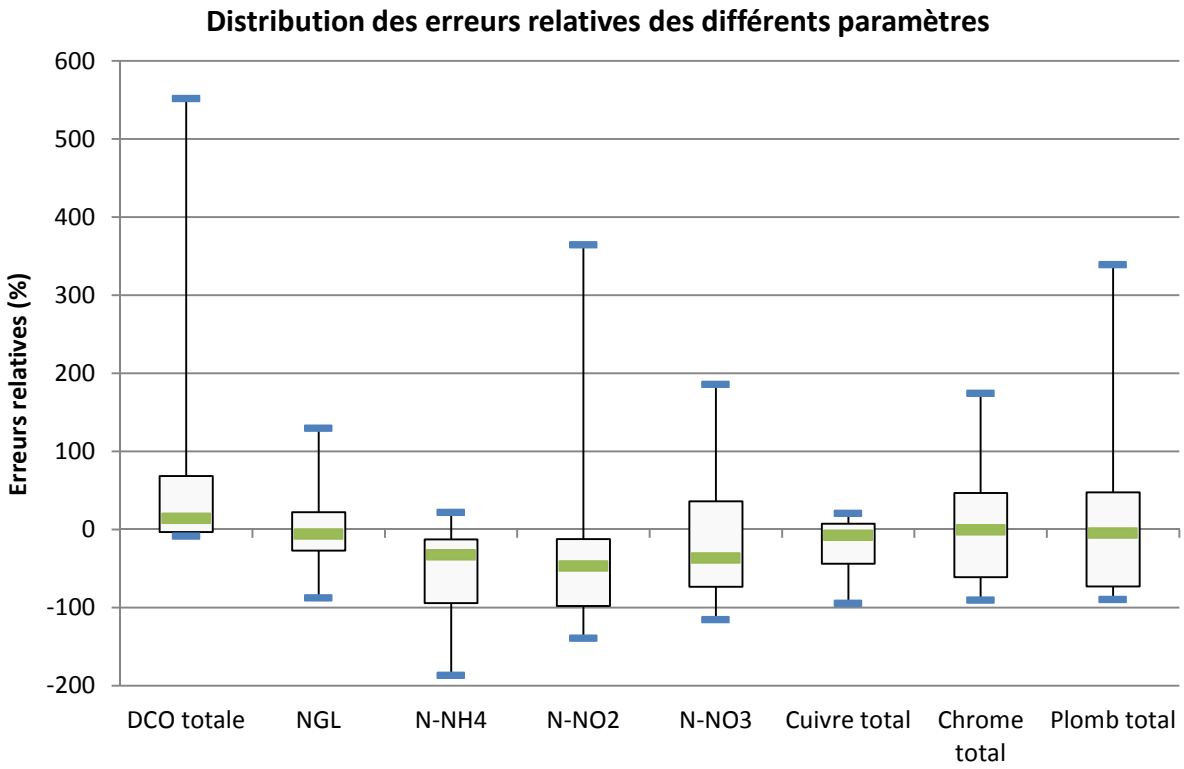


Figure 8-71. Distribution des erreurs relatives commises entre les valeurs mesurées et les valeurs calculées avec le modèle linéaire de R pour les différents paramètres

Ainsi, d'après les figures précédentes, il est possible de constater une très grande hétérogénéité des erreurs relatives obtenues. Le polluant pour lequel la variabilité des erreurs relatives est la plus faible est le cuivre total. De plus, pour ce paramètre, le R^2 ajusté fourni par R est égal à 0,90. Cependant, même si la plage de variation de l'erreur relative est la plus faible pour tous les modèles considérés, elle s'étend tout de même de -94 à 7,5%, ce qui reste malgré tout non acceptable pour un modèle prédictif réaliste. Pour les autres polluants, la plage de variation est très étendue et indique que les modèles sont trop éloignés de la réalité pour pouvoir être utilisés, malgré les excellentes valeurs de R^2 ajusté fournies par le logiciel R.

Ces résultats ne peuvent donc pas être utilisés tels quels. Deux hypothèses s'offrent à nous :

- ✓ le nombre insuffisant de campagnes réalisées est insuffisant : il serait nécessaire de fournir au logiciel un plus grand nombre de données d'entrée afin que le modèle proposé puisse devenir de plus en plus précis
- ✓ il est trop complexe de bien caractériser un épisode pluvieux avec un nombre limité de paramètres.

SYNTHESE – MODELE MULTI-PARAMETRES PREDICTIF

Le suivi de la qualité des effluents étant lourd à mettre en place, il a été tenté de mettre en place un modèle statistique simple à partir des données collectées pour déterminer une relation entre les caractéristiques des évènements pluvieux et les concentrations en polluants. En effet, ces données sont collectées en continu, contrairement aux prélèvements et aux analyses des effluents.

Si des régressions linéaires simples ont montré des corrélations individuelles intéressantes avec l'intensité moyenne de l'évènement pluvieux et la durée de temps sec qui le précède, il n'a pas été possible de déterminer un modèle multi-paramètres simple pour estimer les concentrations des polluants à l'exutoire du bassin versant considéré.

Cependant, les régressions linéaires mises en évidences semblaient prometteuses. C'est pourquoi nous supposons que les campagnes expérimentales ne sont pas en nombre suffisant pour mettre en place un tel modèle statistique. En effet, les données d'entrée pour la création des modèles sont au nombre de 10 campagnes différentes au maximum, ce qui est trop faible pour permettre la mise en place de relations statistiques fiables.

CONCLUSIONS DU CHAPITRE 8

En ce qui concerne le traitement des effluents, un certain nombre d'hypothèses ont été émises, tant sur les polluants rencontrés que sur la qualité des effluents en sortie du système de traitement.

Nous avions supposé que les polluants produits par les bassins versants comprenaient les matières en suspension, la matière organique, les nutriments, les hydrocarbures, les micropolluants métalliques et les pesticides. Les résultats ont montré que les effluents collectés à l'exutoire du bassin versant n°3 étaient bien contaminés par ces polluants, bien qu'à des concentrations parfois très différentes de celles recensées dans la littérature. Ces écarts semblent être dus à la localisation géographique du site expérimental et donc aux contraintes locales. De plus, les données collectées ont également montré que les polluants étaient présents en majorité dans la phase particulaire, à l'exception des pesticides et des nutriments. Ces hypothèses de départ sont donc confirmées.

De plus, conformément à nos attentes, la qualité des effluents en sortie du système de traitement est très bonne pour tous les polluants rencontrés et permet d'atteindre les objectifs environnementaux de l'Ostwaldergraben. La mare de sédimentation et le filtre planté de roseaux contribuent tous deux au traitement des effluents, chacun agissant plus spécifiquement sur certains polluants que sur d'autres. Ainsi, la mare de sédimentation est très efficace pour les matières en suspension, pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques, le plomb et le zinc alors que le filtre planté de roseaux agit quant à lui plutôt sur les pesticides et sur les nutriments ainsi que sur les polluants présents en phase particulaire qui n'ont pas été retenus préalablement par la mare de sédimentation.

Par ailleurs, malgré le fait que nos bassins versants soient de petite superficie, nous avons pu détecter une variabilité intra-évènementielle à leur exutoire. De plus, tel que nous l'avions supposé, la variabilité intra-évènementielle est détectable tant pour les matières en suspension que pour les autres polluants présents dans les eaux de ruissellement urbain. Bien que cette variabilité intra-évènementielle se répercute sur l'ensemble du système de traitement, il apparaît qu'elle est atténuée par une modification des caractéristiques de l'effluent le long du système de traitement, notamment de la répartition dissous/particulaire pour les micropolluants métalliques.

CHAPITRE 9.

LES ANALYSES SUR LA PHASE SOLIDE ET SUR LES VEGETAUX

9 LES ANALYSES SUR LA PHASE SOLIDE ET SUR LES VEGETAUX 310

9.1 LES ANALYSES DE SOLS 310

9.1.1 LES MARES DE SEDIMENTATION 310

9.1.2 LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX 315

9.2 LES ANALYSES DE VEGETAUX 322

9.3 STOCKAGE DANS LES SOLS ET LES VEGETAUX 327

9 Les analyses sur la phase solide et sur les végétaux

Afin d'évaluer le devenir des polluants au sein des filières de traitement, des analyses de sols et de végétaux ont été réalisées. Cela a permis de voir dans quels compartiments des systèmes de traitement les polluants étaient éventuellement stockés et d'expliquer l'abattement obtenu dans la phase liquide.

Les analyses ont été sous-traitées à un laboratoire extérieur, le laboratoire Eurofins, et ont été analysées selon les protocoles décrits au Chapitre 6 (6.2.2 et 6.3.2). Les prélèvements ont été effectués à la fois sur la filière n°3, sur laquelle le suivi des effluents liquides a été réalisé au cours de ce travail de thèse, mais également sur la filière n°1, pour établir des comparaisons en fonction des différents dimensionnements. Seule la filière n°2 a été volontairement écartée : le milieu poreux du filtre planté de roseaux étant composé de graviers, cela rend l'accès aux sédiments retenus au sein du filtre délicat, car ils sont stockés au fond du filtre ; il aurait été trop destructeur de chercher à les atteindre à ce stade du projet. Ainsi, aucun prélèvement (sol ou végétaux) n'a été fait sur ce filtre.

9.1 Les analyses de sols

Tel que précisé dans le Chapitre 6.2.1, des prélèvements sont effectués à la fois dans les mares de sédimentation et dans les filtres plantés de roseaux (2 points à 3 profondeurs différentes), afin de déterminer si une variabilité spatiale existe, que ce soit avec un gradient de distance par rapport au point d'entrée ou un gradient de profondeur.

9.1.1 Les mares de sédimentation

Concernant les mares de sédimentation, le « point A » a été prélevé immédiatement à la sortie du réseau d'assainissement alors que le « point B » a été prélevé à l'extrême opposé du premier point, au niveau du massif béton du déversoir flottant (Figure 9-1). Le premier point est fortement soumis au flux entrant dans la mare de sédimentation alors que le second est situé dans une zone qui a été identifiée comme une zone morte lors des expériences de traçage.

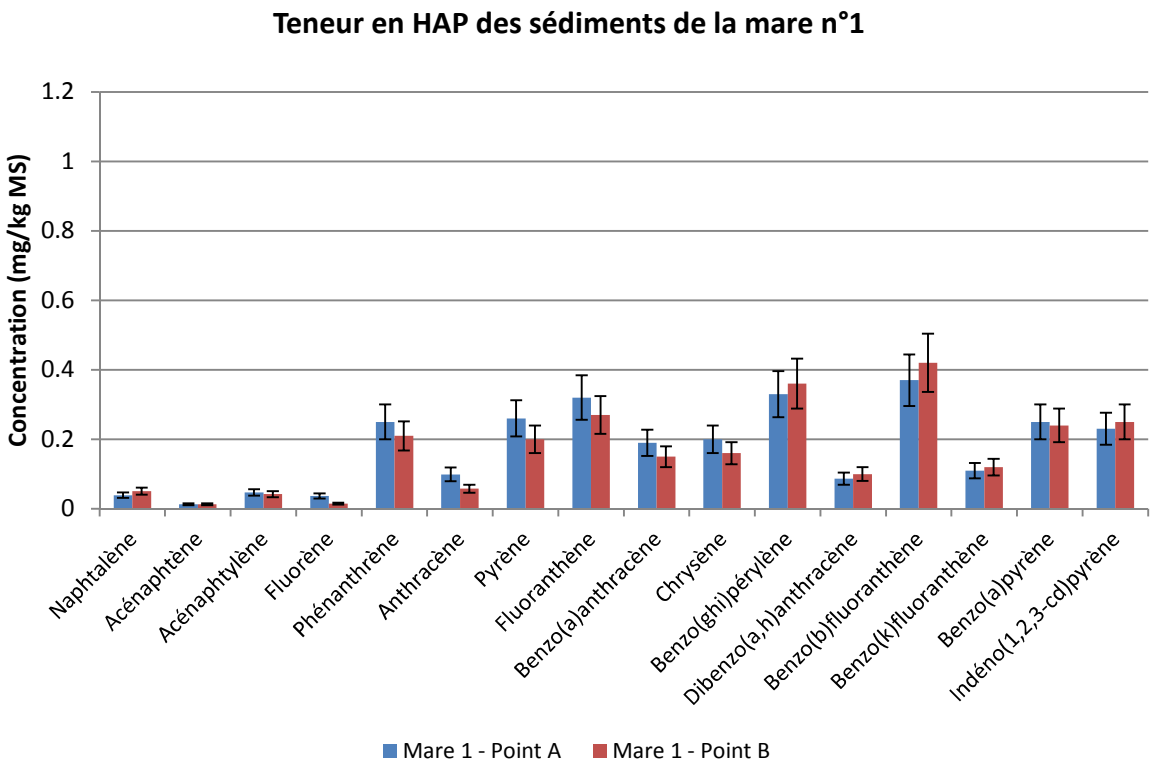
Figure 9-1. Points de prélèvement (en jaune) des sédiments des mares de sédimentation (exemple avec la mare n°1)

En ce qui concerne les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les résultats sont présentés dans la Figure 9-2 et la Figure 9-3. Ils montrent que pour la mare de sédimentation n°3, ce sont les hydrocarbures aromatiques polycycliques détectés dans la phase liquide (Phénanthrène, Fluoranthène, Pyrène et Benzo(b)fluoranthène, Figure 8-30) que l'on retrouve aux concentrations les plus fortes dans les sédiments, à l'exception du Naphtalène.

Pour la mare de sédimentation n°1, il n'y a pas de différence significative de concentration en HAPs entre les deux points de prélèvement, contrairement à la mare de sédimentation n°3 pour laquelle les concentrations en entrée sont nettement supérieures à celles au niveau du point B. Les observations hydrodynamiques lors de l'expérience de traçage de la mare de sédimentation n°3 et lors de la mise en eau de la mare n°1 laissent penser que cette hétérogénéité est due à des différences au niveau du comportement hydrodynamique de chaque mare de sédimentation.

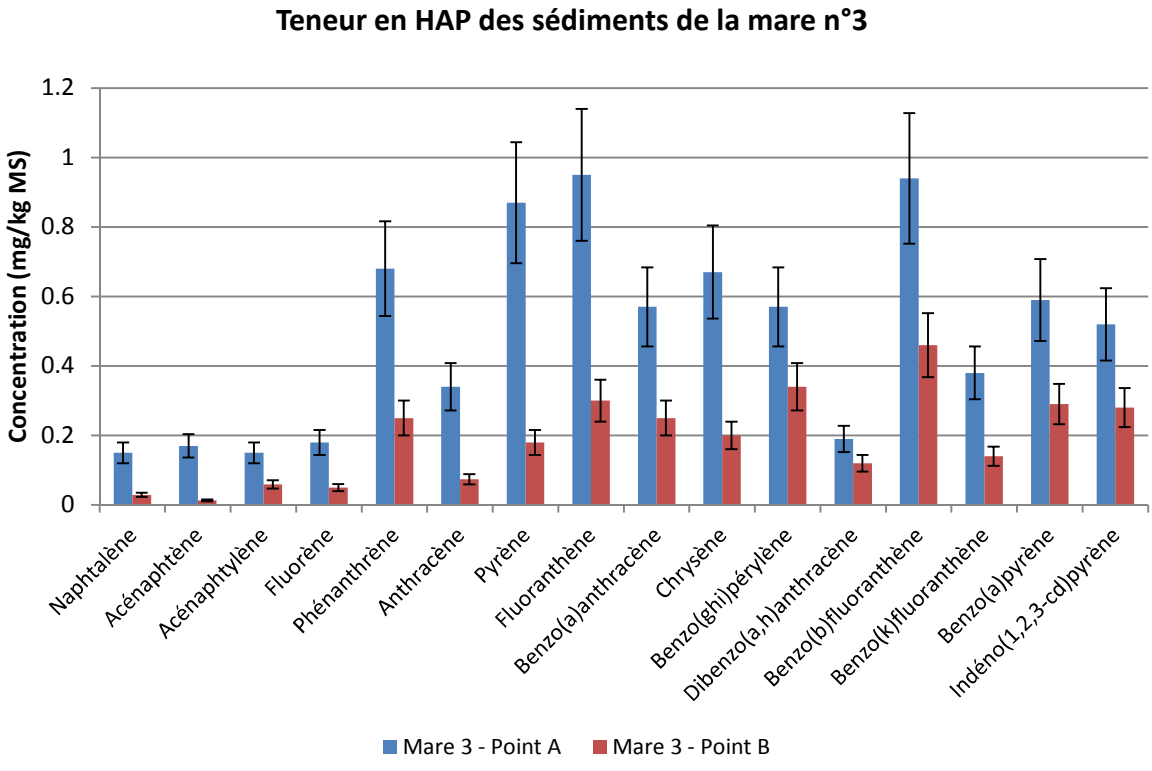
En effet, pour le bassin versant n°3, le faible dénivelé disponible entre l'exutoire du réseau d'assainissement et la mare de sédimentation implique la présence d'eau stagnante dans le réseau d'assainissement qui entraîne la mise en place d'un important dépôt de sédiments dans le fond du réseau d'assainissement. Ce n'est pas le cas pour le bassin versant n°1, dont la mare de sédimentation est déconnectée du réseau d'assainissement par temps sec. De plus, la pente du réseau d'assainissement du bassin versant n°1 est plus importante que celle du bassin versant n°3 (10‰ pour le BV1 contre 2‰ pour le BV3). Ces différents éléments amènent à penser que des vitesses plus importantes se développent dans le réseau d'assainissement du bassin versant n°1 que pour le bassin versant n°3. Ces fortes vitesses empêchent la sédimentation en entrée de la mare de sédimentation, d'où l'hétérogénéité constatée entre le point A et le point B.

De plus, on voit sur la Figure 9-4 que deux grandes boucles de recirculation se mettent en place dans la mare de sédimentation n°1. Cela nous amène à faire l'hypothèse que la sédimentation des particules va se faire dans des zones préférentielles, tel que montré dans les travaux de Dufresne [*Dufresne, 2008; Dufresne et al., 2009*].



Limite de quantification : 0,005mg/kgMS

Figure 9-2. Teneur en hydrocarbures aromatiques polycycliques pour les sédiments de la mare de sédimentation n°1



Limite de quantification : 0,005mg/kgMS

Figure 9-3. Teneur en hydrocarbures aromatiques polycycliques pour les sédiments de la mare de sédimentation n°3

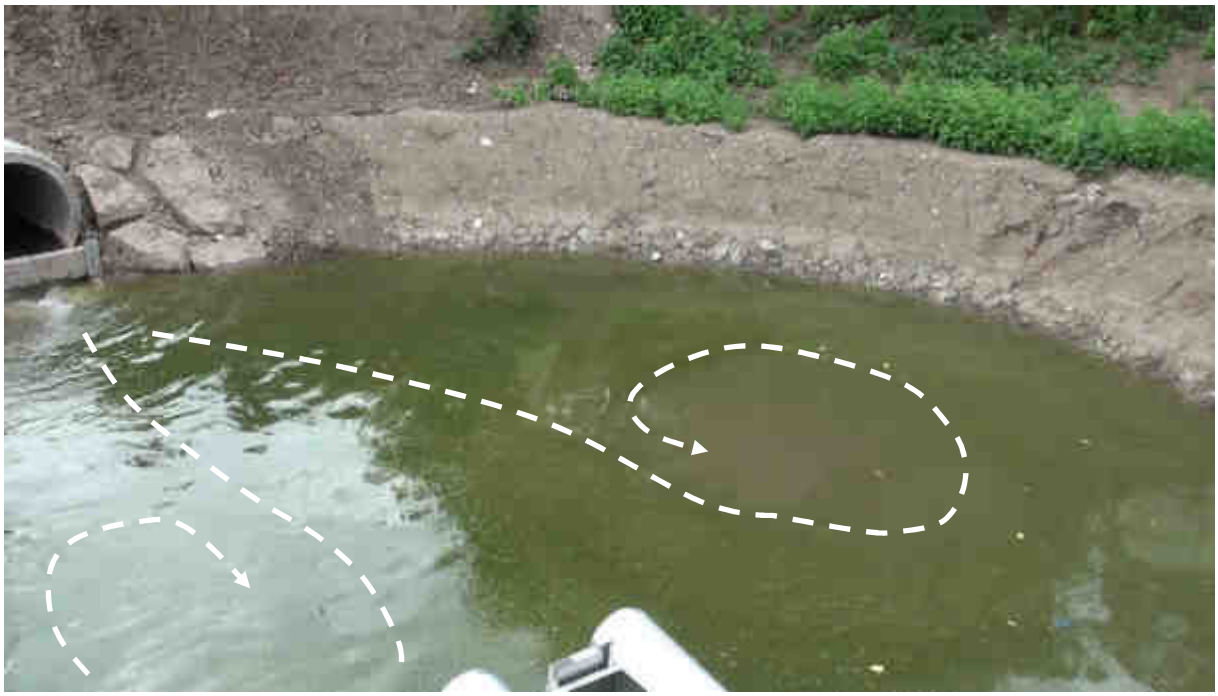


Figure 9-4. Observations hydrodynamiques de la mare de sédimentation n°1 lors de la mise en eau des filières de traitement (le 5 juillet 2012)

En ce qui concerne les micropolluants métalliques, les résultats sont présentés dans la Figure 9-5 et la Figure 9-6. De même que pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les concentrations entre les deux points de prélèvement ne sont pas significativement différentes pour la mare de sédimentation n°1 (à l'exception du zinc) alors qu'elles le sont pour la mare de sédimentation n°3 (à l'exception du chrome). Nous formulons la même hypothèse que pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques pour expliquer ces observations.

