



Année de programmation 2015 – Domaine Risques liés aux contaminants aquatiques – Action 224

Les techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales : Etude de cas du bassin versant au milieu récepteur

Livrable 3.4.a du projet LUMIEAU-Str

Miléna WALASZEK (Engées, Icube)
Carine HEITZ (laboratoire Geste)
Marjorie PIERRETTE (laboratoire Geste)
Laurent PAULIC (Tronico Vigicell)
Adrien WANKO (Engées, Icube)

Juin 2019

Document élaboré dans le cadre de l'appel à projets « Innovations et changements de pratiques: lutte contre les micropolluants des eaux urbaines »



En partenariat avec :



« Avec le soutien de »





- **AUTEURS**

Miléna WALASZEC, Doctorante (ICUBE, ENGEES)

Carine HEITZ, ingénieure de recherche (laboratoire GESTE), carine.heiz@engees.unistra.fr

Marjorie PIERRETTE, chargée de recherche (laboratoire GESTE), marjorie.pierrette@gmail.com

Laurent PAULIC, Directeur études (Tronico-vigicell), laurent.paulic@vigicell.fr

Adrien WANKO, Maître de conférences (ICUBE, ENGEES), wanko@unistra.fr

- **CORRESPONDANTS**

Agence française pour la biodiversité : Pierre-François STAUB, Interlocuteur projet, pierre-francois.staub@afbiodiversite.fr


Agence de l'Eau Rhin Meuse : Claire RIOU, Interlocuteur projet, claire.riou@eau-rhin-meuse.fr et **Roger FLUTSCH**, interlocuteur projet, roger.flutsch@eau-rhin-meuse.fr

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : communal

Couverture géographique : Eurométropole de Strasbourg ; nappe phréatique d'Alsace, Rhin, Ill, Bruche

Niveau de lecture : professionnels, experts


<p>AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITÉ MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT</p>	<p>Les techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales : Etude de cas du bassin versant au milieu récepteur <i>Livrable 3.4.a du projet LUMIEAU-Stra</i> M. Walaszec, C. Heitz, M. Pierrette, L. Paulic, A. Wanko</p>	<p>LUMIEAU-STRA Lutte contre les micropolluants dans les eaux urbaines à Strasbourg</p> 
--	---	---

- **RESUME**

A l'échelle d'une grande collectivité urbaine, la problématique des micropolluants est rendue complexe par la multiplicité des sources de pollution (industriels, artisanat et commerçants, particuliers, hôpitaux, université, eaux pluviales...) et le besoin de hiérarchiser les problèmes car il est techniquement difficile et économiquement impossible de tout traiter en même temps (Lumieau-Stra, 2013). Une démarche progressive et pragmatique s'impose. Le projet LUMIEAU-Stra propose une approche de gestion intégrée des micropolluants à l'échelle de la collectivité. Il s'agit de concevoir et de mettre en application un plan hiérarchisé de réduction des émissions de micropolluants, puis de le valider par des démonstrateurs. Au terme du projet, l'objectif est d'avoir une boîte à outils de solutions pouvant répondre à différentes situations avec des rapports coûts/efficacités adaptés, qui seront transposables à d'autres collectivités. Les outils à l'étude dans les projets concernent aussi bien le traitement à la source que le changement de pratiques, la prévention et la substitution. Ce rapport s'intéresse de manière spécifique à la gestion des eaux pluviales. Des éléments de réponses aux questions techniques, opérationnelles sont apportés par le truchement d'une étude de cas in-situ.

- **MOTS CLES (THEMATIQUE ET GEOGRAPHIQUE)**

Micropolluants, eaux pluviales, techniques alternatives, élimination, analyse multi-critères

<p>AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITÉ MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT</p>	<p>Les techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales : Etude de cas du bassin versant au milieu récepteur <i>Livrable 3.4.a du projet LUMIEAU-Stra</i> M. Walaszec, C. Heitz, M. Pierrette, L. Paulic, A. Wanko</p>	<p>LUMIEAU-STRA Lutte contre les micropolluants dans les eaux urbaines à Strasbourg</p> 
--	---	---