De plus, les micropolluants métalliques retrouvés sont cohérents avec ceux identifiés lors des analyses de la phase liquide. En effet, le cobalt n'a jamais été détecté lors des différentes campagnes et le cadmium ne l'a été que lors de la campagne du 24 octobre 2013 à une concentration très faible de 0,98µg/L.

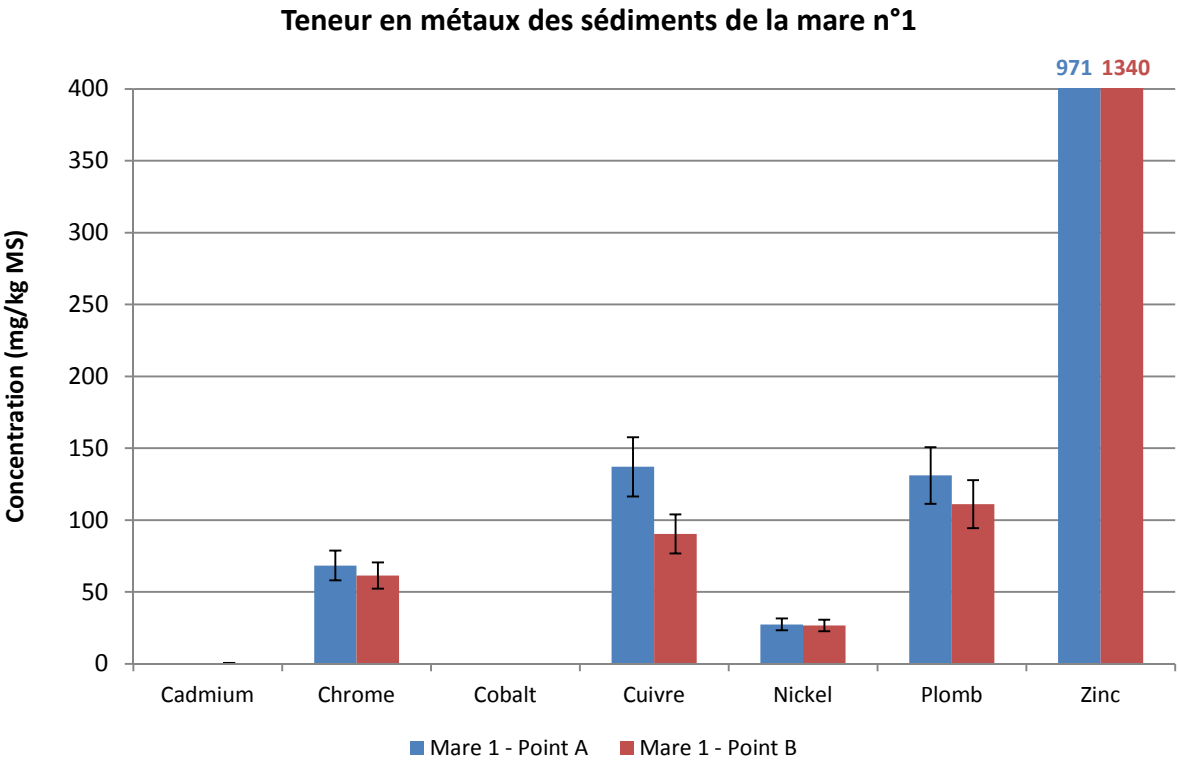


Figure 9-5. Teneur en micropolluants métalliques pour les sédiments de la mare de sédimentation n°1

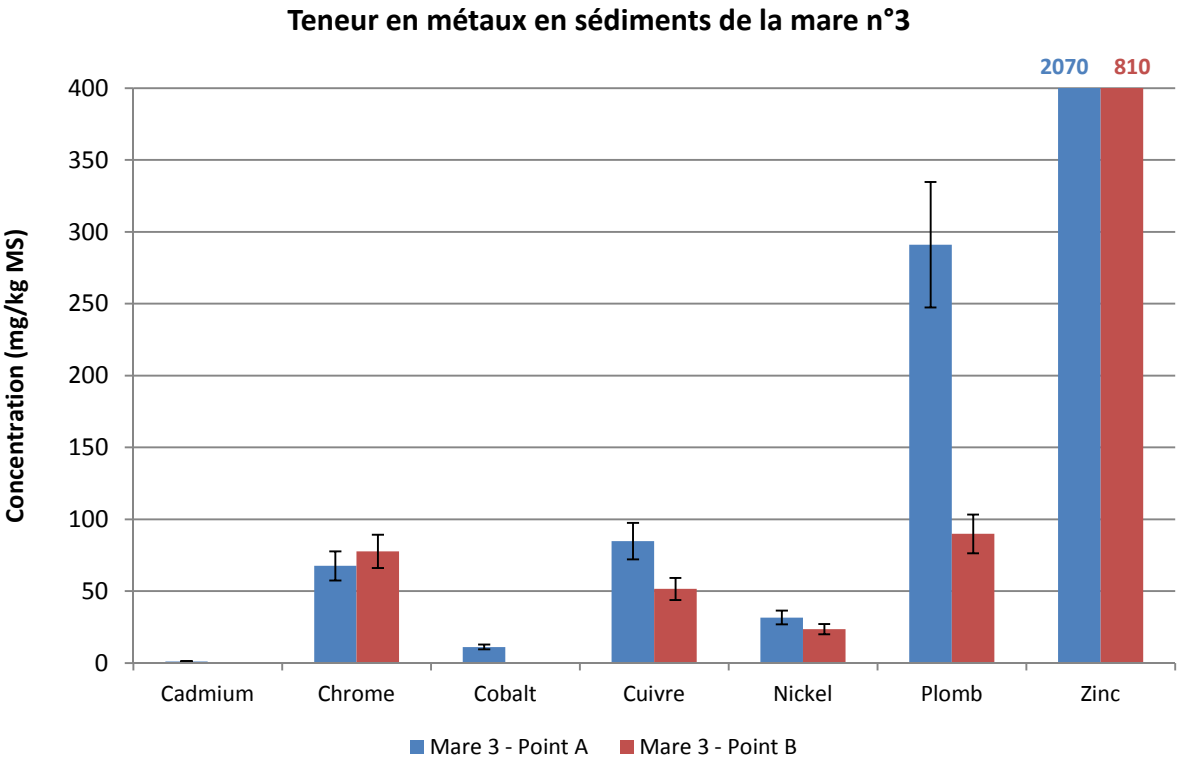


Figure 9-6. Teneur en micropolluants métalliques pour les sédiments de la mare de sédimentation n°3

Nous avons finalement comparé les concentrations obtenues avec les valeurs limites définies dans l'arrêté du 8 janvier 1998 relatif à l'épandage des boues d'épuration [*RF, 1998b*] (Tableau 9-1). Cet arrêté impose des concentrations seuils à ne pas dépasser pour que le matériau puisse être considéré comme étant inerte.

Tableau 9-1. Comparaison des teneurs en polluants des sédiments des mares de sédimentation aux valeurs limites de l'arrêté du 08/01/98 relatif à l'épandage des boues d'épuration [*RF, 1998b*]

	Valeurs limites de l'arrêté du 08/01/98 (mg/kg MS)	Concentration maximale retrouvée (mg/kg MS)	
		Mare n°1	Mare n°3
Cadmium	10	0,47	1,11
Chrome total	1000	68,4	77,6
Cuivre	1000	137	84,8
Nickel	200	27,4	31,6
Plomb	800	131	291
Zinc	3000	1340	2070

Les résultats montrent bien que les concentrations retrouvées dans les sédiments des mares de sédimentation sont systématiquement inférieures aux valeurs limites définies par l'arrêté du 8 janvier 1998. Cependant, ces valeurs ont été obtenues au bout de deux années de fonctionnement et laissent présager qu'à plus long terme, les concentrations dépasseront les valeurs limites, notamment pour le zinc et le plomb. Ainsi, ces observations impliquent que lors du curage des mares de sédimentation, il sera nécessaire de considérer les sédiments collectés comme des déchets à part entière qu'il faudra donc traiter comme tel. De plus, ces analyses ont été effectuées suite à seulement 2 ans de fonctionnement. Les concentrations relevées ont été atteintes très rapidement par rapport à l'espérance de vie d'un tel système. Les mares de sédimentations sont donc des concentrateurs de pollution.

9.1.2 Les filtres plantés de roseaux

Tel que précisé dans le Chapitre 6.2.1, deux échantillons (l'un proche d'une sortie de la rampe d'alimentation ; point A ; et l'autre éloigné de celle-ci ; point B ; Figure 9-7) sont prélevés sur filtre planté de roseaux à trois profondeurs différentes : de 0 à 10cm de profondeur, de 10 à 20cm de profondeur et de 20 à 30cm de profondeur (soit uniquement dans la couche active).

Figure 9-7. Points de prélèvement (en noir) des sols des filtres plantés de roseaux (exemple avec le filtre n°1, à gauche, proche d'une sortie de la rampe d'alimentation, à droite, éloigné d'une sortie de la rampe d'alimentation)

Contrairement aux résultats obtenus au niveau des mares de sédimentation, aucun hydrocarbure aromatique polycyclique n'a été détecté au sein des deux filtres plantés de roseaux. Cela est cohérent avec les observations effectuées sur la phase liquide, qui ont montré une absence totale d'hydrocarbures aromatiques polycycliques au niveau du point de prélèvement du déversoir flottant en en sortie du filtre planté de roseaux. Deux hypothèses s'offrent à nous :

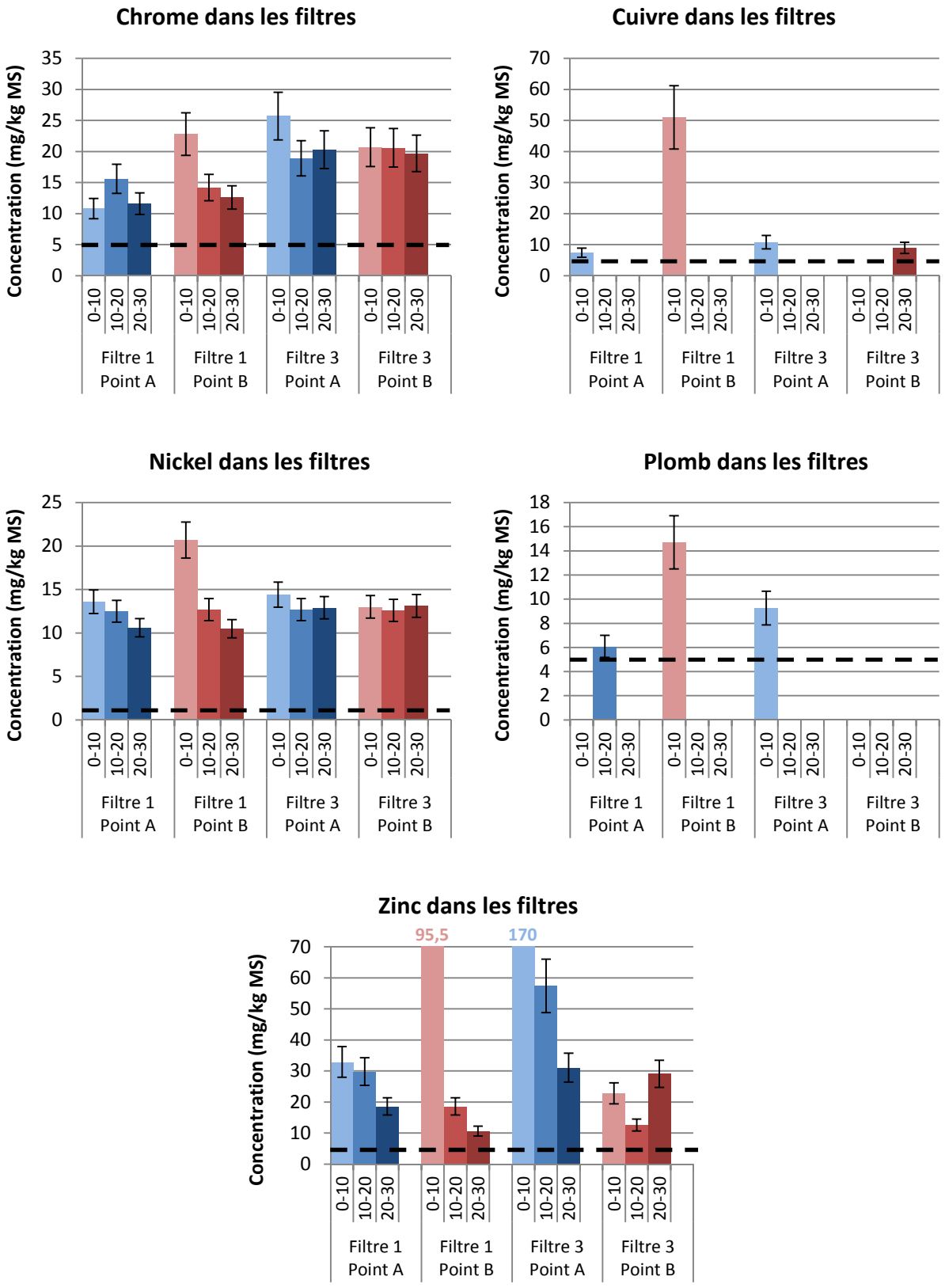
- ✓ Bien qu'étant en concentrations inférieures à la limite de quantification dans la phase liquide, des hydrocarbures ont tout de même atteints le filtre planté de roseaux et y ont été dégradés par les microorganismes
- ✓ Les hydrocarbures présents au niveau du filtre planté de roseaux restent à des concentrations inférieures aux limites de quantification et, bien que présents, restent non détectables

Dans les deux cas, ces résultats prouvent la réelle efficacité des mares de sédimentation pour traiter une partie des polluants contenus dans les rejets des réseaux d'assainissement séparatifs pluviaux stricts.

En ce qui concerne les micropolluants métalliques, le constat n'est pas le même. En effet, un certain nombre d'entre eux sont retrouvés au niveau des filtres plantés de roseaux, tel que le montre la Figure 9-8. Seuls le cadmium et le cobalt restent absents des filtres, ce qui est cohérent avec les résultats observés à la fois sur la phase liquide et sur les sédiments des mares de sédimentation. De plus, le cuivre et le plomb ne sont que très peu présents dans les différents prélèvements des filtres plantés de roseaux. Ceci est cohérent avec les résultats montrés par Zgheib *et al.* [*2011*] (Tableau 2-5, page 59) : ces métaux sont essentiellement sous forme particulaire à plus de 80%. De même, le zinc est essentiellement sous forme particulaire, et est donc proportionnellement faiblement retrouvé dans les filtres. Les fortes concentrations observées dans la Figure 9-8 sont dues aux teneurs très importantes relevées dans les mares de sédimentation. Ces micropolluants particulaires sont donc essentiellement retenus par les mares de sédimentation. Le chrome est quant à lui sous forme particulaire en moindre mesure : seulement à hauteur de 60% [*Zgheib et al., 2011*]. Ceci explique pourquoi il est très présent dans les filtres plantés de roseaux par rapport aux concentrations retrouvées dans les mares de sédimentation. Concernant le nickel, tous les résultats montrent un

apport de nickel au niveau du filtre : les concentrations retrouvées sur la totalité du carottage sont supérieures à celles retrouvées en moyenne dans les mares de sédimentation. Plusieurs hypothèses s'offrent à nous :

- ✓ le sable utilisé dans le filtre planté de roseaux était contaminé en Nickel préalablement à la construction du filtre
- ✓ bien qu'à des concentrations inférieures à la limite de quantification, le Nickel est présent dans les effluents liquides et s'accumule préférentiellement dans le filtre planté de roseaux
- ✓ le Nickel est fixé sur les particules à décantation lente et celles-ci sont alors emmenées vers le massif filtrant sans avoir le temps de sédimenter dans la mare.



Remarque : Les limites de quantification apparaissent en pointillés

Figure 9-8. Teneur en micropolluants métalliques pour les sols des filtres plantés de roseaux n°1 et n°3

De plus, les résultats montrent que même si des tendances se dégagent pour la plupart des points mesurés, elles ne sont cependant pas significatives dans la plupart des cas au vu des incertitudes de mesures. En effet, si la concentration en micropolluant métallique semble décroître avec l'augmentation de la profondeur, la plupart des écarts ne sont pas significatifs, à quelques exceptions près. Seul le zinc présente des écarts significatifs pour tous les prélèvements.

Nous supposons cependant que ces tendances tendront à s'intensifier au cours du temps, au fur et à mesure que les micropolluants métalliques seront stockés dans les filtres plantés de roseaux, et que les écarts entre les différentes épaisseurs de prélèvement deviendront significatifs. En effet, c'est ce qui est déjà observé à l'heure actuelle pour le zinc, dont les apports sont très supérieurs à ceux des autres micropolluants métalliques. Le stockage en polluants dans les filtres augmentant avec le temps, cette hypothèse devrait se vérifier dans les mois voire les années à venir.

De plus, tel que montré dans le Tableau 9-2, les sols prélevés dans les filtres plantés de roseaux remplissent les critères relatifs à l'épandage des boues d'épuration. Ainsi, de même que pour les mares de sédimentation, si le curage de la couche supérieure des filtres devient nécessaire, notamment en cas de colmatage, alors il ne sera pas nécessaire de considérer ces sols comme étant pollués. Il serait tout de même nécessaire de refaire les mêmes analyses sur le lixiviat, afin de s'assurer qu'ils peuvent bien être considérés comme déchets inertes.

Tableau 9-2. Comparaison des teneurs en polluants des sols des filtres plantés de roseaux aux valeurs limites de l'arrêté du 08/01/98 relatif à l'épandage des boues [*RF, 1998b*]

	Valeurs limites de l'arrêté 08/01/98 (mg/kg MS)	Concentration maximale retrouvée (mg/kg MS)	
		Filtre n°1	Filtre n°3
Cadmium	10	< 0,40	< 0,40
Chrome	1000	22,8	25,7
Cuivre	1000	51	10,8
Nickel	200	20,7	14,4
Plomb	800	14,7	9,26
Zinc	3000	95,5	170

Ainsi, ces résultats semblent relativement homogènes entre les deux filtres plantés de roseaux. On peut donc noter que la différence de granulométrie mise en place pour différencier les deux filtres plantés de roseaux n'a joué aucun rôle sur les propriétés d'adsorption sur la phase solide.

Il est possible de confronter les résultats obtenus aux caractéristiques des molécules étudiées, notamment en s'intéressant au coefficient de partage sol/eau (Koc). Ce paramètre définit la mobilité d'un composant dans un sol, tel que défini dans le Tableau 9-3. Les log(Koc) des micropolluants métalliques et les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont décrits dans la Figure 9-9 [*INERIS, 2013*].

Tableau 9-3. Signification des différentes valeurs de log(Koc)

Log(Koc)	Classification
< 1	Très mobile
1 à 2	Mobile
2 à 3	Assez mobile
3 à 4	Faiblement mobile
4 à 5	A peine mobile
5 à 6	Immobile

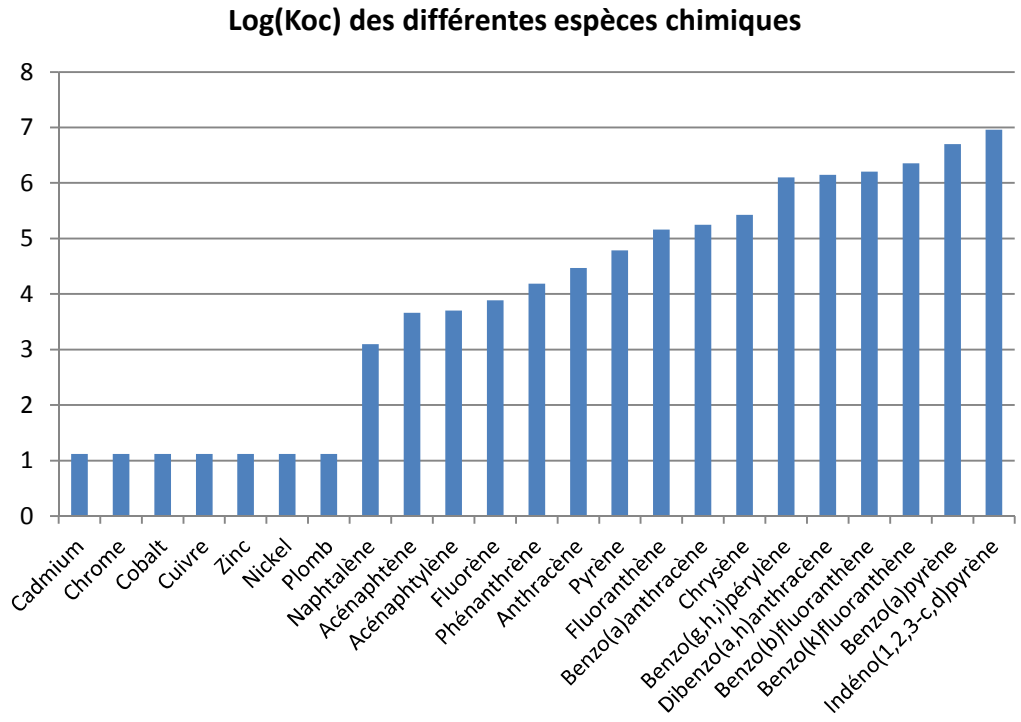


Figure 9-9. Log(Koc) des différentes espèces étudiées dans les sédiments et les sols des systèmes de traitement

Les log(Koc) montrent que les micropolluants métalliques sont plus mobiles que les hydrocarbures aromatiques polycycliques, qui de fait seront préférentiellement fixés sur particules en suspension présentes dans l'effluent. Cela est cohérent avec les résultats d'analyses de sédiments et de sols de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux. En effet, les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont totalement retenus par la mare de sédimentation (partie facilement décantable de la phase particulaire) alors que les micropolluants métalliques sont quant à eux partiellement transportés vers le filtre planté de roseaux.