- **ALTERNATIVE TECNICS FOR STORMWATER MANAGEMENT : A CASE STUDY FROM WATERSHED TO RECEIVING WATER**

- **ABSTRACT**

At the scale of a large urban community, the problem of micropollutants is complicated by the multiplicity of sources of pollution (industrial, craft and traders, private individuals, hospitals, universities, stormwater ...) and the need to prioritize problems. Because it is technically difficult and economically impossible to treat everything at the same time (Lumieau-Stra, 2013). A gradual and pragmatic approach is needed. The LUMIEAU-Stra project proposes an integrated micropollutant management approach at the community level. It will be modified and implemented by a hierarchical plan to reduce emissions of micropollutants, then it is valued by demonstrators. At the end of the project, the objective is to have a toolbox of solutions that can respond to different situations with appropriate cost / efficiency ratios, which will be transferable to other communities. The tools under study in the projects concern both treatment at source and change of practices, prevention and substitution. This report focuses specifically on stormwater management. Elements of answers to technical and operational questions are provided through an in-situ case study.

- **KEY WORDS (THEMATIC AND GEOGRAPHICAL AREA)**

Micropollutants, stormwater, wetland, removal, multicriteria analysis

<p>AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITÉ MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT</p>	<p>Les techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales : Etude de cas du bassin versant au milieu récepteur <i>Livrable 3.4.a du projet LUMIEAU-Stra</i> M. Walaszec, C. Heitz, M. Pierrette, L. Paulic, A. Wanko</p>	<p>LUMIEAU-STRA Lutte contre les micropolluants dans les eaux urbaines à Strasbourg</p> 
--	---	---

• SYNTHÈSE POUR L'ACTION OPERATIONNELLE

Problématiques de la gestion des eaux pluviales

En 2014, 3,9 milliards de personnes, i.e. 54% de la population mondiale, vivaient en zone urbaine. A l'horizon 2050, les deux tiers de la population mondiale habiteront en ville d'après les prévisions de l'UNESCO (2015). La croissance de la population urbaine a pour conséquence l'extension de ces zones et une augmentation de leur impact sur l'environnement. En effet les villes modifient le cycle hydrologique en prélevant de grandes quantités d'eau dans les eaux de surfaces et les réserves souterraines, en augmentant les surfaces imperméables, limitant ainsi la recharge des eaux souterraines et augmentant les risques d'inondation et enfin en polluant les eaux de surfaces via les rejets d'eaux non traitées. Les rejets pluviaux stricts contiennent de nombreux micropolluants d'origines naturelle ou anthropique (métaux lourds, hydrocarbures aromatiques polycycliques, pesticides, substances médicamenteuses, alkylphénols, etc.) qui sont directement rejetés dans les eaux de surface. Afin de limiter ces rejets directs de micropolluants dans le milieu naturel, un ensemble des techniques existent. Parmi ces techniques, les techniques alternatives gèrent les volumes d'eaux pluviales au niveau de la parcelle, du sous bassin versant ou du petit bassin versant. Du fait de leur grande diversité ainsi que de leur rusticité, leur fonctionnement demeure non standardisé, voir mal connu.

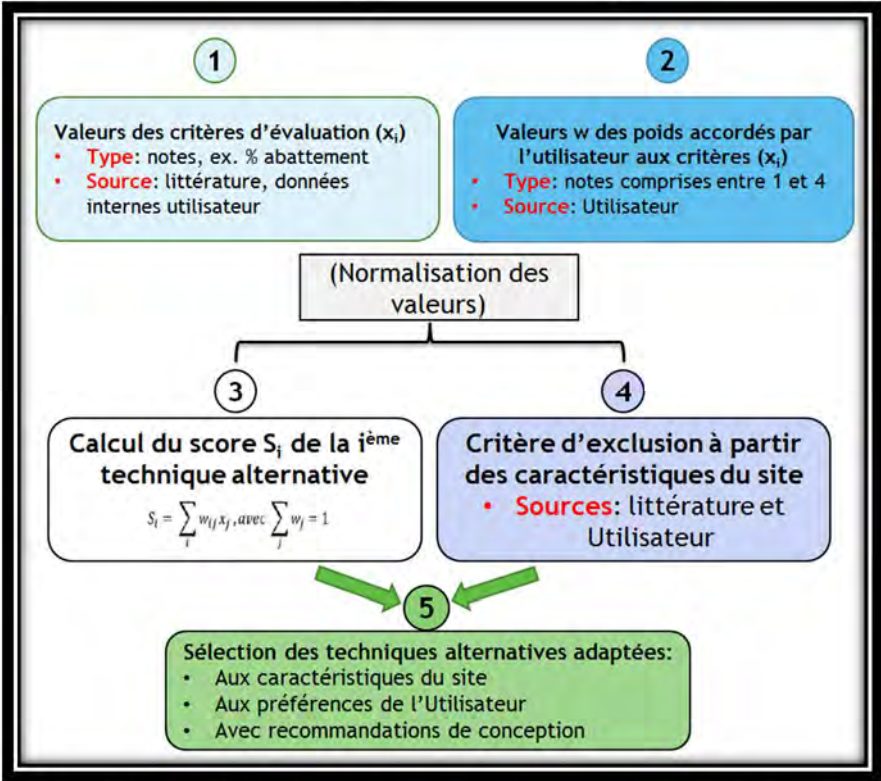
Questions techniques et opérationnelles en matière de dépollution des eaux pluviales