SYNTHESE – ANALYSE DES SEDIMENTS DES MARES DE SEDIMENTATION

ET DES SOLS DES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX

Les sédiments du fond des mares de sédimentation ont été collectés et analysés en termes d'hydrocarbures aromatiques polycycliques, de micropolluants métalliques et de DCO.

Si les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont tous présents dans les sédiments du fond des mares de sédimentation, ce n'est pas le cas au niveau des filtres plantés de roseaux, où ils n'ont jamais été détectés. Ainsi, nous pouvons conclure que ces polluants sont exclusivement sous forme particulaire et de fait totalement retenus par les mares de sédimentation.

En ce qui concerne les micropolluants métalliques, ceux-ci sont très présents dans les mares de sédimentation et moins de 20% atteignent les filtres plantés de roseaux, à l'exception du chrome. Cela est dû à la répartition dissous / particulaire différente pour ce micropolluant métallique. De plus, des tendances apparaissent pour ces polluants : il semble qu'ils soient stockés dans les premiers centimètres de sol. En effet, la concentration en métaux semble décroître avec l'augmentation de la profondeur. Ces résultats restent cependant à confirmer lors des années de fonctionnement à venir.

De plus, il est important de signaler que les concentrations retrouvées dans la mare de sédimentations sont proches des valeurs limites définies par l'arrêté du 8 janvier 1998 relatif à l'épandage des boues d'épuration. En cas de curage des mares de sédimentation, il sera nécessaire de considérer les matériaux excavés comme des déchets fortement pollués et de les traiter comme tel.

9.2 Les analyses de végétaux

9.2.1 Justification des points de prélèvement

Un relevé des caractéristiques morphologiques des *Phragmites australis* a été effectué tel que décrit au Chapitre 5.1.2.4. Lors de cette expérience, nous avons pu remarquer une répartition inégale de la croissance des végétaux sur l'ensemble du filtre n°3. En effet, 5 zones de croissance se différenciaient, telles que décrites sur la Figure 9-10.

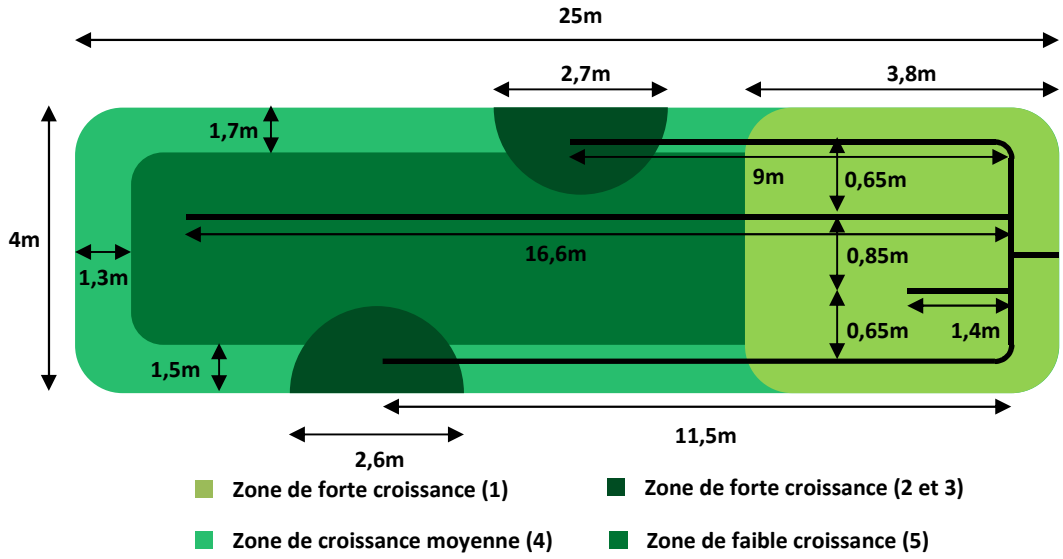


Figure 9-10. Zones de croissance différente des *Phragmites australis* sur le filtre planté de roseaux n°3 (d'après les observations visuelles)

Ainsi, pour tenter de caractériser cette hétérogénéité, nous avons relevé les caractéristiques morphologiques (hauteur, diamètre à la base et nombre de feuilles) des roseaux présents dans les 5 zones identifiées, afin de déterminer si les observations visuelles pouvaient être quantifiées. Pour ce faire, nous avons délimité un carré de 0,25x0,25m dans chaque zone, compté les roseaux présents dans ce carré et effectué les relevés morphologiques de tous les roseaux présents. Les résultats sont présentés dans la Figure 9-11. Les boîtes à moustaches sont construites selon le modèle présenté sur la Figure 8-69.

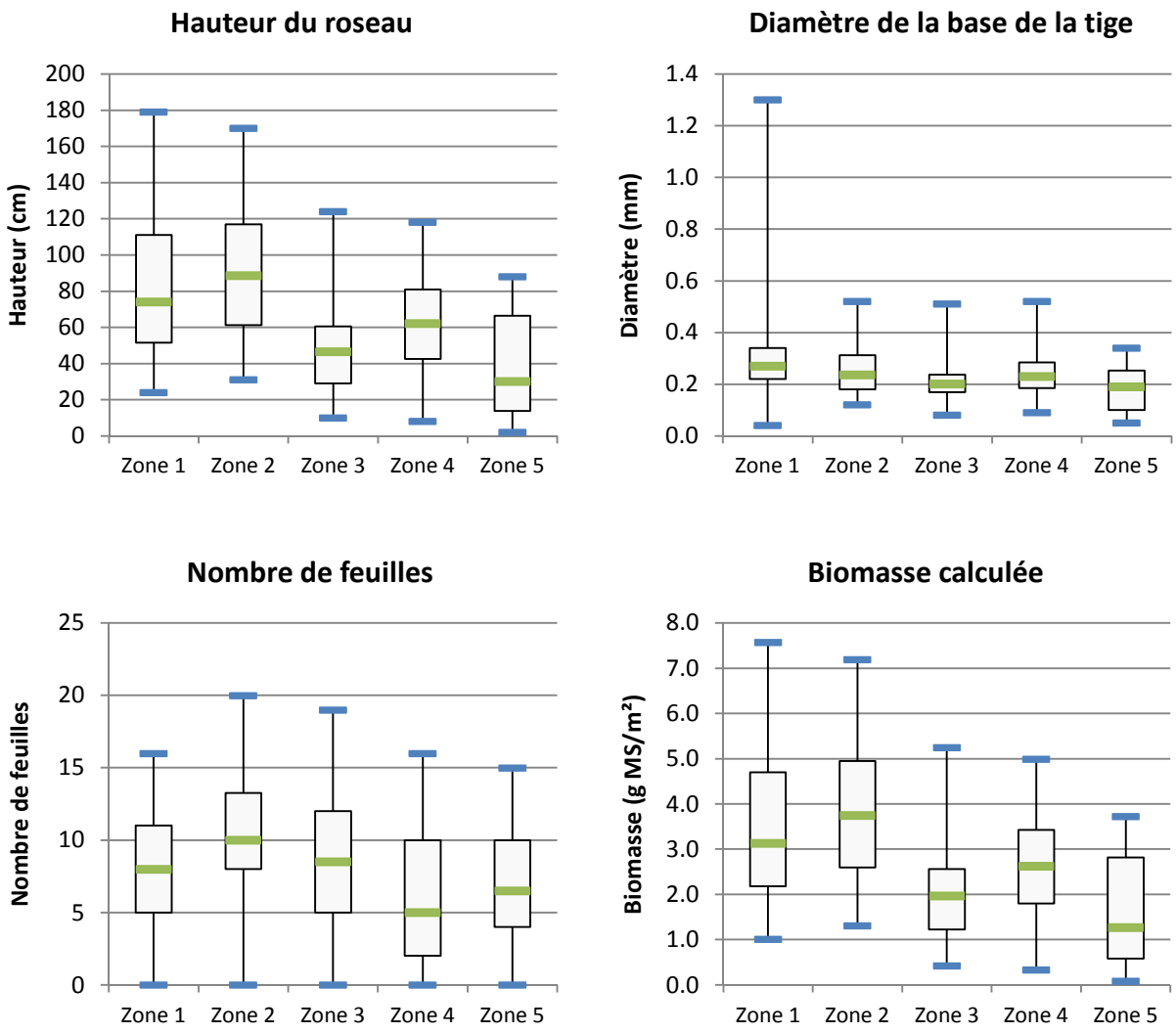


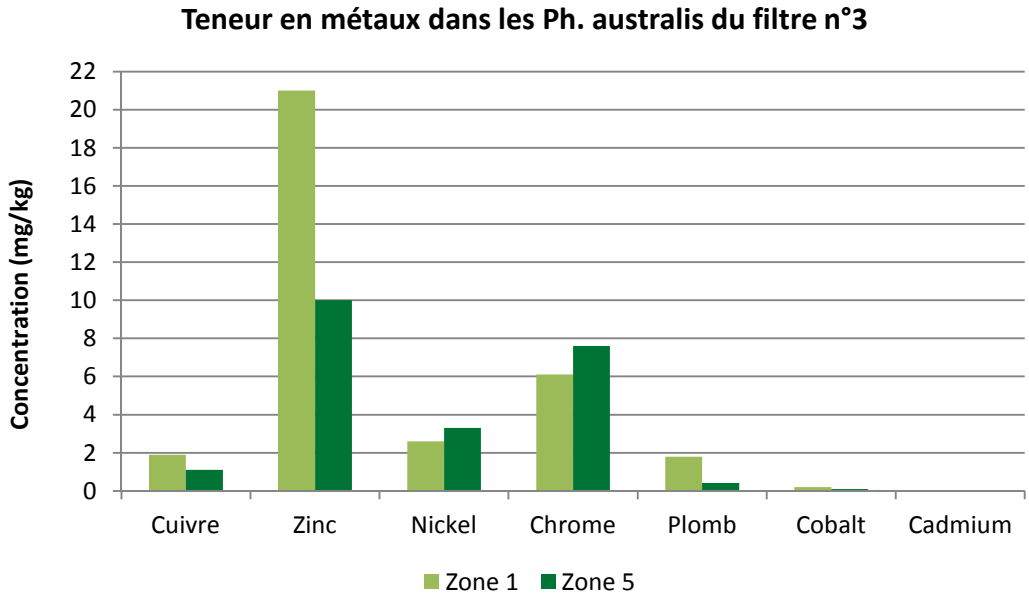
Figure 9-11. Distribution des caractéristiques morphologiques des roseaux pour les différentes zones de croissance

La Figure 9-11 ne confirme pas totalement les observations visuelles : les différentes zones présentent des variations pour un certain nombre de caractères morphologiques, mais les écarts ne semblent pas significatifs. La hauteur des roseaux semble être le paramètre le plus discriminant entre les 5 zones identifiées. Au contraire, le nombre de feuilles reste relativement homogène. En ce qui concerne le diamètre à la base de la tige, la médiane est comprise entre 0,2 et 0,3cm pour toutes les zones, mais la distribution est pour autant très hétérogène, notamment entre la zone 1 et la zone 5. En matière de biomasse calculée, les 5 zones sont également hétérogènes.

Les zones qui apparaissent comme étant les plus différentes sont la zone 1 et la zone 5. Ainsi, afin d'estimer si ces zones contribuent de manière différenciée au traitement des effluents, nous avons effectué des prélèvements de végétaux.

9.2.2 Concentrations en polluants dans les végétaux

Afin de ne pas déstructurer le filtre planté de roseaux, (Chapitre 6.3.1), les prélèvements de *Phragmites australis* ont été réalisés uniquement sur la partie aérienne. Pour réunir la quantité de végétaux nécessaire aux analyses, nous avons prélevé autant de roseaux que nécessaire aléatoirement dans les zones à étudier. Les résultats sont présentés dans la Figure 9-12.



Remarque : Le laboratoire Eurofins ne nous a fourni aucune information d'incertitude concernant ces analyses

Figure 9-12. Teneur en micropolluants métalliques de la partie aérienne des *Phragmites australis* du filtre planté de roseaux n°3

Les résultats montrent que les concentrations contenues dans les parties aériennes des *Phragmites australis* sont faibles voire très faibles selon le micropolluant métallique considéré par rapport aux résultats de l'étude de Sun & Davis [*2007*] (stockage inférieur à 1% ; cf. Chapitre 3.2.3.4). Cependant, nous émettons l'hypothèse que cela est dû à notre choix de prélèvement : nous avons attendu la fin de la saison des campagnes sur les effluents liquides pour effectuer les prélèvements, afin d'avoir une vision globale suite à une année de fonctionnement. Cependant, les roseaux prélevés étaient déjà secs. Or, au moment du jaunissement des *Phragmites australis*, ceux-ci relarguent une partie de leurs réserves vers les parties souterraines afin de se préparer pour l'hiver et pour la période végétative du printemps suivant. Ainsi, il est probable que les concentrations dans les rhizomes auraient été plus élevées que celles constatées ici.

De plus, en ce qui concerne la différenciation des zones 1 et 5, les résultats obtenus pour le cuivre, le nickel, le chrome, le plomb et le cobalt ne semblent pas significativement différents. Seuls le zinc est stocké préférentiellement dans les *Phragmites australis* de la zone 1. Cela peut être expliqué car c'est ce polluant qui présente les concentrations les plus importantes retrouvées, tout comme c'était également le zinc qui était majoritairement retrouvé dans les sols des filtres plantés de roseaux. Il est possible que les concentrations des autres micropolluants métalliques ne soient pas assez élevées pour qu'une nette différenciation entre les zones 1 et 5 soit visible.

De plus, nous avons également effectué des analyses de végétaux au niveau du filtre n°1. Si aucune étude similaire à celle mise en place pour le filtre n°3 au niveau de la répartition des roseaux n'a été mise en place, nous avons supposé que le fonctionnement serait similaire au filtre n°1. Malheureusement, pour des raisons logistiques, il n'a pas été possible de faire le prélèvement similaire à la zone 5 : seul le prélèvement similaire à la zone 1 du filtre n°3 a été effectué. Les résultats sont présentés dans la Figure 9-13.

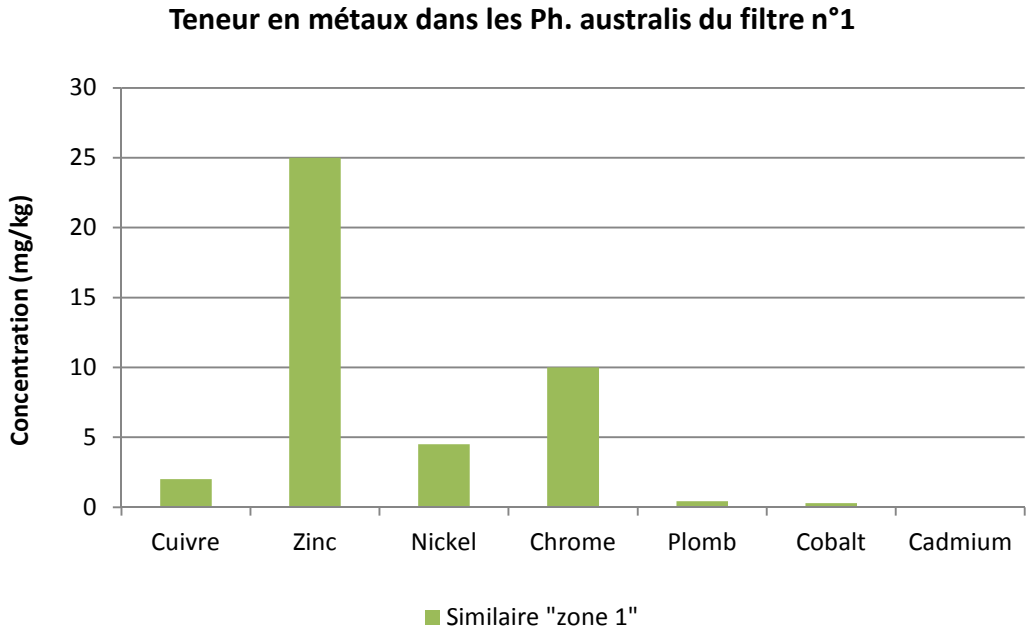


Figure 9-13. Teneurs en micropolluants métalliques de la partie aérienne des Phragmites australis du filtre planté de roseaux n°1

Il est possible de constater sur cette figure que les concentrations obtenues pour les *Phragmites australis* du filtre n°1 sont similaires à celles observées précédemment pour le filtre n°3. Ainsi, il ne semble pas qu'il y ait de différence de résultats entre les filtres plantés de roseaux n°1 et n°3, contrairement à ce que nous avions supposé lors du dimensionnement de ces installations. Cependant, des analyses sur les effluents liquides sont indispensables pour pouvoir conclure définitivement cette première estimation.

SYNTHESE – ANALYSE DES PHRAGMITES AUSTRALIS

Afin de déterminer si les *Phragmites australis* contribuent au traitement des micropolluants métalliques, présents en grande quantité dans les effluents liquides en phase dissoute, nous avons analysé la partie aérienne des végétaux des filtres plantés de roseaux. De plus, plusieurs zones ont été testées, suivant la croissance différenciée des végétaux sur le filtre planté de roseaux.

Les résultats montrent que des micropolluants métalliques sont retrouvés, mais à des concentrations relativement faibles par rapport à celles retrouvées dans la littérature. De plus, aucune différence significative n'est mise en évidence entre les zones à fortes croissance (proches des sorties de la rampe d'alimentation) et celles à moindre croissance (éloignées des sorties de la rampe d'alimentation), à l'exception du zinc. Nous émettons l'hypothèse que la tendance observée pour le zinc, à savoir que les végétaux à plus grande croissance stockent plus de micropolluants métalliques que ceux à faible croissance, sera vérifiable après plusieurs années de fonctionnement des filtres plantés de roseaux.

9.3 Stockage dans les sols et les végétaux

Nous allons maintenant tenter d'estimer les stocks en polluants à la fois dans les sédiments de la mare de sédimentation, dans les sols des filtres plantés de roseaux et dans les *Phragmites australis* pour le système n°3.

En ce qui concerne la mare, la littérature indique que la masse volumique des sédiments issus d'un réseau séparatif pluvial est de l'ordre de 2200-2400kg/m^3 [*Tassin&Chebbo, 2000; Chocat et al., 2007*]. De plus, le volume de sédiments dans la mare a été estimé à 0,8m^3 (10cm d'épaisseur de sédiments répartis au fond de la mare de sédimentation), soit une masse de 1850kg de sédiments. En ce qui concerne le filtre planté de roseaux, seule la couche filtrante a été prise en compte comme zone de stockage des polluants, représentant donc un volume de 18m^3. Des essais de pycnométrie ont été réalisés au Laboratoire d'Etude des Sols de la Faculté de Géographie de Strasbourg sur le sable de la couche filtrante. La densité obtenue est égale à 2,64, ce qui implique une masse de 48t de sable dans la couche filtrante pour le filtre planté de roseaux. Pour le compartiment « végétaux », la biomasse utilisée est de 389gMS/m², tel que déterminé lors des essais de transpiration (cf. Chapitre 7.3.1).

En ce qui concerne les micropolluants métalliques, les résultats de la Figure 9-14 montrent des ordres de grandeur différents suivant les métaux considérés. Le Plomb, le Cadmium, le Cobalt et le Zinc sont essentiellement stockés dans la mare de sédimentation, alors que le Chrome et le Nickel sont quant à eux essentiellement stockés dans le filtre planté de roseaux. Le Cuivre est stocké de manière homogène dans la mare de sédimentation et dans le filtre planté de roseaux. Ces constats sont cohérents avec la répartition particulaire / dissous montrée dans la littérature, puisque le Plomb, le Cadmium et le Zinc, notamment, sont principalement sous la forme particulaire. Zgheib *et al.* [*2011*] indiquent de plus dans leur étude que le Chrome est également majoritairement sous forme particulaire. Les résultats de la Figure 9-14 laissent donc penser que ce métal est principalement fixé sur les fractions granulométriques les plus faibles, puisqu'il est entraîné vers le filtre planté de roseaux, ce qui ne serait pas le cas s'il était fixé sur les fractions granulométriques les plus élevées. La filtration par le milieu poreux permet alors de retenir ces particules les plus fines et donc de retenir les polluants qui y sont fixés.

En ce qui concerne les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les résultats de la Figure 9-15 montrent que les ordres de grandeur sont très différents suivant les hydrocarbures considérés (environ 170mg pour l'acénaphtène et le naphtalène, contre environ 1300mg pour le benzo(b)fluoranthène). De plus, les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont totalement retenus par la mare de sédimentation, ce qui est cohérent avec le fait que ces polluants sont fixés essentiellement sur les particules qui transitent dans le réseau d'assainissement. La sédimentation est donc parfaitement efficace pour retenir ce type de polluant et l'installation d'une mare est donc parfaitement appropriée. De plus, on constate que le stockage des HAP n'est pas fonction du log(Koc). Ainsi, les sources des différents HAP ne sont pas homogènes. Une étude fine du bassin versant, notamment au niveau des usages des riverains, permettrait d'expliquer les sources des différents HAP. Ceci peut être inscrit dans les perspectives suite à ce travail de thèse.

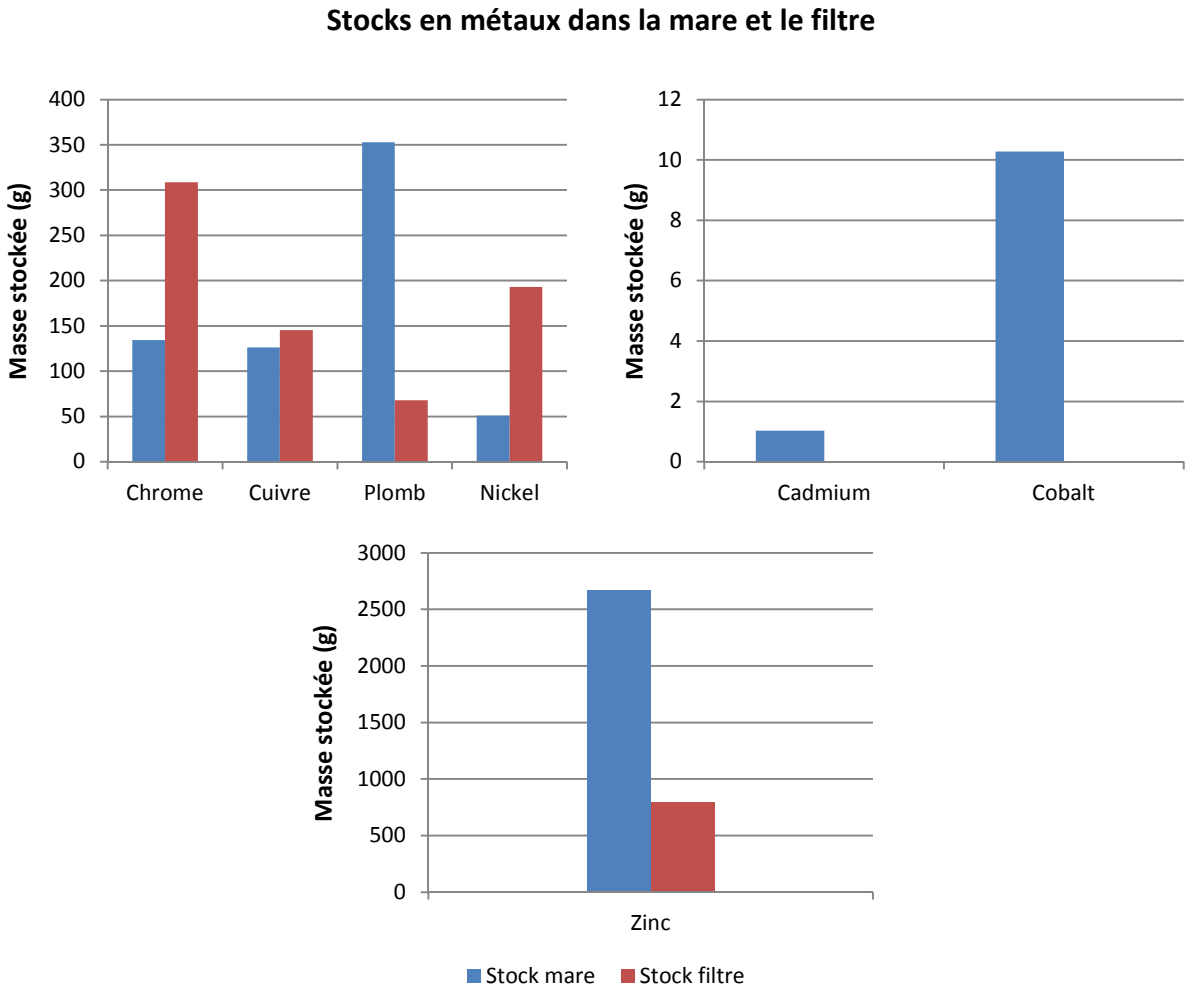


Figure 9-14. Stocks en micropolluants métalliques dans la mare de sédimentation et dans le filtre planté de roseaux

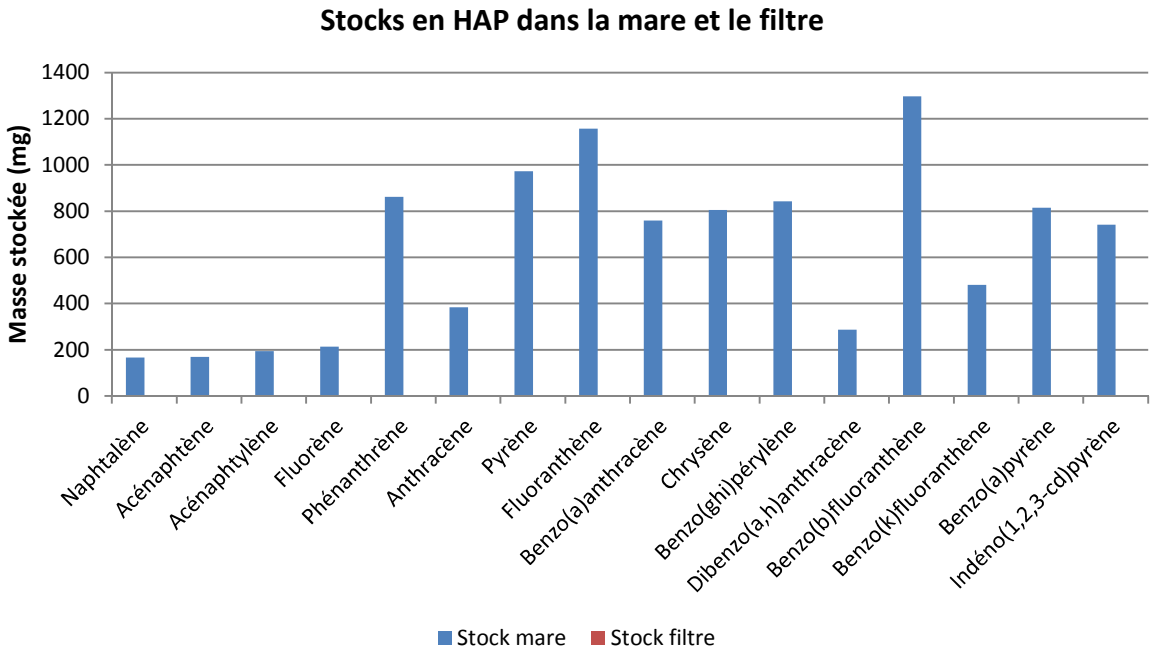


Figure 9-15. Stocks en HAP dans la mare de sédimentation et dans le filtre planté de roseaux

En ce qui concerne les *Phragmites australis*, les résultats sont présentés dans la Figure 9-16. Il est possible de constater que les ordres de grandeur obtenus dans la partie aérienne des végétaux sont très inférieurs à ceux du compartiment « sols ». Un résultat qui semble étonnant est la présence, même infime, de cobalt dans les végétaux. En effet, des concentrations de 0,2 et 0,1mg/kgMS ont été mises en évidence par les analyses de plantes, alors que le compartiment « sols » révèlent l'absence totale de cobalt dans le milieu poreux du filtre planté de roseaux, malgré le fait que les prélèvements de sols et de plantes aient été effectués dans les mêmes zones du filtre.

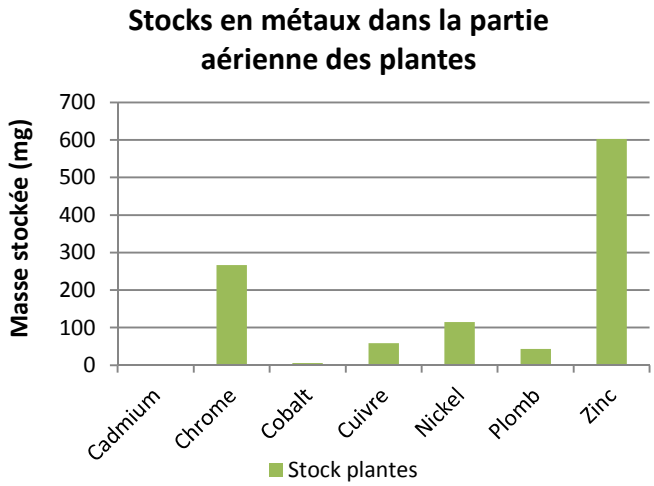


Figure 9-16. Stocks en micropolluants métalliques dans la partie aérienne des *Phragmites australis*

L'étude des différents stocks révèle que la majorité des polluants est stockée dans le compartiment « sols » et que le compartiment « végétaux » (partie aérienne) ne contribue que peu au traitement des différents polluants. En matière de stockage, les proportions dans les différents compartiments pour les différents polluants sont précisées dans le Tableau 9-4.

Tableau 9-4. Proportions de stockage des différents polluants dans les différents compartiments du système de traitement

	Compartiment « sol et sédiments »		Compartiment « végétaux »
	Mare	Filtre	
Cadmium	100%	0%	0%
Chrome	30%	70%	0,06%
Cobalt	100%	0%	0,06%
Cuivre	47%	53%	0,02%
Nickel	21%	79%	0,05%
Plomb	84%	16%	0,01%
Zinc	77%	22%	0,02%
ΣHAP	100%	0%	0%

Remarque : Les totaux ne sont pas strictement égaux à 100% : il a été fait le choix de ne pas afficher plus de chiffres significatifs qui n'auraient aucune réalité au vu des incertitudes de la méthode utilisée et de montrer une estimation de la part du compartiment « végétaux »

SYNTHESE – STOCKS DANS LES SEDIMENTS, LES SOLS ET LES PLANTES

Les analyses des stocks en polluants dans les sédiments et dans les sols ont montré que les hydrocarbures aromatiques polycycliques étaient exclusivement stockés dans la mare de sédimentation alors que les micropolluants métalliques sont stockés à la fois dans la mare de sédimentation et dans le filtre planté de roseaux : le Plomb, le Cadmium, le Cobalt et le Zinc sont essentiellement stockés dans la mare de sédimentation, alors que le Chrome et le Nickel sont quant à eux essentiellement stockés dans le filtre planté de roseaux.

Les *Phragmites australis* ne contribuent quant à eux que de manière infime au stockage des micropolluants métalliques au sein du système de traitement, avec une proportion inférieure à 0,1% au stock total pour tous les micropolluants métalliques considérés.

CONCLUSIONS DU CHAPITRE 9

Les résultats présentés dans ce chapitre montrent un stockage très important de polluants tant au niveau de la mare de sédimentation qu'au niveau du filtre planté de roseaux, stockage qui permet de mettre en évidence un certain nombre de mécanismes.

Pour ce qui est de la mare de sédimentation, malgré le dysfonctionnement au niveau hydrodynamique dû à l'emplacement du déversoir flottant (présence de zones mortes et de zones de recirculation), les résultats montrent qu'une grande partie des particules contenues dans l'effluent sont retenues à ce niveau. Tel que supposé, la décantation est donc un mécanisme extrêmement important contribuant fortement au traitement des polluants contenus dans les effluents en provenance de notre bassin versant.

Au niveau du filtre planté de roseaux, le stockage dans les sols permet de mettre en évidence que la filtration et l'adsorption des polluants représente une part extrêmement importante de la rétention des polluants avant rejet dans le milieu récepteur. Cependant, les méthodes développées ne permettent pas de différencier la contribution respective des deux mécanismes. De plus, il n'est pas non plus possible de conclure quant à la part de biodégradation des différents polluants par les micro-organismes. Il conviendra donc de réaliser des expériences supplémentaires pour pouvoir conclure sur ce point.

De plus, la comparaison de stockage de polluants entre les filtres plantés de roseaux 1 et 3 montre qu'il n'existe pas de différence significative entre les deux systèmes. Au vu de ces résultats, il ne semble pas y avoir de différence significative, malgré le dimensionnement différent. Cependant, ces observations devront être confirmées par des analyses sur la phase liquide.

CONCLUSION

Conclusion

L'objectif de cette thèse était de caractériser le traitement des eaux de ruissellement d'un petit bassin versant urbain par un système composé d'une mare de sédimentation et d'un filtre planté de roseaux.

Une instrumentation spécifique a été mise en place pour permettre une compréhension fine de l'hydrodynamique du système et de la qualité physico-chimique des effluents le long de la filière de traitement. Des mesures de hauteurs d'eau ont été installées dans le réseau d'assainissement, dans la mare de sédimentation, en surface et au sein du filtre planté de roseaux et en sortie du système de traitement. A l'aide d'une méthodologie spécifiquement développée pour notre site expérimental, les flux entrant et sortant en tous points du système de traitement ont pu être déterminés. De plus, des préleveurs automatiques ont été positionnés de façon à pouvoir effectuer des échantillonnages d'eau en entrée du système de traitement, entre la mare de sédimentation et le filtre planté de roseaux et en sortie du système de traitement. Cela a permis d'estimer les variations de qualité physico-chimique le long de la filière de traitement et d'effectuer des bilans massiques pour les différents polluants à la fois sur la mare de sédimentation et sur le filtre planté de roseaux.

L'objectif hydrodynamique de ce projet était le lissage des débits entre l'exutoire du bassin versant et l'exutoire de la filière de traitement. Cet objectif a été parfaitement atteint. En effet, les pointes de débits à l'exutoire du bassin versant étaient en majorité inférieures à 60m^3/h, à l'exception des épisodes pluvieux ayant une période de retour supérieure à 1 mois ; pour un épisode pluvieux de période de retour de 5 à 10 ans, le débit à l'exutoire du bassin versant est égal à 265m^3/h. Le déversoir flottant agit ensuite comme un limiteur de débit (40m^3/h) pour les évènements pluvieux les plus intenses. En sortie du filtre planté de roseaux, les débits sont de l'ordre de 2 à 5m^3/h, avec un maximum de 10m^3/h pour un épisode pluvieux de période de retour de 5 à 10 ans. Ainsi, le système de traitement contribue à lisser les débits avant rejet vers le milieu naturel. La charge hydraulique qui atteint le milieu récepteur est donc lissée dans le temps, contribuant ainsi à la protection de l'environnement aquatique, puisque les effets chocs dus à des pics de débits lors d'évènements pluvieux de forte intensité ne peuvent plus avoir lieu. De plus, au vu des valeurs de débits obtenues pour les différents évènements pluvieux, il est apparu que l'évaporation, l'évapotranspiration et l'infiltration au niveau de la mare de sédimentation et du filtre planté de roseaux étaient négligeables à l'échelle d'un évènement pluvieux.

Le suivi physico-chimique a été rendu possible grâce aux préleveurs automatiques installés sur le site expérimental. Ceux-ci ont été réglés de façon à ne prélever que lors de l'arrivée d'un épisode pluvieux. Les polluants suivants ont ensuite été analysés en laboratoire sur les échantillons ainsi collectés : matières en suspension, demande chimique en oxygène, carbone organique dissous, demande biochimique en oxygène, différentes formes de l'azote et du phosphore, micropolluants métalliques (Cuivre, Cadmium, Chrome, Cobalt, Zinc, Plomb et Nickel), les 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques, hydrocarbures totaux et produits phytosanitaires (Glyphosate, AMPA, Glufosinate, Diuron, Isoproturon, Monolinuron, Linuron et Chlortoluron).

Les concentrations en polluants en entrée du système de traitement ont été comparées à celles trouvées dans la littérature pour des bassins versants similaires. Si les concentrations en polluants usuels sont cohérentes avec celles rencontrées pour la littérature, ce n'est pas le cas pour les micropolluants métalliques, les HAP et les pesticides. En effet, les concentrations en micropolluants métalliques retrouvées sont supérieures à celles de la littérature. Au contraire, les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont quantifiés quant à eux à des concentrations inférieures à celles trouvées dans la littérature. Seuls 5 HAP sont détectés : le fluoranthène, le naphtalène, le pyrène, le phénanthrène et le benzo(b)fluoranthène. Ces observations indiquent que les fortes concentrations en micropolluants métalliques ne peuvent pas être dues à un fort trafic automobile. L'hypothèse qui a été soulevée est la localisation du site expérimental : il est situé entre une voie ferrée et une autoroute, à environ un kilomètre de l'un et de l'autre. Les micropolluants métalliques seraient soumis au transport éolien et se déposeraient sur les surfaces urbaines drainées par le réseau d'assainissement qui nous concerne. Pour confirmer ou infirmer cette hypothèse, il serait nécessaire d'étudier les concentrations en polluants des dépôts atmosphériques.

En ce qui concerne les pesticides, seuls le glyphosate, l'AMPA et le diuron ont été détectés. Les concentrations sont très inférieures à ce qu'il est possible de retrouver dans la littérature. Deux hypothèses sont amenées pour expliquer ces observations :

- ✓ depuis plusieurs années, la Communauté Urbaine de Strasbourg a fait le choix de ne plus utiliser de pesticides pour l'entretien des surfaces urbaines, contribuant ainsi à la forte diminution des concentrations à l'exutoire du bassin versant
- ✓ les campagnes menées sur les pesticides n'ont pas été effectuées lors de leur pic d'utilisation par les riverains.

Les campagnes sur les pesticides doivent se poursuivre pour conclure définitivement sur ce point.

Par ailleurs, les analyses ont montré une efficacité épuratoire très intéressante pour l'ensemble du système de traitement. Dix campagnes de prélèvement ont été effectuées au cours de la période de suivi. Les efficacités épuratoires ont été déterminées à la fois au niveau de la mare de sédimentation et au niveau du filtre planté de roseaux. Les résultats montrent que la mare de sédimentation remplit très bien son rôle puisqu'elle traite la majorité des matières en suspension, de la demande chimique en oxygène, le phosphore total et 100% des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Le filtre planté de roseaux traite quant à lui le carbone organique dissous et les différentes formes de l'azote. En ce qui concerne les micropolluants métalliques, les résultats ont montré que le Plomb et le Chrome sont essentiellement traités au niveau de la mare de sédimentation alors que le Zinc et le Cuivre sont traités à la fois sur la mare de sédimentation et sur le filtre planté de roseaux. Les pesticides sont quant à eux traités essentiellement au niveau du filtre planté de roseaux. Il semble que le glyphosate soit totalement transformé en son sous-produit de dégradation, l'AMPA. Bien que de nombreux rendements n'aient pas pu être calculés au vu des faibles concentrations proches des limites de quantification pour un certain nombre de polluants (méthodologie préconisée par le projet ARMISTIQ), les rendements calculables sont très intéressants à la fois pour la mare de sédimentation et pour le filtre planté de roseaux, qui remplissent tous deux leur rôle de traitement des eaux de ruissellement urbain.

Le suivi de la variabilité intra-évènementielle a été effectué pour les polluants usuels et les micropolluants métalliques pour l'épisode pluvieux du 8 septembre 2013. Il a permis d'identifier deux types de comportement des polluants au sein du système de traitement : un comportement « particulaire » (MES, DCO, PT et micropolluants métalliques) et un comportement « dissous » (COD et différentes formes de l'azote). Le comportement particulaire est caractérisé par une augmentation du ratio « dissous / total » le long de la filière de traitement alors que le comportement « dissous » voit les concentrations suivre globalement les flux en provenance du bassin versant au niveau de la mare de sédimentation.

Ainsi, les différentes analyses sur la phase liquide ont montré un abattement des différents polluants recherchés. Cependant, afin de connaître leur devenir, des analyses de sédiments, de sols et de végétaux ont été effectuées afin de déterminer en quelles proportions ils stockent les différents polluants. Au vu des résultats sur la phase liquide, ces analyses ont été effectuées pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les micropolluants métalliques pour les sédiments et les sols, et seulement pour les micropolluants métalliques dans le cas des végétaux.

Les résultats ont montré que le stockage dans la mare de sédimentation semble être influencé par les zones mortes, le court-circuit et les boucles de recirculation qui se développent lors de l'arrivée d'un évènement pluvieux. Des analyses étendues à de plus nombreux points de prélèvement dans la mare de sédimentation sont nécessaires pour confirmer ou infirmer cette première observation.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont exclusivement retenus au niveau de la mare de sédimentation. Le cadmium, le cobalt, le plomb et le zinc sont également principalement stockés au niveau de la mare de sédimentation. Les métaux qui atteignent le filtre planté de roseaux (chrome et nickel) sont stockés essentiellement dans les premiers centimètres de sol. Le cuivre est stocké de façon équivalente dans la mare de sédimentation et dans le filtre planté de roseaux. Il est également important de noter que les concentrations retrouvées dans les sédiments de la mare de sédimentation peuvent potentiellement devenir supérieures aux valeurs limites de l'arrêté du 8 janvier 1998 qui définit les concentrations maximales à ne pas dépasser pour l'épandage de boues d'épuration. Ainsi, lors du curage de la mare de sédimentation, il sera nécessaire de considérer ces matériaux comme des déchets dangereux, notamment du fait du zinc et du plomb. Les végétaux ne stockent qu'une part infime de la masse totale stockée par le système (< 0,1%).