De leur conception jusqu'à leur entretien, les techniques alternatives construites pour la gestion des eaux pluviales requièrent une approche multi-acteurs. Ci-dessous un panel non exhaustif de questions que se posent les acteurs en charge de mettre en place des solutions pertinentes.

1. Peut-on utiliser une analyse multicritères pour le choix d'une technique alternative ?
2. Quelle est l'exploitation effective des techniques alternatives pour le BV étudié ?
3. Quelle est dans cette étude l'efficacité de dépollution des techniques alternatives ?
4. Quel est l'impact sur le vivant des eaux pluviales ?
5. Quelle est la dynamique d'appropriation des techniques alternatives en milieu urbain

Les éléments de réponses apportées dans cette synthèse sont issus des travaux scientifiques et techniques pilotés par le groupe « Procédés environnementaux, transferts réactifs et rhéologie » du Laboratoire Icube en collaboration avec d'autres partenaires du Projet Lumieau-Stra. Leur extrapolation à d'autres environnements nécessitera nécessairement des ajustements, mais la démarche exploitée servira de guide méthodologique.

Peut-on utiliser une analyse multicritères pour le choix d'une technique alternative ?



Méthodologie générale pour le choix d'une technique alternative de dépollution des eaux pluviales strictes

Techniques alternatives	Scores	Recommandation
	Calcul à partir des données bibliographiques et préférences de l'utilisateur	Calcul à partir des données du site
Bassin de rétention à sec	2.4	recommandé sous conditions
Mare de rétention en eau	3.6	recommandé sous conditions
Bassin d'infiltration	3.0	non recommandé
Noue d'infiltration	2.8	non recommandé
Filtre planté de roseaux	4.4	recommandé sous conditions
Chaussée poreuse	3.5	non recommandé

La solution recommandée dans ce cas est donc un filtre planté de roseaux précédé d'une mare de sédimentation ayant pour rôle principal le stockage des boues.

Exemple de scores et recommandations d'installation des techniques alternatives
(Site de l'Ostwaldergraben, Strasbourg)

Quelle est l'exploitation effective des techniques alternatives pour le BV étudié ?

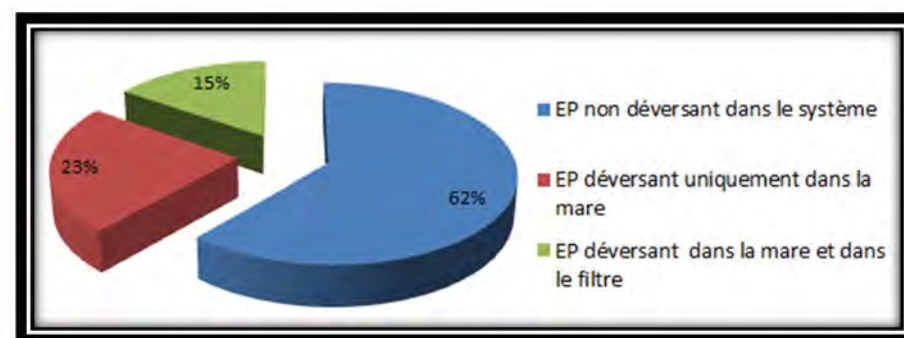
Un évènement pluvieux est défini par les trois critères suivants :

- Intensité moyenne $\geq 0,1\text{mm/h}$
- Durée de la pluie $\geq 4\text{min}$
- Durée de temps sec précédente $> 4\text{h}$.