Ainsi, globalement, on peut dire que le système de traitement s'avère efficace pour les polluants usuels, pour les micropolluants métalliques et pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques, ceux-ci étant stockés majoritairement dans les sédiments de la mare de sédimentation et dans les sols du filtre planté de roseaux. Les résultats sur la phase liquide ne sont pas aussi bons pour les produits phytosanitaires.

En ce qui concerne les perspectives de ce travail de thèse, la première approche qui pourrait être adoptée concerne la mise en évidence de corrélations entre les résultats expérimentaux obtenus durant les campagnes de prélèvement et les variations des paramètres physico-chimiques (pH, O2 dissous, potentiel Redox) au sein des filtres plantés de roseaux. Cela permettrait d'une part d'expliquer les abattements observés et d'autre part de mettre en place une modélisation mécaniste des phénomènes observés de type « génie des procédés ». De plus, une échelle plus fine pourrait également être étudiée, avec la spéciation des métaux. En effet, il est possible de se demander si les différentes formes de métaux dans les zones de traitement étudiées impactent leur devenir dans les systèmes. On peut se questionner également sur l'apport de la spéciation des micropolluants métalliques dans leur transport au sein des systèmes de traitement, notamment dans le filtre planté de roseaux.

Une approche de modélisation doit également être ajoutée à ce travail de thèse. Celle-ci doit avoir un objectif opérationnel, à savoir connaître l'efficacité du dispositif de traitement sous différents forçages hydrologiques. Cette modélisation à visée opérationnelle doit être une modélisation de type compartimental (mare de sédimentation et filtre planté de roseaux, au sein duquel on différencie la végétation, la zone saturée et la zone non saturée). Cette approche repose sur la mise en œuvre d'une modélisation mécaniste dont les résultats doivent permettre d'obtenir des lois spécifiques aux différents compartiments.

Par ailleurs, il s'avère nécessaire d'effectuer un plus grand nombre d'analyses, que ce soit sur la phase liquide, sur les sédiments, les sols ou sur les *Phragmites australis*. Ceci permettra peut-être de pouvoir établir des corrélations entre les caractéristiques des épisodes pluvieux et le fonctionnement de la filière de traitement, ce qui n'est actuellement pas possible avec seulement 10 campagnes sur la phase liquide. Ces nouvelles campagnes permettront aussi de détecter plus de pesticides, notamment lors de leur pic d'utilisation éventuelle par les riverains. Il sera également nécessaire de rechercher un plus grand nombre de polluants, que ce soit dans la phase liquide, dans les sols et sédiments ou dans les végétaux.

De plus, afin de connaître plus finement le devenir des polluants, des analyses microbiologiques sont nécessaires afin de déterminer si les abattements observés sur la phase liquide sont dus à la biodégradation par les microorganismes ou seulement à un stockage dans les différents compartiments.

Par ailleurs, une analyse fine des sources de polluants sur le bassin versant pourrait également être intéressante, notamment pour expliciter les différences observées entre nos résultats et ceux trouvés dans la littérature. L'étude de l'influence des caractéristiques des évènements pluvieux (durée de temps sec précédant l'évènement pluvieux, lame d'eau cumulée, etc…) sur l'efficacité de traitement du système aux différents points de prélèvement devra également être menée.

Il est aussi important d'effectuer le même suivi sur le long terme sur les deux autres installations de traitement qui n'ont pas encore été étudiées. Cela permettra de comparer les rendements obtenus pour les différents systèmes et ainsi de faire des préconisations à la Communauté Urbaine de Strasbourg quant à la mise en place de ce type de traitement sur leur territoire.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

Agence de l'Eau Adour Garonne (2009), **Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) 2010-1015 – Districts Adour et Garonne**. *Agence de l'Eau Adour Garonne Editions*, Novembre 2009. 428 p.

Agence de l'Eau Artois Picardie (2009), **Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) 2010-1015 – Districts Artois et Picardie**. *Agence de l'Eau Artois Picardie Editions*, Décembre 2009. 185 p.

Agence de l'Eau Loire Bretagne (2009), **Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) 2010-1015 – Districts Loire et Bretagne**. *Agence de l'Eau Loire Bretagne Editions*, Novembre 2009. 252 p.

Agence de l'Eau Rhin Meuse (2009), **Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) 2010-1015 – Districts Rhin et Meuse**. *Agence de l'Eau Rhin Meuse Editions*, Novembre 2009. 488 p.

Agence de l'Eau Rhône, Méditerranée, Corse (2009), **Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) 2010-1015 – Districts Rhône, Méditerranée et Corse**. *Agence de l'Eau Rhône, Méditerranée, Corse Editions*, Novembre 2009. 370 p.

Agence de l'Eau Seine Normandie (2009), **Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) 2010-1015 – Districts Seine et Normandie**. Ag*ence de l'Eau Seine Normandie Editions*, Octobre 2009, 151 p.

Adhikari A.R., Acharya K., Shanahan S.A.&Zhou X. (2011) **Removal of nutrients and metals by constructed and naturally created wetlands in the Las Vegas Valley, Nevada**. *Environmental Monitoring and Assessment,* 180 (1-4): 97-113.

AFNOR. (1997). **NF EN 1484 - Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (TOC) et carbone organique dissous (COD)** 15.

AFNOR. (1998). **NF EN 1899-2 - Détermination de la demande biochimique en oxygène après n jours (DBOn) - Partie 2 : Méthode pour les échantillons non dilués** 15.

AFNOR. (2000a). **NF EN 13346 - Caractérisation des boues - Détermination des éléments traces et du phosphore - Méthodes d'extraction à l'eau régale** 22.

AFNOR. (2000b). **NF EN ISO 9377-2 - Détermination de l'indice hydrocarbure - Partie 2 : Méthode par extraction au solvant et chromatographie en phase gazeuse** 27.

AFNOR. (2001). **NF T 90-101 - Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)** 7.

AFNOR. (2002). **ISO 15705 - Qualité de l'eau - Détermination de l'indice de demande chimique en oxygène (ST-DCO) - Méthode à petite échelle en tube fermé** 18.

AFNOR. (2003). **XP T 90-220 - Protocole d'estimation de l'incertitude de mesure associée à un résultat d'analyse pour les méthodes physico-chimiques** 74.

AFNOR. (2004a). **NF T 90-350 - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)** 16.

AFNOR. (2004b). **NF EN ISO 15586 - Dosage des éléments traces par spectrométrie d'absorption atomique en four graphite** 24.

AFNOR. (2004c). **NF EN ISO 17993 - Dosage de 15 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'eau par HPLC avec détection par fluorescence après extraction liquide-liquide** 33.

AFNOR. (2005). **NF EN 872 - Qualité de l'eau - Dosage des matières en suspension - Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre** 10.

AFNOR. (2009a). **NF ISO 21458 - Dosage du glyphosate et de l'AMPA - Méthode par chromatographie liquide à haute performance (CLHP) et détection fluorimétrique** 20.

AFNOR. (2009b). **NF EN ISO 11885 - Dosage d'éléments choisis par spectrométrie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES)** 28.

AFNOR. (2010). **NF EN ISO/IEC 17025:2005 - Exigences générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnages et d'essais** 30.

Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse. (1999). **Epuration des eaux usées par des filtres plantés de macrophytes - Une étude bibliographique** 78.

Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse. (2010). **Optimisation des stratégies d'échantillonnage des eaux résiduaires** 6.

Agudelo R.M., Peñuela G., Aguirre N.J., Morató J.&Jaramillo M.L. (2010) **Simultaneous removal of chlorpyrifos and dissolved organic carbon using horizontal sub-surface flow pilot wetlands**. *Ecological Engineering,* 36 (10): 1401-1408.

Akratos C.S.&Tsihrintzis V.A. (2007) **Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands**. *Ecological Engineering,* 29 (2): 173-191.

Anastasopoulou A., Mytilineou C., Smith C.J.&Papadopoulou K.N. (2013) **Plastic debris ingested by deep-water fish of the Ionian Sea (Eastern Mediterranean)**. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers,* 74: 11-13.

Aryal R., Vigneswaran S., Kandasamy J.&Naidu R. (2010) **Urban stormwater quality and treatment**. *Korean Journal of Chemical Engineering,* 27 (5): 1343-1359.

Ashley R.M. (2004) **Solids in Sewers: Characteristics, Effects and Control of Sewer Solids and Associated Pollutants**. IWA-Publ.

Babatunde A.O., Zhao Y.Q., O'Neill M.&O'Sullivan B. (2008) **Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice in Ireland**. *Environment International,* 34 (1): 116-126.

Babcsányi I., Imfeld G., Granet M.&Chabaux F. (2014) **Copper stable isotopes to trace copper behavior in wetland systems**. *Environmental Science and Technology,* 48 (10): 5520-5529.

Bach P.M., McCarthy D.T.&Deletic A. (2010) **Redefining the stormwater first flush phenomenon**. *Water Research,* 44 (8): 2487-2498.

Baker A.J. (1999) **Metal hyperaccumulator plants: a review of the biological resource for possible exploitation in the phytoremediation of metal-polluted soils**. in: N. Terry and G. Baneulos (Eds.), in: Phytoremediation of contaminated soil and water, CRC Press LLC, Boca Raton. 85-107.

Barco O.J., Ciaponi C.&Papiri S. (2004). **Pollution in storm water runoff. Two cases: an urban catchment and a highway toll gate area**. *Novatech 2004*: 169-176.

Batty L.C.&Younger P.L. (2002) **Critical role of macrophytes in achieving low iron concentrations in mine water treatment wetlands**. *Environmental Science and Technology,* 36 (18): 3997-4002.

Batty L.C. (2003) **Wetland plants - More than just a pretty face?** *Land Contamination and Reclamation,* 11 (2): 173-180.

Becouze-Lareure C. (2010). **Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux**. *Thèse de Doctorat - INSA de Lyon*, 298.

Bertrand-Krajewski J.-L., Chebbo G.&Saget A. (1998) **Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon**. *Water Research,* 32 (8): 2341-2356.

Bertrand-Krajewski J.-L. (2006). **Les polluants des rejets urbains de temps de pluie : natures, concentrations, flux, caractéristiques physico-chimiques, solides en suspension, et répartition temporelle durant les évènements pluvieux**. *Cours INSA de Lyon*, 54.

Birch G.F., Matthai C., Fazeli M.S.&Suh J. (2004) **Efficiency of a constructed wetland in removing contaminants from stormwater**. *Wetlands,* 24 (2): 459-466.

Blecken G.T., Zinger Y., Deletić A., Fletcher T.D.&Viklander M. (2009a) **Impact of a submerged zone and a carbon source on heavy metal removal in stormwater biofilters**. *Ecological Engineering,* 35 (5): 769-778.

Blecken G.T., Zinger Y., Deletić A., Fletcher T.D.&Viklander M. (2009b) **Influence of intermittent wetting and drying conditions on heavy metal removal by stormwater biofilters**. *Water Research,* 43 (18): 4590-4598.

Bressy A., Gromaire M.C., Lorgeoux C., Saad M., Leroy F.&Chebbo G. (2011a) **Stormwater contamination in an upstream residential watershed**. *Techniques - Sciences - Méthodes,* 4: 28-36.

Bressy A., Gromaire M.C., Lorgeoux C., Saad M., Leroy F.&Chebbo G. (2011b) **Effects of sustainable urban drainage systems on runoff and contaminant flows**. *Techniques - Sciences - Méthodes,* 4: 37-49.

Brix H. (1987) **Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - The root-zone method**. *Water Science and Technology,* 19 (1-2): 107-118.

Brix H. (1997) **Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?** *Water Science and Technology,* 35 (5): 11-17.

Brix H., Arias C.&Johansen N.H. (2003) **Expériemnts in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal**. in: J. Vymazal (Ed.), in: Wetlands: Nutrients, Metals and Mass Cycling, Backhuys, Leiden, The Netherlands. 237-258.

Bugoni L., Krause L.g.&Virgínia Petry M. (2001) **Marine Debris and Human Impacts on Sea Turtles in Southern Brazil**. *Marine Pollution Bulletin,* 42 (12): 1330-1334.

Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM). (2002). **Gestion des sites (potentiellement) pollués - Annexe 5C révision du 09/12/2002 - Valeurs guides en matière de pollution des eaux et des sols**. 13

Calheiros C.S.C., Duque A.F., Moura A., Henriques I.S., Correia A., Rangel A.O.S.S.&Castro P.M.L. (2009) **Substrate effect on bacterial communities from constructed wetlands planted with Typha latifolia treating industrial wastewater**. *Ecological Engineering,* 35 (5): 744-753.

Carleton M.G. (1990) **Comparison of overflows from separate and combined sewers - Quantity and quality**. *Water Science and Technology,* 22 (10-11): 31-38.

CE. (2000). **Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau**. JO-EU L 327, 1-72

CE. (2001). **Décision n° 2455/2001/CE du Parlement Européen et du Conseil du 20 novembre 2001 établissant la liste des substances prioritaires dans le domaine de l'eau et modifiant la directive 2000/60/CE**. JOCE du 15 décembre 2001, 1-5

CE. (2006). **Directive 2006/118/CE du Parlement Européen et du Conseil du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration**. JOCE du 27 décembre 2006, 19-31

CE. (2008). **Directive 2008/105/CE du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementales dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE**. JOCE du 24 décembre 2008, 84-97

CE. (2009). **Directive n°2009/90/CE du 31/07/09 établissant, conformément à la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil, des spécifications techniques pour l'analyse chimique et la surveillance de l'état des eaux**. JOUE du 1er Août 2009, 36-38

CEE. (1976). **Directive n° 76/464/CEE du 04/05/76 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté**. JOCE du 18 mai 1976, 23-29

CEE. (1991a). **Directive 91/271/CEE du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires**. JOCE du 30 mai 1991, 40-52

CEE. (1991b). **Directive 91/676/CEE du Conseil du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles**. JOCE du 31 décembre 1991, 1-8

CERTU. (2003). **La ville et son assainissement - Principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau**. 503

Chambers R.M., Osgood D.T., Bart D.J.&Montalto F. (2003) **Phragmites australis invasion and expansion in tidal wetlands: Interactions among salinity, sulfide, and hydrology**. *Estuaries,* 26 (2): 398-406.

Chebbo G. (1992). **Solides des rejets pluviaux urbains - Caractérisation et traitabilité**. *Thèse de Doctorat - Ecole Nationale des Ponts et Chaussées de Paris*, 488.

Chebbo G.&Bachoc A. (1993) **Caractérisation physico-chimique des solides des rejets urbains de temps de pluie**. *Techniques - Sciences - Méthodes,* 10: 524-528.

Chebbo G., Mouchel J.M., Saget A.&Gousailles M. (1995) **La pollution des rejets urbains par temps de pluie : flux, nature et impacts**. *Techniques - Sciences - Méthodes,* 11: 796-806.

Chebbo G.&Gromaire M.C. (2004) **The experimental urban catchment 'Le Marais' in Paris: What lessons can be learned from it?** *Journal of Hydrology,* 299 (3-4): 312-323.

Chocat B., Bertrand-Krajewski J.-L.&Barraud S. (2007) **Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie**. *Techniques de l'ingénieur*: 1-19.

Choi J., Maniquiz-Redillas M.C., Lee S., Mercado J.M.R.&Kim L.H. (2013) **Application of a gravel wetland system for treatment of parking lot runoff**. *Desalination and Water Treatment,* 51 (19-21): 4129-4137.

Choubert J.M., Ruel S.M.&Coquery M. (2009) **Prélèvement et échantillonnage des substances prioritaires et émergentes dans les eaux usées Les prescriptions techniques du projet de recherche AMPERES**. *Techniques - Sciences - Méthodes,*(4): 88-101.

Choubert J.M., Crétollier C., Tahar A., Miège C., Dherret L., Roussel-Galle A., Coquery M., Esperanza M., Noyon N., Budzinski H.&Le Menach K. (2014). **Rendements d'élimination d'un fossé et de filtres garnis de matériaux adsorbants**. *Colloque final du projet de recherche ARMISTIQ*: http://armistiq.irstea.fr/journee-de-restitution/.

COFRAC. (2013). **Attestation d'accréditation - Laboratoire Eurofins** 40.

Colandini V. (1997). **Effets des structures réservoirs à revêtement poreux sur les eaux pluviales : qualité des eaux et devenir des métaux lourds**. *Thèse de Doctorat - Université de Pau et des Pays de l'Adour*, 254.

Coleman J., Hench K., Garbutt K., Sexstone A., Bissonnette G.&Skousen J. (2001) **Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands**. *Water, Air, and Soil Pollution,* 128 (3-4): 283-295.

Collins B., McArthur J.V.&Sharitz R.R. (2004) **Plant effects on microbial assemblages and remediation of acidic coal pile runoff in mesocosm treatment wetlands**. *Ecological Engineering,* 23 (2): 107-115.

Commission Européenne. (2011). **Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/CE) - Guidance document No. 27 - Technical guidance for deriving environmental quality standards** 204.

Cooper P. (2009) **What can we learn from old wetlands? Lessons that have been learned and some that may have been forgotten over the past 20 years**. *Desalination,* 246 (1-3): 11-26.

Cottin N.&Merlin G. (2008) **Removal of PAHs from laboratory columns simulating the humus upper layer of vertical flow constructed wetlands**. *Chemosphere,* 73 (5): 711-716.

Davies T.H.&Cottingham P.D. (1993) **Phosphorus removal from wastewater in a constructed wetlands**. in: G. A. Mishiri (Ed.), in: Constructed wetland for water quality improvement, Lewis, Boca Raton. 315-320.

Davis A.P., Shokouhian M.&Ni S. (2001) **Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources**. *Chemosphere,* 44 (5): 997-1009.

Derraik J.G.B. (2002) **The pollution of the marine environment by plastic debris: A review**. *Marine Pollution Bulletin,* 44 (9): 842-852.

Diblasi C.J., Li H., Davis A.P.&Ghosh U. (2009) **Removal and fate of polycyclic aromatic hydrocarbon pollutants in an urban stormwater bioretention facility**. *Environmental Science and Technology,* 43 (2): 494-502.

Diggs G.M., Lipscomb B.L.&O'Kennon R. (1999) **Illustrated flora of north-central Texas**. *Sida Botanical Miscellany, No 16.ed* Fort Worth TX, Botanical Research Institute of Texas. 1626 p.

Dotro G., Castro S., Tujchneider O., Piovano N., Paris M., Faggi A., Palazolo P., Larsen D.&Fitch M. (2012) **Performance of pilot-scale constructed wetlands for secondary treatment of chromium-bearing tannery wastewaters**. *Journal of Hazardous Materials,* 239-240: 142-151.

Drizo A., Frost C.A., Grace J.&Smith K.A. (1999) **Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems**. *Water Research,* 33 (17): 3595-3602.

Dufresne M. (2008). **La modélisation 3D du transport solide dans les bassins en assainissement : du pilote expérimental à l'ouvrage réel**. *Thèse de Doctorat - Université Louis Pasteur*, 225.

Dufresne M., Vazquez J., Terfous A., Ghenaim A.&Poulet J.B. (2009) **Experimental investigation and CFD modelling of flow, sedimentation, and solids separation in a combined sewer detention tank**. *Computers and Fluids,* 38 (5): 1042-1049.

Ecoscop&Fluvial IS. (2006). **Plan de gestion de l'Ostwaldergraben-Bannscheidgraben - Etat initial, enjeux et objectifs**. *Rapport du 25 août 2006*.

Ellis J.B. (1999) **Design considerations for the use of vegetative controls for the treatment of highway discharges**. *IAHS-AISH Publication,*(259): 357-363.

Ellis J.B.&Mitchell G. (2006) **Urban diffuse pollution: Key data information approaches for the Water Framework Directive**. *Water and Environment Journal,* 20 (1): 19-26.

Endress & Hauser. (2012). **Micropilot M FMR250 - Information technique** 56.

Endress & Hauser. (2013a). **Liquistation CSF48 - Information technique** 44.

Endress & Hauser. (2013b). **Memograph M - Information technique** 22.

Endress & Hauser. (2013c). **Waterpilot FMX21 - Information technique** 36.

Farreny R., Morales-Pinzón T., Guisasola A., Tayà C., Rieradevall J.&Gabarrell X. (2011) **Roof selection for rainwater harvesting: Quantity and quality assessments in Spain**. *Water Research,* 45 (10): 3245-3254.

Faulwetter J.L., Gagnon V., Sundberg C., Chazarenc F., Burr M.D., Brisson J., Camper A.K.&Stein O.R. (2009) **Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review**. *Ecological Engineering,* 35 (6): 987-1004.

Fournel J. (2012). **Systèmes extensifs de gestion et de traitement des eaux urbaines de temps de pluie**. *Thèse de Doctorat - Université de Montpellier II*, 218.

Fritioff A.&Greger M. (2003) **Aquatic and Terrestrial Plant Species with Potential to Remove Heavy Metals from Stormwater**. *International journal of phytoremediation,* 5 (3): 211-224.

Fuchs S., Brombach H.&Weiss G. (2004). **New database on urban runoff pollution**. *Novatech 2004*: 145-152.

García J., Rousseau D.P.L., Morató J., Lesage E., Matamoros V.&Bayona J.M. (2010) **Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: A review**. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology,* 40 (7): 561-661.

Gasiunas V., Strusevicius Z.&Struseviciene M.S. (2005) **Pollutant removal by horizontal subsurface flow constructed wetlands in Lithuania**. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering,* 40 (6-7): 1467-1478.