PENDANT LES 28 MOIS D'INSTRUMENTATION DU SITE (JANVIER 2015-AVRIL 2017), IL Y A EU 313 EVENEMENTS PLUVIEUX SUR LE BASSIN VERSANT.

STATISTIQUES DES 313 PLUIES

	Durée de temps sec antécédent (jours)	Temps de pluie (h)	Intensité moyenne (mm.h ⁻¹)	Intensité maximum (mm.h ⁻¹)	Hauteur de pluie (mm)	Volume ruisselé (m ³)
Moyenne	2,2	4	0,84	2,14	2,8	75,5
Minimum	0	0,25	0,09	0,80	0,2	5,4
Maximum	22	30	6,40	37,60	40,4	1090,8

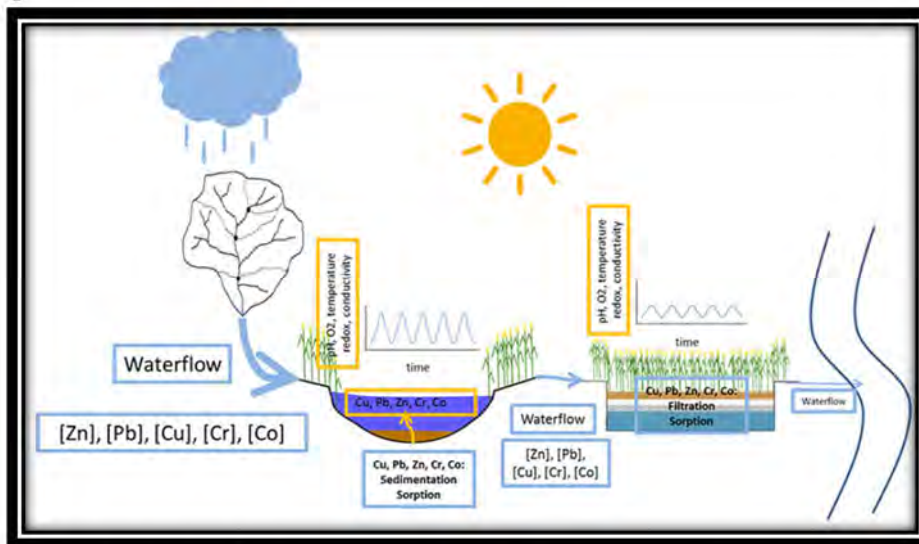


Répartition des évènements pluvieux (EP) en fonction de leur impact sur le système de traitement

Quelle est dans cette étude l'efficacité de dépollution des techniques alternatives ?

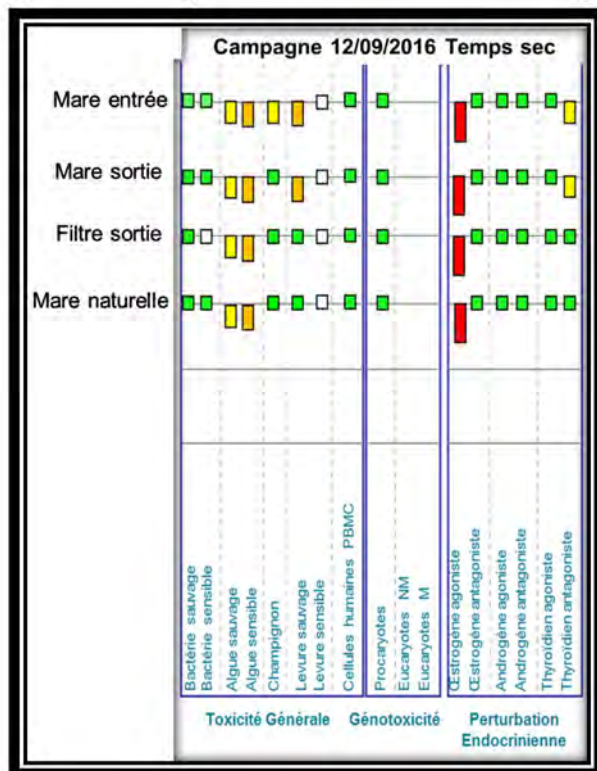
Rendement massique	Mare (%)	Filtre (%)	Système (%)	ND
Cr-D	87	100	100	1
Cr-P	-67-100 [44]	97	94-100 [97]	3
Co-D	100	*	100	2
Co-P	58-100 [86]	93	97-100 [98]	3
Co-D	59	99	100	1
Co-P	48-100[83]	99	100	3
Pb-D	75-100 [90]	94-100 [99]	100	11
Pb-P	63-100 [88]	91-100 [98]	100	12
Zn-D	100	*	100	12
Zn-P	100	*	100	12
Acenaphtene	84-100 [97]	88-100 [94]	98-100 [99]	5
Benzo(a) pyrene	59-100 [86]	30-100[44]	93-100 [99]	11
Fluorene	100	*	100	1
Phenanthrene	38-100 [82]	97-100 [98]	98-100 [100]	9
Anthracene	59-100 [84]	94-100 [97]	98-100 [99]	6
Fluoranthene	100	*	100	1
Pyrene	100	*	100	1
Benzo(a) anthracene	100	*	98-100 [100]	2
Chrysene	100	*	100	1
Benzo(b) fluoranthene	-25-100 [80]	16-100 [76]	66-100 [94]	10

1. Les eaux pluviales sont caractérisées par une quantité élevée de [Zn] et une large gamme d'HAP à faibles concentrations,
2. L'efficacité des zones humides artificielles varie de 50% (naphthalene) à 100% (zinc),
3. Les filtres participent à l'abattement presque complet des micropolluants dissous et particulaires



1. La physico-chimie des eaux pluviales dans la mare est étroitement liée aux conditions météorologiques,
2. La période de temps sec, le potentiel redox et les variations de PH impactent les concentrations de métaux en sortie de BV et le stockage des métaux dans la mare.
3. Dans les boues : [Zn] >> [Pb] > [Cu] > [Cr] > [Ni] > [Co]
4. [2017]>>[2016] → accumulation de métaux
5. [Mare] >> [zone alimentée] > [zone peu alimentée] (sauf pour Cr, Ni et Co)
6. Toutes les teneurs en métaux diminuent avec la profondeur du filtre (sauf Zn)

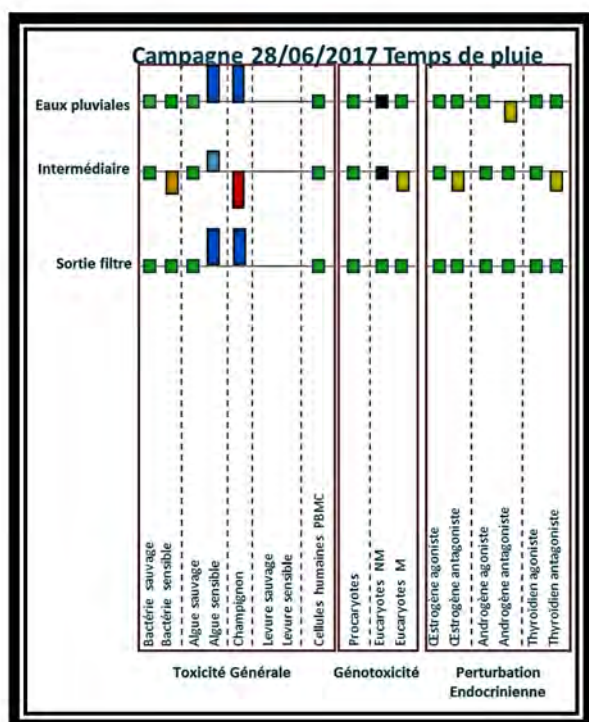
Quel est l'impact sur le vivant des eaux pluviales ?



Les eaux le long de la filière de dépollution ont un impact négatif sur les organismes modèles en **période de temps sec** :

1. Les eaux de la filière ont un effet toxique sur les algues sauvages, et cet effet est stable le long de la filière.
2. Les eaux de la mare ont un effet toxique sur les levures, mais cet effet disparaît dans le filtre et dans la mare naturelle, atténuation aussi observée pour les champignons.
3. Les eaux de la filière de dépollution n'ont pas d'effet génotoxique.

Le système de traitement n'est pas efficace pour limiter certains impacts toxiques (toxicité sur les algues, perturbateur endocrinien oestrogénique)



En **période de temps de pluie**, l'impact des eaux le long de la filière est globalement moindre qu'en temps sec.