Gikas P., Ranieri E.&Tchobanoglous G. (2013) **Removal of iron, chromium and lead from waste water by horizontal subsurface flow constructed wetlands**. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology,* 88 (10): 1906-1912.

Giroud V., Esser D., Fournet L.&Davoli F. (2007). **Les filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux pluviales : notion d'efficacité**. *Novatech 2007*: 869-876.

Glen Iii D.W.&Sansalone J.J. (2002) **Accretion and partitioning of heavy metals associated with snow exposed to urban traffic and winter storm maintenance activities. II**. *Journal of Environmental Engineering,* 128 (2): 167-185.

Gnecco I., Berretta C., Lanza L.G.&La Barbera P. (2005) **Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy**. *Atmospheric Research,* 77 (1-4 SPEC. ISS.): 60-73.

Göbel P., Dierkes C.&Coldewey W.G. (2007) **Storm water runoff concentration matrix for urban areas**. *Journal of Contaminant Hydrology,* 91 (1-2): 26-42.

Gromaire-Mertz M.C., Garnaud S., Gonzalez A.&Chebbo G. (1999). **Characterisation of urban runoff pollution in Paris**. *39*, 1-8

Gromaire M.C. (1998). **La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire - Caractéristiques et origine**. *Thèse de Doctorat - Ecole Nationale des Ponts et Chaussées de Paris*, 550.

Gromaire M.C., Garnaud S., Saad M.&Chebbo G. (2001) **Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers**. *Water Research,* 35 (2): 521-533.

Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux. (2005). **Epuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes - Recommandations techniques pour la conception et la réalisation** 45.

Gucker C.L. (2008) **Phragmites australis**, in: Fire Effects Information System [Online], U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Station Research Station, Fire Sciences Laboratory. Available: http://www.fs.fed.us/database/feis/[2013, March 19].

Gutierrez A.&Baran N. (2009) **Long-term transfer of diffuse pollution at catchment scale: Respective roles of soil, and the unsaturated and saturated zones (Brévilles, France)**. *Journal of Hydrology,* 369 (3-4): 381-391.

Haberl R., Grego S., Langergraber G., Kadlec R.H., Cicalini A.R., Dias S.M., Novais J.M., Aubert S., Gerth A., Thomas H.&Hebner A. (2003) **Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants**. *Journal of Soils and Sediments,* 3 (2): 109-124.

Hall J.B.&Hansen P.L. (1997) **A Preliminary Riparian Habitat Type Classification System for the Bureau of Land Management Districts in Southern and Eastern Idaho**. Boise ID, University of Montana, School of Forestry, Montana Forest and Conservation Experiment Station. 381 p.

Hallberg M., Renman G.&Lundbom T. (2007) **Seasonal variations of ten metals in highway runoff and their partition between dissolved and particulate matter**. *Water, Air, and Soil Pollution,* 181 (1-4): 183-191.

Hatt B.E., Fletcher T.D.&Deletic A. (2007) **Hydraulic and pollutant removal performance of stormwater filters under variable wetting and drying regimes**. pp. 11-19.

Hatt B.E., Fletcher T.D.&Deletic A. (2009) **Pollutant removal performance of field-scale stormwater biofiltration systems**, Water Science and Technology. pp. 1567-1576.

Hatt B.E., Steinel A., Deletic A.&Fletcher T.D. (2011) **Retention of heavy metals by stormwater filtration systems: Breakthrough analysis**. *Water Science and Technology,* 64 (9): 1913-1919.

Huang J., Du P., Ao C., Ho M., Lei M., Zhao D.&Wang Z. (2007) **Multivariate analysis for stormwater quality characteristics identification from different urban surface types in Macau**. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology,* 79 (6): 650-654.

Ijinus. (2012). **Sonde numérique de niveau ultrason** 1.

INERIS. (2011). **Méthodologie utilisée pour la détermination de normes de qualité environnementale (NQE)** 34.

INERIS. (2013) **Portail Substances Chimiques**. pp. http://www.ineris.fr/substances/fr/.

Kadlec R.H.&Wallace S.D. (2008) **Treatment wetlands**. *CRC Press.ed*Taylon & Francis Group.

Kaseva M.E.&Mbuligwe S.E. (2010) **Potential of constructed wetland systems for treating tannery industrial wastewater**. pp. 1043-1052.

Kenneth G.&Romanchuk M.D. (1982) **Fluorescein. Physicochemical factors affecting its fluorescence**. *Survey of ophthalmology,* 26 (5): 269-283.

Knight R.L., Ruble R.W., Kadlec R.H.&Reed S. (1993) **Wetlands for wastewater treatment: Performance database**. in: G. A. Moshiri (Ed.), in: Constructed wetlands for water quality improvement, Lewis Publishers, Boca Raton.

Laber J. (2000) **Constructed wetland system for storm water treatment**. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering,* 35 (8): 1279-1288.

Laber J., Haberl R.&Langergraber G. (2003) **Treatment of hospital wastewater with a 2-stage constructed wetland system**. in: R. Haberl and G. Langergraber (Eds.), in: Achievments and Prospects of Phytoremediation in Europe, University of natural resources and applied life sciences, Vienne, Autriche. 85.

Lamprea Maldonado D.K. (2009). **Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et**

les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains. *Thèse de Doctorat - Ecole Centrale de Nantes*, 295.

Lee B.H.&Scholz M. (2007) **What is the role of Phragmites australis in experimental constructed wetland filters treating urban runoff?** *Ecological Engineering,* 29 (1): 87-95.

Licor. (2013). **LI-6400XT System - Photosynthesis, Fluorescence, Respiration** 14.

Lizama Allende K., Fletcher T.D.&Sun G. (2012) **Subsurface flow constructed wetlands for the removal of arsenic and metals from acidic contaminated water**, WSUD 2012, Melbourne, Australie.

Llopart-Mascaró A., Ruiz R., Martínez M., Malgrat P., Rusiñol M., Gil A., Suárez J., Puertas J., del Rio H., Paraira M.&Rubio P. (2010). **Analysis of rainwater quality: Towards sustainable rainwater management in urban environments - Sostaqua Project**. *Novatech 2010*.

Lu R., Turco R.P., Stolzenbach K., Friedlander S.K., Xiong C., Schiff K., Tiefenthaler L.&Wang G. (2003) **Dry deposition of airborne trace metals on the Los Angeles Basin and adjacent coastal waters**. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres,* 108 (2): AAC 11-1 AAC 11-24.

Maillard E., Payraudeau S., Ortiz F.&Imfeld G. (2012) **Removal of dissolved pesticide mixtures by a stormwater wetland receiving runoff from a vineyard catchment: An inter-annual comparison**. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry,* 92 (8): 979-994.

Matamoros V., Puigagut J., Garcia J.&Bayona J.M. (2007) **Behavior of selected priority organic pollutants in horizontal subsurface flow constructed wetlands: A preliminary screening**. *Chemosphere,* 69 (9): 1374-1380.

Matamoros V.&Bayona J.M. (2008) **Behavior of emerging pollutants in constructed wetlands**. in: D. Barcelo and M. Petrovic (Eds.). pp. 199-217.

Matamoros V., Garcia J.&Bayona J.M. (2008) **Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent**. *Water Research,* 42 (3): 653-660.

Matamoros V., Arias C., Brix H.&Bayona J.M. (2009) **Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products**. *Water Research,* 43 (1): 55-62.

MEED et Agences de l'Eau. (2003). **Systèmes d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-eau)**. *Version 2*, 40.

Mendez C.B., Klenzendorf J.B., Afshar B.R., Simmons M.T., Barrett M.E., Kinney K.A.&Kirisits M.J. (2011) **The effect of roofing material on the quality of harvested rainwater**. *Water Research,* 45 (5): 2049-2059.

Menzie C.A., Hoeppner S.S., Cura J.J., Freshman J.S.&LaFrey E.N. (2002) **Urban and suburban storm water runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to massachusetts estuarine and coastal environments**. *Estuaries,* 25 (2): 165-176.

Météo-France Nord-Est. (2004). **Constitution d'une année synthétique - Poste de Strasbourg Entzheim**. 16

Meyer D., Molle P., Esser D., Troesch S., Masi F.&Dittmer U. (2013) **Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment-comparison of German, French and Italian approaches**. *Water (Switzerland),* 5 (1): 1-12.

Moaref S., Sekhavatjou M.S.&Hosseini Alhashemi H. (2014) **Determination of trace elements concentration in wet and dry atmospheric deposition and surface soil in the largest industrial city, southwest of Iran**. *International Journal of Environmental Research,* 8 (2): 335-346.

Molle P. (2003). **Filtres plantés de roseaux : limites hydrauliques et rétention du phosphore**. *Thèse de Doctorat - Université de Montpellier II*, 280.

Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G.&Iwema A. (2005) **How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems**. *Water Science and Technology,*(9): 11-21.

Molle P., Fournel J., Meyer D., Troesch S., Clement F., Brelot E., Bacot L, Guillermard S., De Brito C., Toussaint J.Y., Vareilles S., Ah Leung S., Lipeme Kouyi G., Bichet Q., Chocat B.&Esser D.

(2013). **Guide technique - Systèmes extensifs pour la gestion et le traitement des eaux urbaines de temps de pluie**. *Groupe de travail SEGTEUP*, 43.

Ngabe B., Bidleman T.F.&Scott G.I. (2000) **Polycyclic aromatic hydrocarbons in storm runoff from urban and coastal South Carolina**. *Science of the Total Environment,* 255 (1–3): 1-9.

Nivus GMBH. (2003). **Instruction manual for PCM3 measurement device** 71.

O'Hogain S. (2003) **The design, operation and performance of a municipal hybrid reed bed treatment system**. pp. 119-126.

Page D., Dillon P., Mueller J.&Bartkow M. (2010) **Quantification of herbicide removal in a constructed wetland using passive samplers and composite water quality monitoring**. *Chemosphere,* 81 (3): 394-399.

Pagter M., Bragato C.&Brix H. (2005) **Tolerance and physiological responses of Phragmites australis to water deficit**. *Aquatic Botany,* 81 (4): 285-299.

Parent-Raoult C.&Boisson J.C. (2007) **Impacts des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sur les milieux aquatiques: État des connaissances**. *Revue des Sciences de l'Eau,* 20 (2): 229-239.

Perkin Elmer. (2000). **AAnalyst 600, Atomic Absorption Spectrometer - User guide** 150.

Persson J., Somes N.L.G.&Wong T.H.F. (1999) **Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds**. *Water Science and Technology,* 40 (3): 291-300.

Persson J. (2000) **The hydraulic performance of ponds of various layouts**. *Urban Water,* 2 (3): 243-250.

Persson J.&Wittgren H.B. (2003) **How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds**. *Ecological Engineering,* 21 (4–5): 259-269.

Petrovic M., Radjenovic J., Postigo C., Kuster M., Farre M., Alda M.L.&Barcelo D. (2008) **Emerging contaminants in waste waters: Sources and occurrence**. in: B. D. and P. M. (Eds.), in: Handbook of Environmental Chemistry, Volume 5: Water Pollution. 1-35.

Prochaska C.A., Zouboulis A.I.&Eskridge K.M. (2007) **Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage**. *Ecological Engineering,* 31 (1): 57-66.

R Development Core Team. (2005) **A language and environment for statistical computing, reference index version 2.2.1.**, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. pp. http://www.R-project.org.

Revitt D.M., Worrall P.&Brewer D. (2001). **The integration of constructed wetlands into a treatment system for airport runoff**. *44*, 469-476

Revitt D.M., Shutes R.B.E., Jones R.H., Forshaw M.&Winter B. (2004) **The performances of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions**. *Science of the Total Environment,* 334-335: 261-270.

RF. (1964). **Loi n° 64-1245 du 16/12/1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte de leur pollution**. JORF du 18 décembre 1964, 1-11

RF. (1992). **Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau**. JORF du 4 janvier 1992, 1-24

RF. (1998a). **Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation - Version consolidée au 14 novembre 2011**. JORF du 3 mars 1998, 3247-3270

RF. (1998b). **Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles, pris en application du décret n° 97-1133 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées**. JORF du 31 janvier 1998, 1-10

RF. (2004). **Loi n°2004-338 du 21 avril portant transposition de la directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau**. JORF du 22 avril 2004, 1-2

RF. (2006). **Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques**. JORF du 31 décembre 2006, 1-53

RF. (2007). **Arrêté du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et**

de leur efficacité, et aux dispositifs d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2kg/j de DBO5 - Version consolidée au 14 juillet 2007. JORF du 14 juillet 2007, 1-14

RF. (2010). **Arrêté du 28/10/10 relatif aux installations de stockage de déchets inertes - Version consolidée au 01 juillet 2012**. JORF du 16 novembre 2010, 1-9

Rule K.L., Comber S.D.W., Ross D., Thornton A., Makropoulos C.K.&Rautiu R. (2006a) **Sources of priority substances entering an urban wastewater catchment-trace organic chemicals**. *Chemosphere,* 63 (4): 581-591.

Rule K.L., Comber S.D.W., Ross D., Thornton A., Makropoulos C.K.&Rautiu R. (2006b) **Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment**. *Chemosphere,* 63 (1): 64-72.

Sadowski A.G. (2009). **Traitement des eaux usées urbaines - Volume 1**. *Cours ENGEES de Strasbourg*, 109.

Saint-Gobain. (2007). **Tygon Inert Tubing Formulation SE-200** 2.

Scholes L., Shutes R.B.E., Revitt D.M., Forshaw M.&Purchase D. (1998) **The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands**. *Science of the Total Environment,* 214 (1-3): 211-219.

Shutes R.B.E., Revitt D.M., Lagerberg I.M.&Barraud V.C.E. (1999) **The design of vegetative constructed wetlands for the treatment of highway runoff**. *Science of the Total Environment,* 235 (1-3): 189-197.

Shutes R.B.E. (2001) **Artificial wetlands and water quality improvement**. *Environment International,* 26 (5-6): 441-447.

Siemens. (2010). **Ultrasonic transmitters The Probe - Operating instructions** 14.

Sinbio. (2010). **Programme pluriannuel de réhabilitation des cours d'eau sur le territoire de la Communauté Urbaine de Strasbourg 2010-2012 - Aménagement de l'Ostwaldergraben sur les communes de Strasbourg, Ostwald et Lingolsheim**. 15

Sörme L.&Lagerkvist R. (2002) **Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm**. *Science of the Total Environment,* 298 (1–3): 131-145.

Stevens L.E., Schmidt J.C., Ayers T.J.&Brown B.T. (1995) **Flow Regulation, Geomorphology, and Colorado River Marsh Development in the Grand Canyon, Arizona**. *Ecological Applications,* 5 (4): 1025-1039.

Stottmeister U., Wiessner A., Kuschk P., Kappelmeyer U., Kästner M., Bederski O., Müller R.A.&Moormann H. (2003) **Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment**. *Biotechnology Advances,* 22 (1-2): 93-117.

Sun H., Zhang H., Yu Z., Wu J., Jiang P., Yuan X.&Shi W. (2013) **Combination system of full-scale constructed wetlands and wetland paddy fields to remove nitrogen and phosphorus from rural unregulated non-point sources**. *Environmental Geochemistry and Health,* 35 (6): 801-809.

Sun X.&Davis A.P. (2007) **Heavy metal fates in laboratory bioretention systems**. *Chemosphere,* 66 (9): 1601-1609.

Taebi A.&Droste R.L. (2004) **Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater**. *Science of the Total Environment,* 327 (1-3): 175-184.

Tanner C.C., Sukias J.P.S.&Upsdell M.P. (1998) **Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters**. *Water Research,* 32 (10): 3046-3054.

Tassin B.&Chebbo G. (2000). **Qualité des rejets urbains de temps de pluie**. *Cours ENPC de Paris*, 38.

Terzakis S., Fountoulakis M.S., Georgaki I., Albantakis D., Sabathianakis I., Karathanasis A.D., Kalogerakis N.&Manios T. (2008) **Constructed wetlands treating highway runoff in the central Mediterranean region**. *Chemosphere,* 72 (2): 141-149.

Tomás J., Guitart R., Mateo R.&Raga J.A. (2002) **Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, Caretta caretta, from the Western Mediterranean**. *Marine Pollution Bulletin,* 44 (3): 211-216.

Truu M., Juhanson J.&Truu J. (2009) **Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands**. *Science of the Total Environment,* 407 (13): 3958-3971.

Türker O.C., Böcük H.&Yakar A. (2013) **The phytoremediation ability of a polyculture constructed wetland to treat boron from mine effluent**. *Journal of Hazardous Materials,* 252-253: 132-141.

Türker O.C., Türe C., Böcük H.&Yakar A. (2014) **Constructed Wetlands as Green Tools for Management of Boron Mine Wastewater**. *International journal of phytoremediation,* 16 (6): 537-553.

UE. (2013). **Directive 2013/39/UE du Parlement Européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau**. Journal officiel de l'Union Européenne, 1-15

Villermaux J. (1993) **Génie de la réaction chimique**. *Tec & Doc - Lavoisier.ed* Paris.

Vymazal J. (1996) **The use of subsurface-flow constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic**. *Ecological Engineering,* 7 (1): 1-14.

Vymazal J. (2002) **The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience**. *Ecological Engineering,* 18 (5): 633-646.

Vymazal J. (2005) **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment**. *Ecological Engineering,* 25 (5): 478-490.

Vymazal J.&Kropfelová L. (2005) **Growth of Phragmites australis and Phalaris arundinacea in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic**. *Ecological Engineering,* 25 (5): 606-621.

Vymazal J. (2009) **The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater**. *Ecological Engineering,* 35 (1): 1-17.

Vymazal J. (2011) **Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review**. *Hydrobiologia,* 674 (1): 133-156.

Wander R., Scherer U.&Fuchs S. (2010). **Analysis of urban pollution sources and balancing of emissions from urban areas in the state of Baden-Württemberg (Germany)**. *Novatech 2010*.

Wiessner A., Kuschk P., Buddhawong S., Stottmeister U., Mattusch J.&Kästner M. (2006) **Effectiveness of various small-scale constructed wetland designs for the removal of iron and zinc from acid mine drainage under field conditions**. *Engineering in Life Sciences,* 6 (6): 584-592.

WTW. (2006). **System OxiTop Control - Operating manual** 103.

Xanthopoulos C.&Hahn H. (1992). **Sources of pollution of stormwater runoff from urban areas**. *Novatech 1992*: 43-53.

Zgheib S. (2009). **Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire**. *Thèse de Doctorat - Ecole Nationale des Ponts et Chaussées de Paris*, 359.

Zgheib S., Moilleron R.&Chebbo G. (2010) **What priority pollutants occured in stormwater and wastewater?** *Water Pollution,* X (135): 3-14.

Zgheib S., Moilleron R., Saad M.&Chebbo G. (2011) **Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments?** *Water Research,* 45 (2): 913-925.

Zgheib S., Moilleron R.&Chebbo G. (2012) **Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 - Case of separate storm sewers**. *Water Research,* 46 (20): 6683-6692.

Zhao L.Y.L., Schulin R.&Nowack B. (2007) **The effects of plants on the mobilization of Cu and Zn in soil columns**. *Environmental Science and Technology,* 41 (8): 2770-2775.

Zinger Y., Deletic A.&Fletcher T.D. (2007a). **The effect of various intermittent dry-wet cycles on nitrogen removal capacity in biofilter systems**. *Rainwater & urban design 2007*.

Zinger Y., Fletcher T.D., Deletic A., Blecken G.T.&Viklander M. (2007b). **Optimisation of the nitrogen retention capacity of stormwater biofiltration systems**. *Novatech 2007*: 893-900.

Zinger Y., Blecken G.T., Fletcher T.D., Viklander M.&Deletić A. (2013) **Optimising nitrogen removal in existing stormwater biofilters: Benefits and tradeoffs of a retrofitted saturated zone**. *Ecological Engineering,* 51: 75-82.

Zobrist J., Müller S.R., Ammann A., Bucheli T.D., Mottier V., Ochs M., Schoenenberger R., Eugster J.&Boller M. (2000) **Quality of roof runoff for groundwater infiltration**. *Water Research,* 34 (5): 1455-1462.