1. Les eaux pluviales à l'exutoire du BV présentent seulement un effet androgène antagoniste et provoquent même une multiplication des champignons et des algues.
2. Les eaux au point intermédiaire (entre la mare et le filtre) présentent :
 - un impact toxique modéré sur les bactéries et très fort sur les champignons,
 - un effet génotoxique sur les cellules eucaryotes.
3. En sortie du filtre, les eaux ne présentent aucun effet toxique.

Quelle est la dynamique d'appropriation des techniques alternatives en milieu urbain

La distance des riverains aux techniques alternatives influence-t-elle la représentation qu'ils en ont?

La distance au site influence partiellement la représentation qu'en ont les riverains. Un effet de distance indéniable entre les habitants du site et le milieu est mis en évidence. Plus les riverains sont proches de cet espace, moins ils ont le sentiment que ce dernier est pollué. Paradoxalement, la distance au site n'influence pas la compréhension de la fonction épuratrice de celui-ci. Il apparaît que l'hypothèse selon laquelle plus l'individu est proche et a conscience du milieu plus il parviendra à transformer ses pratiques ne se vérifie pas, puisque la plupart des riverains ne connaissent pas la fonction épuratrice du site.

Existe-t-il un profil d'individu qui a plus conscience que les autres du lien entre leurs rejets en tout genre dans le caniveau et la pollution du cours d'eau ?

IL n'existe pas de profil particulier d'individu qui aurait plus conscience que les autres du lien entre les rejets dans le caniveau et la pollution du cours d'eau (même s'il apparaît que les catégories socio-professionnelles supérieures en ont davantage conscience). La représentation de la pollution n'est donc pas liée à une typologie particulière d'individu. Ce ne sont pas les déterminants sociaux qui jouent sur la représentation de la pollution et de l'Ostwaldergraben, mais probablement la sensibilité ou la conscience environnementale des habitants.

La connaissance de la fonction épuratoire du site engendre-t-elle des changements de pratiques en lien avec des rejets dans le réseau d'eaux pluviales ?

L'hypothèse selon laquelle la connaissance de la fonction épuratoire du site engendre des changements de pratiques domestiques n'a pas été vérifiée, puisqu'il apparaît que la plupart des enquêtés n'ont pas conscience de cette fonction. On constate une déconnexion entre l'individu, ses pratiques polluantes et le rejet éventuel dans le réseau d'eaux pluviales.

Sommaire

Introduction	15
1. Le projet Lumieau-Stra	15
2. Les eaux pluviales	15
Partie 1 - État de l'art	17
1. Pollution des Rejets Urbains de Temps de Pluie : source, transport et impact sur le milieu naturel	18
1.1. Définition des Rejets Urbains de Temps de Pluie.....	18
1.2. Contexte réglementaire et normes de rejets associés.....	18
1.3. Impact des eaux pluviales sur le milieu naturel	28
1.4. La qualité des RUTP : sources, contributions et transfert des polluants	31
2. Dépollution des Rejets Urbains de Temps de Pluie par décantation et filtration.....	66
2.1. Ouvrages de gestion des eaux pluviales: description et utilité	66
2.2. Mécanismes généraux de fonctionnement des ouvrages de gestion des eaux pluviales 70	
2.3. Bassin de dépollution	79
2.4. Filtres plantés de roseaux verticaux sub-surfaciques	80
2.5. Que retenir du fonctionnement des bassins de décantation et des filtres plantés de roseaux ?.....	84
2.6. Vieillesse des filières de traitement rustique	85
3. Modélisation hydrologique des flux générés par les rejets pluviaux stricts.....	98
3.1. Différentes approches de modélisation	98
3.2. Echelles de temps et d'espace.....	99
3.3. Modélisation des flux issus d'un bassin versant	100
Partie 2 - Matériel et méthode.....	102
4. Site d'étude et instrumentation	103
4.1. Description du site d'étude	103
4.2. Instrumentation de la filière de traitement	116
4.3. Que retenir de l'instrumentation de la filière de traitement ?	122
5. Evaluation de la qualité des eaux pluviales et des matrices solides	123
5.1. Evaluation de la qualité des eaux pluviales	123
5.2. Evaluation de l'impact des eaux pluviales sur le vivant à l'aide des bio-essais	128