ANNEXES

A. COURBES GRANULOMETRIQUES DES MATERIAUX UTILISES POUR LES FILTRES PLANTES DE ROSEAUX 354

B. VELOCIMETRE A EFFET DOPPLER.....358

C. DETERMINATION DES REGLAGES DES PRELEVEURS AUTOMATIQUES EN FONCTION DES CONTRAINTES METEOROLOGIQUES LOCALES.....359

D. METHODOLOGIE DE DETERMINATION DE LA PERIODE DE RETOUR DES EPISODES PLUVIEUX 364

E. METHODE DE CALCUL DES RENDEMENTS PRENANT EN COMPTE LES LIMITES DE QUANTIFICATION 365

A. Courbes granulométriques des matériaux utilisés pour les filtres plantés de roseaux

Couche de filtration du filtre planté n°1

HOLCIM GRANULATS
12 B Rue des Hérons
67960 ENTZHEIM

Fiche Technique de Produit
du 01/01/2012 au 30/06/2012
Page 1/1

Producteur : **HOLCIM - BISCHWILLER**
Granulats : **Sable roulé 0/4**
Pétrographie : Alluvions silico-calcaires
Elaboration : Roulés

Partie contractuelle
Valeurs spécifiées sur lesquelles le producteur s'engage

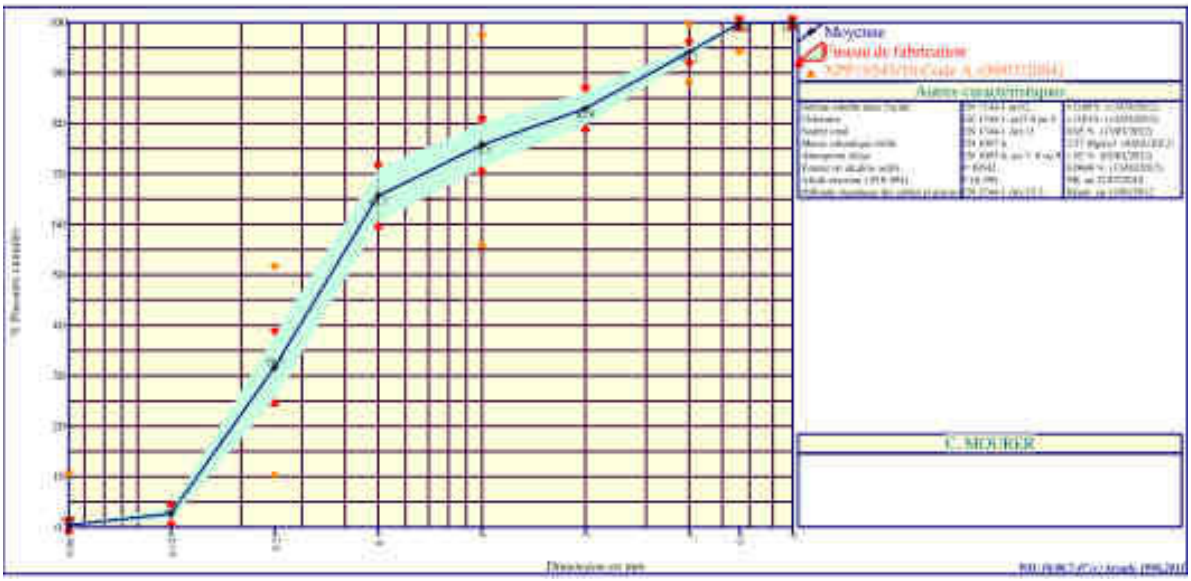
Classe granulaire		Norme	Catégorie
0	4	Norme XP P 18-545 Article 10 - EN 12620 et EN 13139	Code A (09/07/2004)

	0.063	0.125	0.25	0.5	1	2	4	5.6	8	1.4D	2D	FM	SE	f
Etendue e	6		40		40		10					0.6		6
V.S.S.+U			58.0		99.7		100.0					2.90		7.00
V.S.S.	10.0		51.0		96.7		99.0					2.75		6.00
V.S.I.			11.0		56.7		89.0	95.0	100.0			2.15	65.00	0.00
V.S.I.-U			7.0		53.7		84.0	94.0				2.00	59.00	0.00
LS														10.00
LI								95.0	100.0					

Partie informative
Résultats de production

du 03/01/12 au 27/06/12

	0.063	0.125	0.25	0.5	1	2	4	5.6	8	FM	SE	f
Maximum	1.0	6.1	46.7	76.5	84.4	90.4	97.4	100.0	100.0	2.68	98.60	0.96
	0.6	3.9	38.2	71.0	80.2	86.3	95.4	100.0	100.0	2.66	94.22	0.61
Moyenne XI	0.4	2.7	31.7	65.7	75.7	82.8	94.2	99.8	100.0	2.47	88.75	0.43
	0.2	1.5	25.3	60.4	71.3	79.6	92.9	99.6	100.0	2.29	83.29	0.25
Minimum	0.2	1.3	17.2	58.0	69.3	78.2	92.2	99.4	100.0	2.09	78.20	0.16
Ecart-type	0.14	0.95	5.17	4.25	3.54	2.67	1.03	0.14	0.00	0.150	4.373	0.145
	62	62	62	62	62	62	62	62	62	62	25	62



Couche de filtration filtre planté n°3

EST GRANULATS - SITE D'OSTWALD
12 b rue des Hérons
67960 ENTZHEIM

Fiche Technique de Produit
du 01/07/2011 au 31/12/2011
Page 1/1

Granulats : **Sable roulé 0/4**
Pétrographie : Alluvions silico-calcaires
Elaboration : Roulés

Partie contractuelle
Valeurs spécifiées sur lesquelles le producteur s'engage

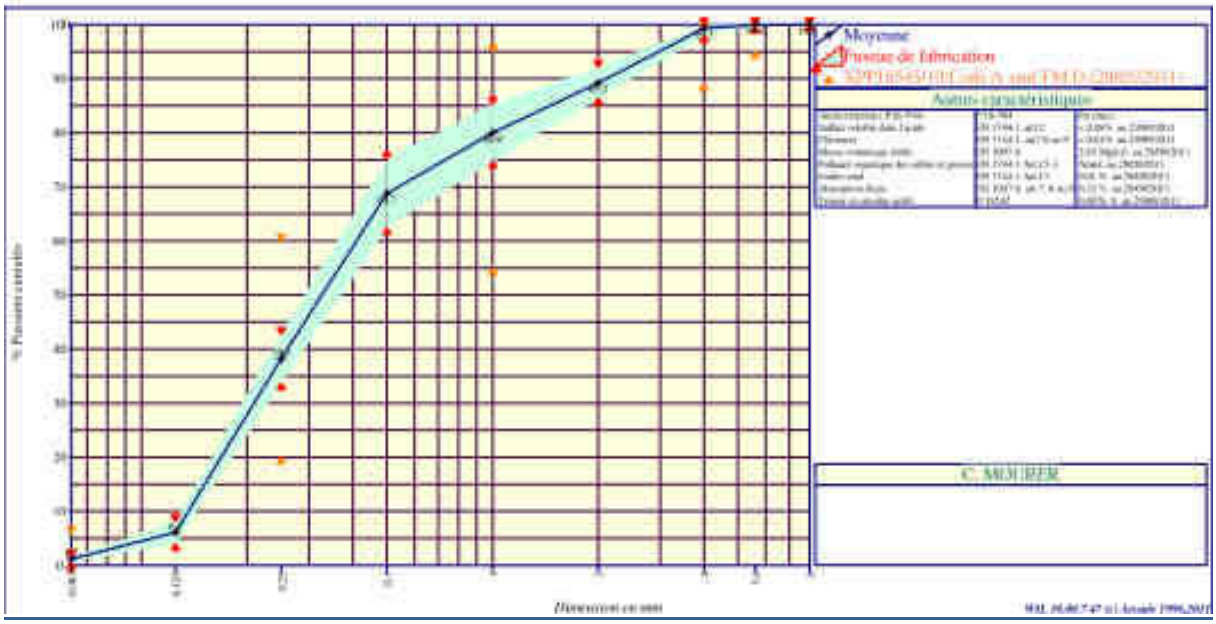
Classe granulaire		Norme	Catégorie
0	4	Norme XP P 18-545 Article 10 - EN 12620 et EN 13139	Code A sauf FM D (20/05/2011)

	0.063	0.125	0.25	0.5	1	2	4	1.4D / 5.6	2D / 8	FM	SE
Etendue e	6		40		40		10			0.8	
V.S.S.+U			64.0		98.0					2.75	
V.S.S.	6.0		60.0		95.0		99.0			2.60	
V.S.I	0.0		20.0		55.0		89.0	95.0	100.0	1.80	65.00
V.S.I.-U			16.0		52.0			94.0		1.65	59.00
LS											
LI								95.0	100.0		

Partie informative
Résultats de production

du 04/07/11 au 19/12/11

	0.063	0.125	0.25	0.5	1	2	4	5.6	8	FM	SE
Maximum	1.7	9.7	45.4	75.4	96.0	92.7	100.0	100.0	100.0	2.43	90.00
M+1.25xEcart-type											
Moyenne Xi	1.2	6.1	38.2	68.7	80.0	89.2	99.3	99.9	100.0	2.18	85.00
M-1.25xEcart-type											
Minimum	0.5	4.1	32.4	58.1	70.9	85.4	95.8	99.4	100.0	2.03	80.20
Ecart-type	0.35	1.72	3.70	5.10	4.29	2.33	1.11	0.21	0.00	0.120	3.314
Nombre de résultats	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	5



Couche de transition des deux filtres plantés (1 et 3)

HOLCIM GRANULATS

12b Rue des Hérons
67 960 ENTZHEIM

Fiche Technique de Produit
du 01/01/2011 au 30/06/2011

Page 1/1, imprimé le lundi 5 septembre 2011

Producteur : **HOLCIM - LINGOLSHEIM**
Granulats : **GRAVILLON ROULE 4/8**
Pétrographie : Alluvions silico-calcaires
Elaboration : Roulés

Partie contractuelle

Valeurs spécifiées sur lesquelles le producteur s'engage

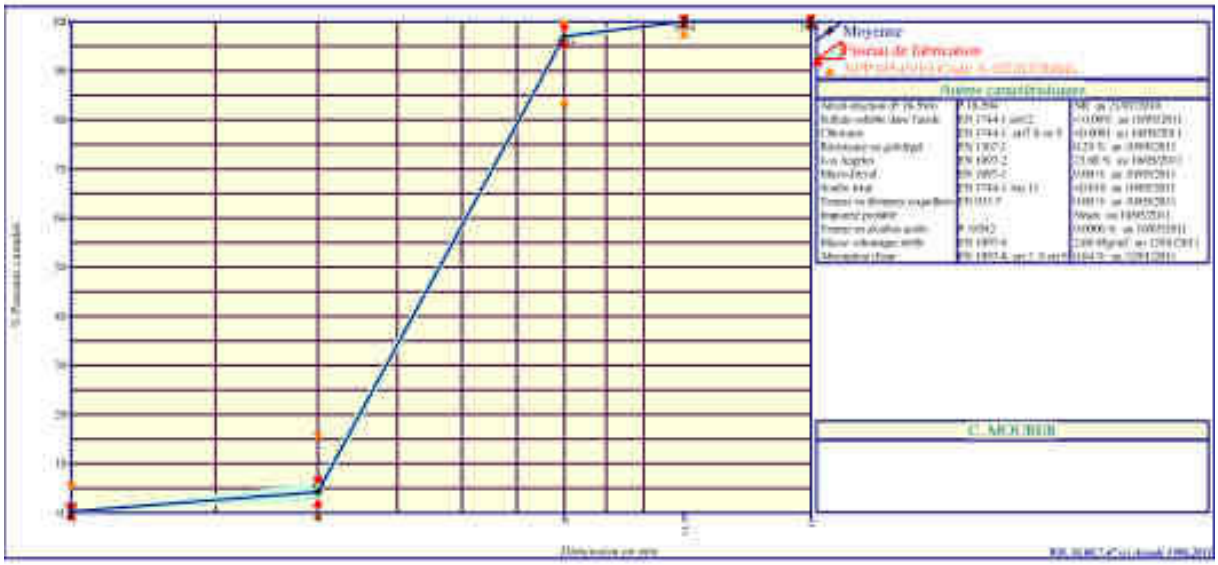
Classe granulaire		Norme	Catégorie
4	8	Norme XP P 18-545 Article 10 - EN 12620 et EN 13139	Code A (07/07/2004)

	d/2	d	D	1.4D	2D		
	2	4	8	11.2	16	FI	f
Etendue e		15	15				
V.S.S.+U	6.0	20.0	100.0			24.00	1.80
V.S.S.	5.0	15.0	99.0			20.00	1.50
V.S.I.		0.0	84.0	98.0	100.0		
V.S.I.-U		0.0	79.0	97.0			
Ecart-type max.							
LS	5.0	20.0	99.0			20.00	1.50
LI		0.0	80.0	96.0	100.0		

Partie informative

Résultats de production

	du 12/01/11 au 30/06/11						
	2	4	8	11.2	16	FI	f
Maximum	1.1	6.5	98.1	100.0	100.0	14.00	0.23
X+1.28xEcart type	0.6	6.0	98.8	100.0	100.0		0.16
Moyenne Xi	0.3	4.2	97.0	100.0	100.0	12.43	0.10
X- 1.28xEcart types	0.0	2.5	96.0	100.0	100.0		0.03
Minimum	0.1	1.9	94.8	100.0	100.0	10.50	0.05
Ecart-type	0.25	1.43	0.80	0.00	0.00	1.138	0.053
Nombre de résultats	20	20	20	20	20	6	20



Couche drainante des deux filtres plantés (1 et 3)

HOLCIM GRANULATS

12b Rue des Hérons
67 960 ENTZHEIM

Fiche Technique de Produit

du 01/01/2011 au 30/06/2011

Page 1/1, imprimé le lundi 5 septembre 2011

Producteur : **HOLCIM - LINGOLSHEIM**
Granulats : **GRAVILLON ROULE 16/22.4**
Pétrographie : Alluvions silico-calcaires
Elaboration : Roulés

Partie contractuelle

Valeurs spécifiées sur lesquelles le producteur s'engage

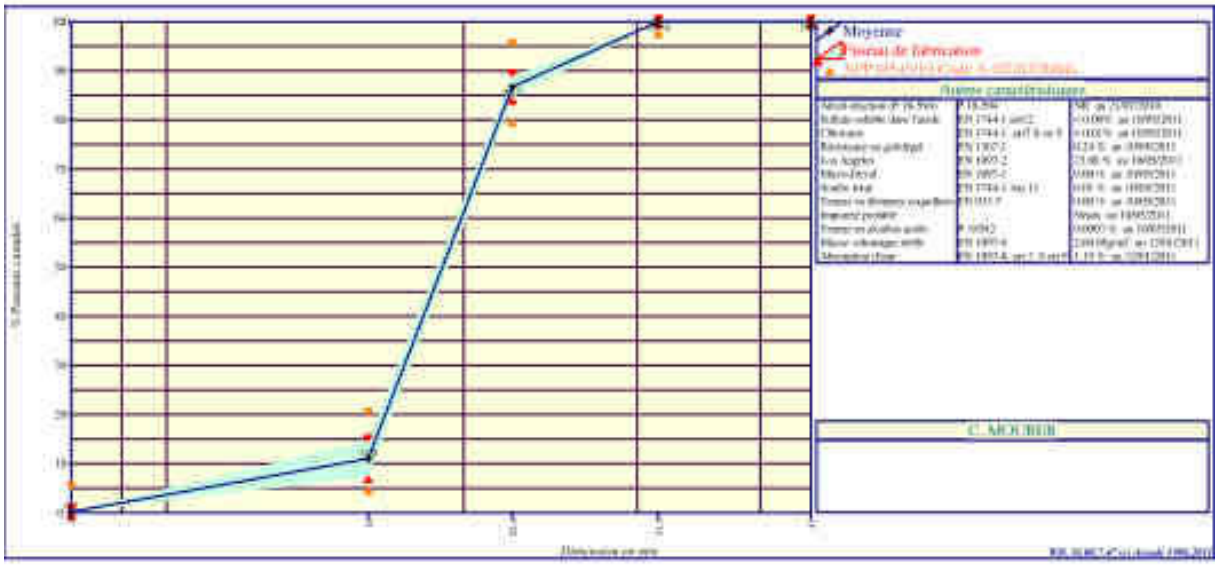
Classe granulaire		Norme	Catégorie
16	22.4	Norme XP P 18-545 Article 10 - EN 12620 et EN 13139	Code A (07/07/2004)

	d/2	d	D	1.4D	2D		
	8	16	22.4	31.5	45	FI	I
Etendue e		15	15				
V.S.S.+U	6.0	25.0	100.0			24.00	1.80
V.S.S.	5.0	20.0	95.0			20.00	1.50
V.S.I.		5.0	80.0	98.0	100.0		
V.S.I.-U		0.0	75.0	97.0			
Ecart-type max.							
LS	5.0	20.0	99.0			20.00	1.50
LI		0.0	80.0	98.0	100.0		

Partie informative

Résultats de production

	du 12/01/11 au 30/06/11						
	8	16	22.4	31.5	45	FI	I
Maximum	0.5	15.6	90.9	100.0	100.0	13.40	0.22
M+1.25xEcart type	0.4	14.7	89.0	100.0	100.0		0.14
Moyenne Xi	0.2	11.0	86.7	100.0	100.0	11.78	0.09
M-1.25xEcart types	0.1	7.3	84.5	100.0	100.0		0.01
Minimum	0.1	6.4	83.5	100.0	100.0	10.50	0.02
Ecart-type	0.11	2.96	1.80	0.00	0.00	0.942	0.054
Nombre de résultats	19	19	19	19	19	6	19



B. Vélocimètre à effet Doppler

Le vélocimètre à effet Doppler effectue à la fois une mesure de hauteur d'eau et une mesure de vitesse, permettant ainsi d'obtenir les informations de débit entrant dans le système de traitement. Il est de la marque Nivus (Débitmètre Nivus à effet Doppler, gamme de mesure : de 0 à 3,5m pour la hauteur d'eau et de -6 à +6m pour la vitesse [*Nivus GMBH, 2003*]). Il est installé dans le réseau d'assainissement, au niveau du radier, tel que montré sur la Figure B-1.

Figure B-1. Vélocimètre à effet Doppler dans le réseau d'assainissement du bassin versant n°3

Cependant, cette installation n'est pas optimale dans le cas du bassin versant n°3. En effet, le faible dénivelé disponible entre l'exutoire du réseau d'assainissement et la mare de sédimentation implique la présence d'eau stagnante dans le réseau d'assainissement. Cette stagnation a pour conséquence la mise en place d'un important dépôt de sédiments dans le fond du réseau d'assainissement. On peut supposer que la présence de ce dépôt empêche le fonctionnement optimal du vélocimètre à effet doppler.

La différence de hauteur d'eau que l'on peut constater entre la sonde à ultrasons et le vélocimètre à effet Doppler observée semble être due à l'importante quantité de sédiments présents dans le réseau d'assainissement séparatif pluvial [*Chocat et al., 2007*]. Ces sédiments se déposent au fond du réseau d'assainissement et donc également sur le capteur du vélocimètre à effet doppler. Ils empêchent également la mesure de vitesse (tous les résultats obtenus sont nuls). Prévenir un tel dysfonctionnement du capteur nécessiterait une maintenance très régulière, à savoir le balayage du capteur après chaque pluie. Pour des raisons logistiques, il a donc été décidé que les données de ce capteur ne seraient pas exploitées pour le bassin versant n°3.

C. Détermination des réglages des préleveurs automatiques en fonction des contraintes météorologiques locales

Afin de déterminer les réglages des trois préleveurs, à la fois en matière de fréquence et de volume d'échantillonnage, nous nous sommes appuyés sur des données pluviométriques fournies par la Communauté Urbaine de Strasbourg. Ces données sont collectées sur le toit du collège d'Ostwald, situé à 765m au sud du site expérimental (Figure C-1).

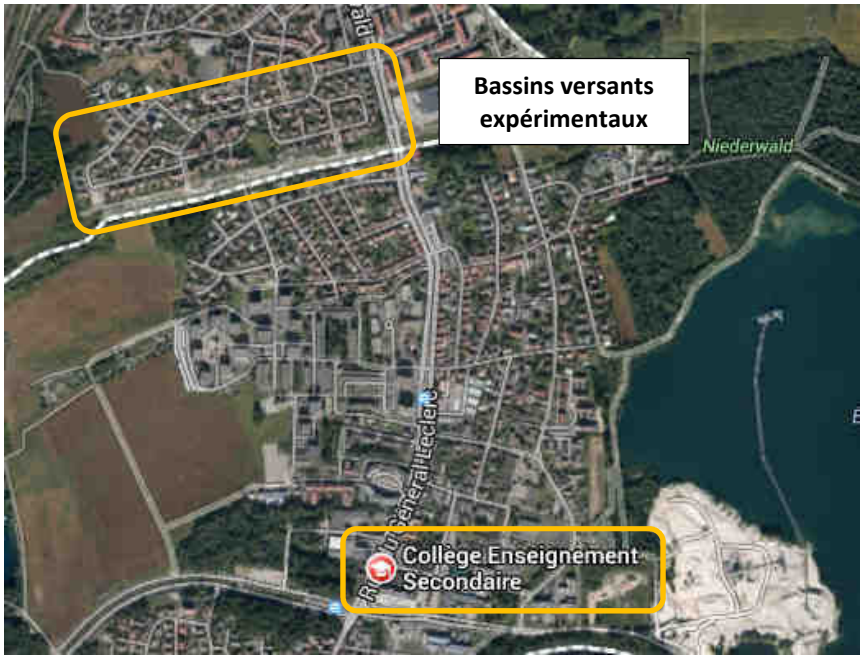


Figure C-1. Localisation du Collège d'Ostwald où est située la station météorologique

Les données fournies sont issues d'un pluviomètre mécanique à auget basculant. Nous avions à disposition des données allant du 1er janvier 1999 au 31 mai 2012, au pas de temps de la minute. Un traitement statistique a été réalisé sur ces données :

- ✓ Chaque évènement pluvieux a été isolé et caractérisé sur le plan de l'intensité moyenne, de la lame d'eau, de la durée de l'évènement et de la durée de temps sec précédant l'évènement
- ✓ Les évènements pluvieux ont été moyennés mois par mois pour chacune des treize années et les résultats obtenus ont été comparés entre les différentes années
- ✓ Les données de chaque mois ont été moyennées sur les treize années afin d'extraire des tendances globales qui fournissent des indications sur les réglages des préleveurs automatiques

Ainsi, ces données ont mis en évidence l'existence de deux grandes périodes caractéristiques de la pluviométrie : une période comprise entre début avril et fin septembre, et l'autre comprise entre début octobre et fin mars. Ces deux périodes sont globalement homogènes au niveau de l'intensité moyenne des évènements pluvieux, mais également au niveau de la lame d'eau cumulée,

de la durée de l'évènement ou de la durée de temps sec précédent cet évènement, sont détaillés dans la Figure C-2.

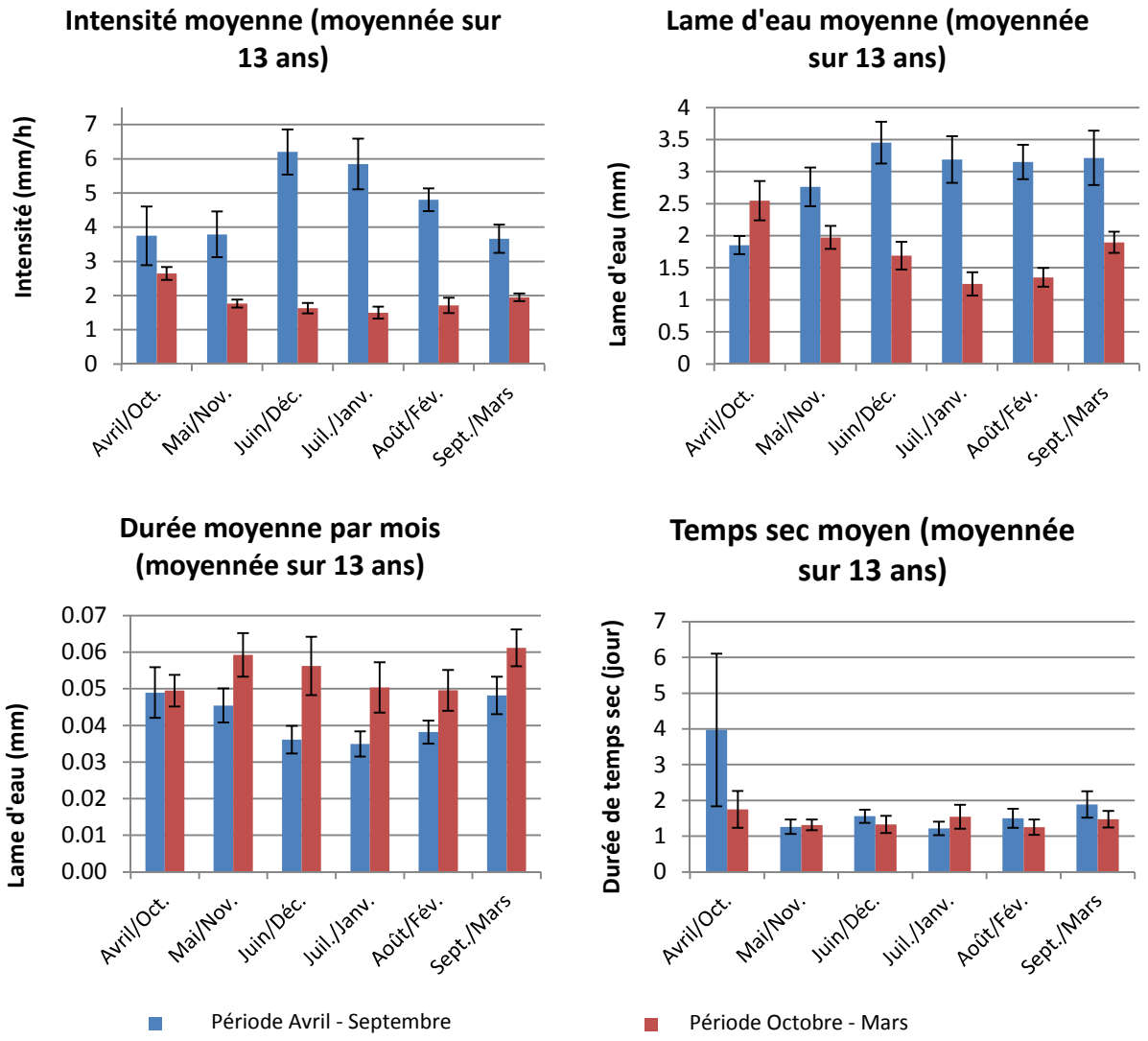


Figure C-2. Caractéristiques des évènements pluvieux mois par mois moyennées de janvier 1999 à décembre 2011

Cette étude met en évidence les deux périodes décrites précédemment. Ces deux périodes sont très nettement différenciées pour l'intensité moyenne, pour la lame d'eau et pour la durée de l'évènement pluvieux. La durée de temps sec n'est quant à elle pas un critère de différenciation entre les deux périodes.

Pour s'assurer que les deux périodes sont significativement différentes, nous avons moyenné les données précédentes dans la Figure C-3.

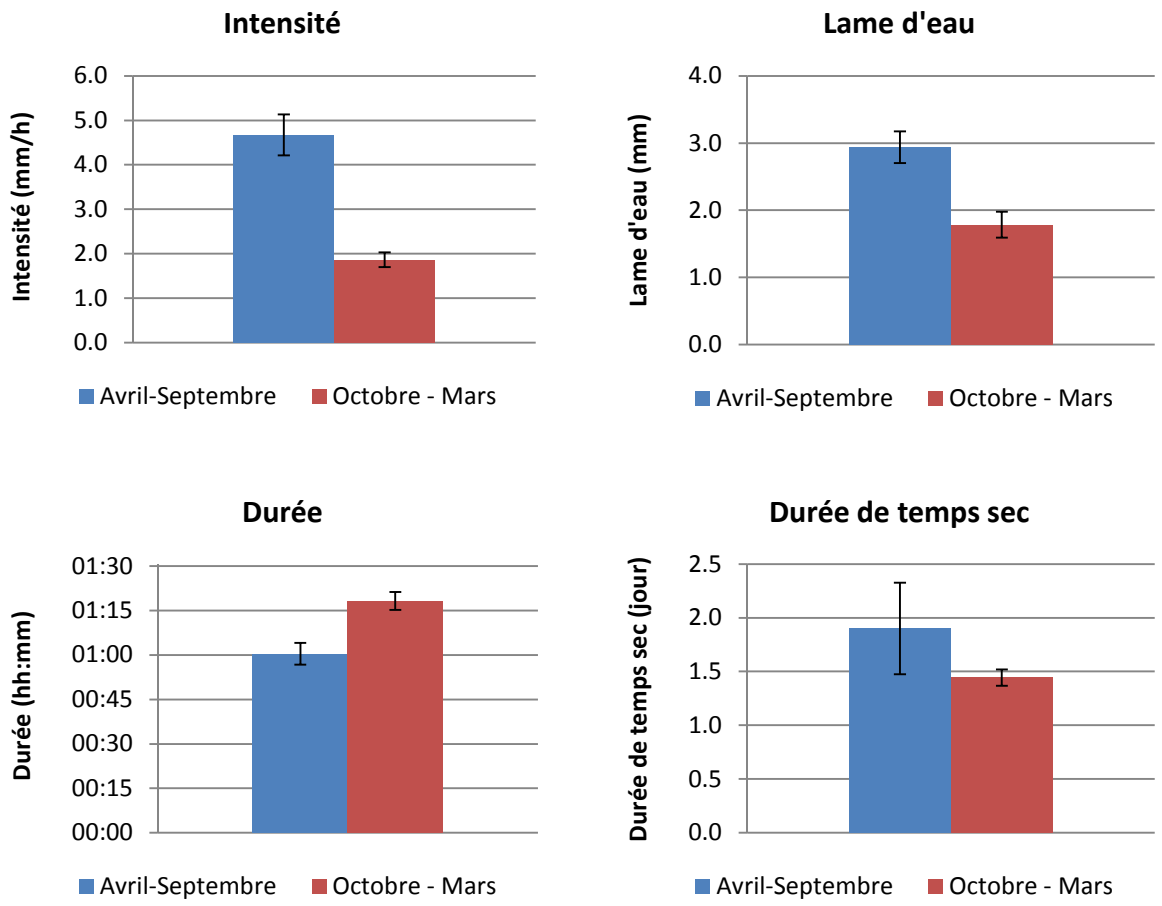


Figure C-3. Différenciation des deux périodes de pluviométrie "Avril-Septembre" et "Octobre-Mars"

Sur cette figure, il est possible de constater que les deux périodes sont significativement différentes en matière d'intensité moyenne, de lame d'eau cumulée et de durée. Ceci n'est pas vrai pour la durée de temps sec, comme présagé sur la Figure C-2.

Il est donc possible de caractériser les deux périodes tel que :

- ✓ La période « Avril – Septembre » est beaucoup plus pluvieuse que la période « Octobre – Mars », notamment en ce qui concerne la pluviométrie moyenne totale annuelle (412mm contre 280mm)
- ✓ En moyenne, 60% de la pluviométrie annuelle se produit durant la période « Avril – Septembre », à plus ou moins 2%
- ✓ La période « Avril – Septembre » compte majoritairement des épisodes pluvieux courts et intenses, de type orageux, alors que la période « Octobre – Mars » a des épisodes pluvieux longs de faible intensité

De plus, nous nous sommes appuyés sur les données pluviométriques de l'année 2012 pour ajuster les réglages des préleveurs. Nous avons quantifié le nombre d'évènements pluvieux en fonction de leur durée, tel que montré sur la Figure C-4.

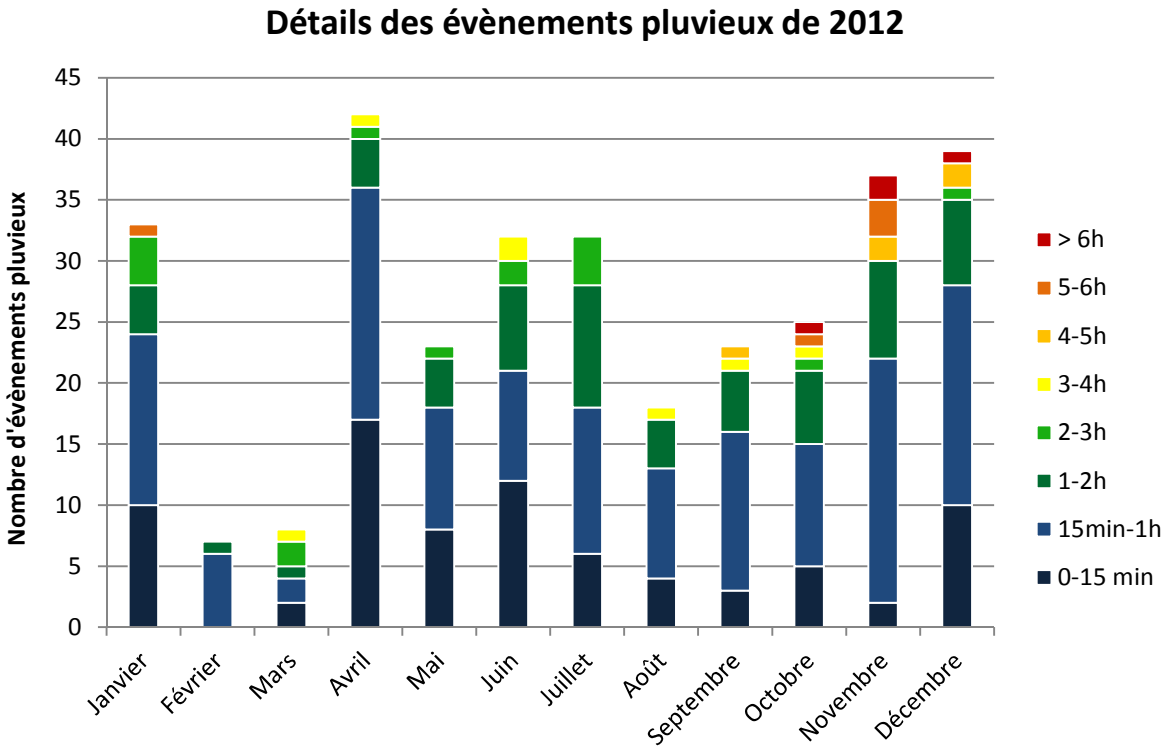


Figure C-4. Nombre d'évènements pluvieux par classe de durée pour l'année 2012

Il est possible de constater sur la figure précédente que très peu d'évènements ont une durée supérieure à 4h. Si on s'intéresse plus particulièrement aux périodes définies précédemment, il est possible de constater que pour la période Avril – Septembre, un seul évènement pluvieux a duré plus de 4 heures en 2012, contre 13 évènements pluvieux pour la période Octobre – Mars (Janvier – Mars et Octobre – Décembre).

De plus, pour les points amont et intermédiaire, les premières données de suivi des hauteurs d'eau ont révélé un temps de réponse très rapide de la mare de sédimentation à l'arrivée de l'évènement pluvieux : le point amont et le point intermédiaire sont synchrones, tel que montré sur la Figure C-5. Ainsi, il n'est pas nécessaire d'affecter une durée de prélèvement plus longue pour le point intermédiaire que pour le point amont, ce qui aurait été le cas si la mare de sédimentation avait eu un effet tampon différent. Cela s'explique du fait de l'importante influence aval qu'exerce la mare de sédimentation sur le réseau d'assainissement.

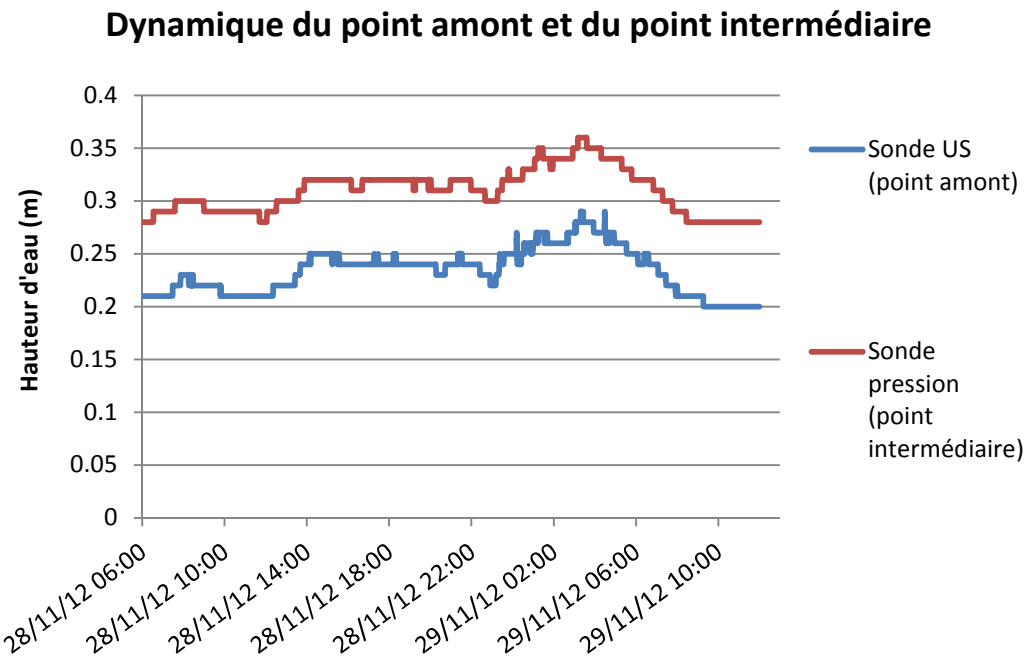


Figure C-5. Comparaison de la dynamique du point amont et du point intermédiaire lors de l'arrivée d'un évènement pluvieux

D. Méthodologie de détermination de la période de retour des épisodes pluvieux

Afin de décrire nos évènements pluvieux de la façon la plus fine possible, il a été nécessaire de déterminer la période de retour de ceux-ci. Cependant, la méthode traditionnelle nécessite d'avoir un très grand nombre de données pour déterminer des périodes de retour (3 à 4 fois plus de données que la période de retour à déterminer). Dans notre cas, les données disponibles ne s'étendent pas à plus de 12 ans, ce qui ne permet pas de déterminer des périodes de retour supérieures à 3 ans. Pour compenser ce manque de données, nous nous sommes appuyés sur une méthode qui utilise les coefficients de Montana du poste Météo-France de Entzheim, situé à environ 8km de notre site d'étude. A partir de ces coefficients de Montana, les lames d'eau cumulées et les intensités moyennes sont calculées pour des durées allant de 6 à 1440 minutes, et ce pour des périodes de retour variant de 1 semaine à 100 ans. Les paramètres de l'évènement pluvieux synthétisés à partir des données brutes du pluviomètre sont ensuite confrontés aux données calculées à partir des coefficients de Montana et une période de retour en est déduite. La méthode est résumée dans la Figure D-1.

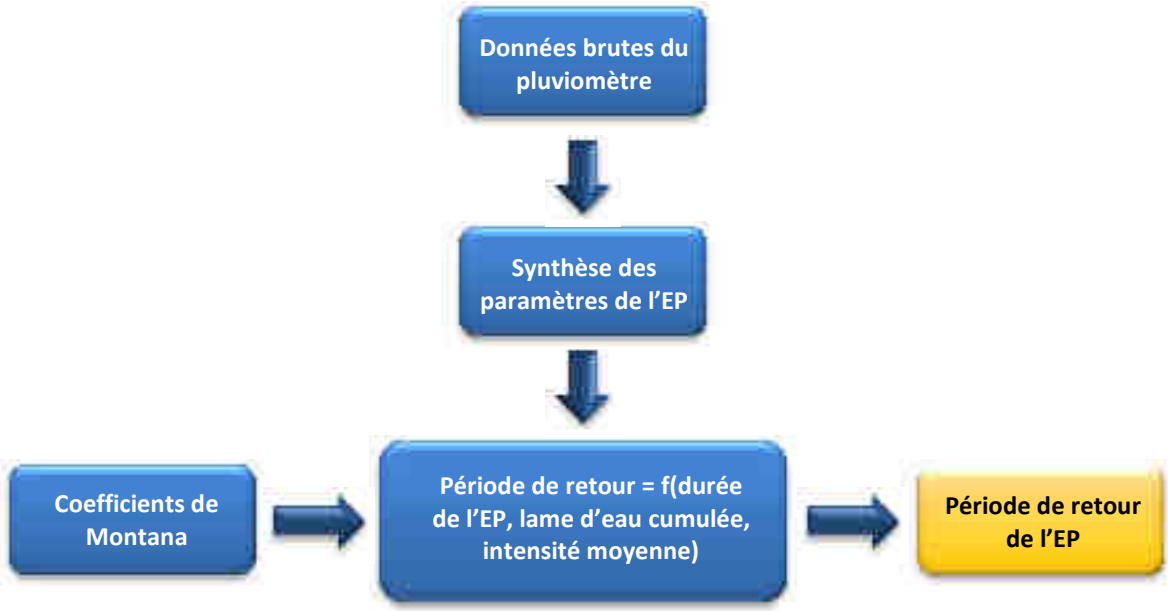


Figure D-1. Méthode de détermination de la période de retour à partir des coefficients de Montana locaux

E. Méthode de calcul des rendements prenant en compte les limites de quantification

Une méthode de calcul des rendements prenant en compte les limites de quantification est préconisée par le projet ARMISTIQ [*Choubert et al., 2014*] (Tableau E-1). Cette méthode a donc été appliquée à nos résultats.

Tableau E-1. Méthode de calcul prenant en compte les limites de quantification pour le calcul des rendements (d'après [*Choubert et al., 2014*])

		Concentration d'entrée		
		> 5LQ	**LQ < X < 5LQ**	**< LQ**
Concentration de sortie	**> 5LQ**	1a OK	2a OK	3a OK
	LQ < X < 5LQ	1b OK	2b NC	3b NC
	< LQ	1c OK	2c Si E > 4LQ OK Sinon NC	3c NC

« OK » : le rendement est calculable, « NC » : le rendement n'est pas calculable

LISTE DES PUBLICATIONS

CONFERENCES NATIONALES

Duclos N., Molle P., Laurent J., Wanko A., Mosé R. (2012) **Les massifs filtrants pour éliminer les substances émergentes contenues dans les eaux de ruissellement urbaines d'un bassin versant résidentiel**. JDHU 2012

CONFÉRENCES INTERNATIONALES

Duclos N., Molle P., Wanko A., Mosé R. (2011) **Optimizing hybrid systems for stormwater treatment – Biodegradation of emerging pollutants**. Wetpol 2011

Duclos N., Laurent J., Wanko A., Mosé R., Gentner R., Malfroy-Camine M., Dabrowski Y., Pasquet N., Jost G., Kamber F., Flutsch R., Laloé J. (2013) **Restauration d'un cours d'eau urbain associant la création d'un corridor écologique et le traitement des eaux pluviales de trois bassins versants résidentiels urbains**. Novatech 2013

Duclos N., Molle P., Laurent J., Wanko A., Mosé R. (2013) **Constructed wetlands to treat micropollutants of urban runoff from three residential watersheds**. Novatech 2013

Duclos N., Wanko A., Laurent J., Fischer M. Molle P., Mosé R. (2013) **Constructed wetlands for urban runoff treatment from a residential watershed**. Wetpol 2013

ARTICLES

Duclos N., Wanko A., Laurent J., Bois P., Molle P., Mosé R. (2014) **Constructed wetland treating urban runoff from a separate sewer network in a residential urban catchment area**. *Ecological Engineering* (soumis)