5.3.	Evaluation de la qualité des matrices solides.....	135
5.4.	Que retenir de l'évaluation de la qualité des eaux pluviales et des matrices solides ? 138	
6.	Traitement de données.....	140
6.1.	Méthodes de calcul	140
6.2.	Outils d'analyse statistique.....	146
7.	Modélisation hydrologique des flux générés par les rejets pluviaux stricts.....	148
7.1.	Objectif de la modélisation des flux générés par les rejets pluviaux stricts	148
7.2.	Modélisation des flux de micropolluants émis par le bassin versant	149
Partie 3 – Résultats et discussion		152
8.	Flux et qualité des eaux pluviales, efficacité et impact sur le vivant de la filière de traitement.....	153
8.1.	Fonctionnements hydrologique du bassin versant et hydraulique de la filière de traitement.....	153
8.2.	Qualité des eaux pluviales et efficacité de traitement des macropolluants par la filière de traitement.....	162
8.3.	Qualité des eaux pluviales, efficacité de traitement et dynamique de stockage des micropolluants par la filière de traitement	170
8.4.	Comparaison du fonctionnement de deux systèmes de traitement des eaux pluviales à Strasbourg.....	170
8.5.	Impact sur le vivant des eaux pluviales le long de la filière de traitement.....	174
8.6.	Impact des variations saisonnières sur l'efficacité hydraulique, le fonctionnement physico-chimique et l'occurrence des métaux.....	181
8.7.	Que retenir de la qualité des eaux pluviales, l'efficacité et l'impact sur le vivant de la filière de traitement	182
9.	Modélisation hydrologique des flux générés par des rejets pluviaux stricts.....	184
9.1.	Occupation du bassin versant	184
9.2.	Charge de micropolluants en sortie du bassin versant	184
9.3.	Comparaison avec les données expérimentales	185
9.4.	Que retenir de la modélisation hydrologique et mécanisme des flux générés par des rejets pluviaux stricts ?	188
10.	Méthodologie d'une analyse multicritères des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales et étude de cas	189
10.1.	Contexte.....	189
10.2.	Objectif de l'étude	189

10.3.	Etat de l'art de l'analyse multicritères.....	190
10.4.	Méthodologie pour une analyse multicritères	193
10.5.	Etude de cas : le site de l'Ostwaldergraben.....	201
10.6.	Conclusion.....	207
11.	Etude de la dynamique d'appropriation d'une infrastructure verte en milieu urbain : le site de l'Ostwaldergraben.....	209
12.	Synthèse des résultats.....	215
13.	Applications techniques des résultats et préconisations.....	219
	Références bibliographiques	221
	Annexes	231

- **LES TECHNIQUES ALTERNATIVES POUR LA GESTION DES EAUX PLUVIALES : ÉTUDE DE CAS DU BASSIN VERSANT AU MILIEU RECEPTEUR**
- **LIVRABLE 3.4.C DU PROJET LUMIEAU-STRA**

Introduction

1. Le projet Lumieau-Stra

A l'échelle d'une grande collectivité urbaine, la problématique des micropolluants est rendue complexe par la multiplicité des sources de pollution (industriels, artisanat et commerçants, particuliers, hôpitaux, université, eaux pluviales...) et le besoin de hiérarchiser les problèmes car il est techniquement difficile et économiquement impossible de tout traiter en même temps (Lumieau-Stra, 2013). Une démarche progressive et pragmatique s'impose. Le projet LUMIEAU-Stra propose une approche de gestion intégrée des micropolluants à l'échelle de la collectivité. Il s'agit de concevoir et de mettre en application un plan hiérarchisé de réduction des émissions de micropolluants, puis de le valider par des démonstrateurs. Au terme du projet, l'objectif est d'avoir un logiciel d'aide à la décision et une boîte à outils de solutions pouvant répondre à différentes situations avec des rapports coûts/efficacités adaptés, qui seront transposables à d'autres collectivités. Il s'inscrit dans une démarche d'amélioration continue. Les outils à l'étude dans les projets concernent aussi bien le traitement à la source que le changement de pratiques, la prévention et la substitution.

2. Les eaux pluviales

En 2014, 3,9 milliards de personnes, i.e. 54% de la population mondiale, vivaient en zone urbaine. A l'horizon 2050, les deux tiers de la population mondiale habitera en ville d'après les prévisions de l'(UNESCO, 2015). La croissance de la population urbaine a pour conséquence l'extension de ces zones et une augmentation de leur impact sur l'environnement. En effet les villes modifient le cycle hydrologique en prélevant de grandes quantités d'eau dans les eaux de surfaces et les réserves souterraines, en augmentant les surfaces imperméables, limitant ainsi la recharge des eaux souterraines et augmentant les risques d'inondation et enfin en polluant les eaux de surfaces via les rejets d'eaux non traitées.

Les rejets pluviaux stricts contiennent de nombreux micropolluants d'origines naturelle ou anthropique (métaux lourds, hydrocarbures aromatiques polycycliques, pesticides, substances médicamenteuses, alkylphénols, etc.) qui sont directement rejetés dans les eaux de surface. Les micropolluants des milieux aquatiques sont des agents chimiques issus des produits commerciaux ou industriels, composés organiques ou minéraux, susceptibles d'avoir une action toxique pour l'homme et/ou les organismes aquatiques, même à des concentrations très faibles dans l'eau (ONEMA, 2015). Afin de limiter ces rejets directs de micropolluants dans le milieu naturel, un ensemble des techniques ont été mises en place pour gérer les eaux pluviales avant leur entrée dans le réseau d'assainissement (gestion à l'amont) ou après (gestion à l'aval). Parmi ces techniques, les techniques alternatives gèrent les volumes d'eaux pluviales au niveau de la parcelle, du sous-bassin versant ou du petit bassin versant. Ce sont

des ouvrages de stockage et parfois d'infiltration. Du fait de leur grande diversité ainsi que de leur rusticité, leur fonctionnement demeure non standardisé, voir mal connu. Les micropolluants sont-ils retenus par les ouvrages ? Si oui, par quels mécanismes ? L'efficacité des ouvrages est-elle constante dans le temps ? Dans le cadre du projet Lumieau-Stra, le groupe technique eaux pluviales s'intéresse au fonctionnement d'un ouvrage de gestion à l'aval de rejets pluviaux stricts urbains, composé d'une mare de sédimentation et d'un filtre planté de roseaux.

L'ouvrage de traitement étudié est intégré dans un programme de restauration global de l'Ostwaldergraben, cours d'eau affluent de l'Ill s'écoulant au sud de Strasbourg (67) et fortement urbanisé depuis une trentaine d'années. L'Eurométropole de Strasbourg a entrepris son réaménagement sur un tronçon de 600m : le lit mineur du lit a été réduit pour redynamiser les écoulements, des méandres et banquettes ont été aménagées pour favoriser la mise en place de niches écologiques, ses berges ont été restaurées avec création de mares et de zones humides pour augmenter la biodiversité. L'ouvrage de traitement fait partie d'un site pilote composé de trois systèmes de traitement des rejets pluviaux stricts urbains, chacun étant à l'exutoire d'un bassin versant différent (Figure 1).



FIGURE 1 : LOCALISATION DES TROIS BASSINS VERSANTS CONCERNES PAR LE PROJET DE RESTAURATION DE L'OSTWALDERGRABEN

L'objectif de cette étude est d'étudier une technique alternative de traitement des eaux pluviales dans sa globalité, du bassin versant jusqu'au milieu récepteur. Dans un premier temps, une revue de l'état de l'art sur les techniques alternatives a été réalisée (partie 1). Puis, un suivi de 3 ans de la technique alternative a permis de déterminer et modéliser l'hydrologie et la pression polluante du bassin versant, caractériser l'efficacité de traitement de la technique alternative, son impact sur le vivant et de développer une analyse multicritères pour l'aide à la décision.

Partie 1 - État de l'art

1. Pollution des Rejets Urbains de Temps de Pluie : source, transport et impact sur le milieu naturel

1.1. Définition des Rejets Urbains de Temps de Pluie

Les Rejets Urbains de Temps de Pluie (RUTP) sont définis par Chocat et al. (2007) comme « l'ensemble des eaux rejetées par les installations d'épuration (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales traitées), par les déversoirs d'orage (mélange non traité), ainsi que par les exutoires pluviaux (eaux pluviales généralement non traitées), pendant un événement pluvieux et la période de temps qui lui succède, le système d'assainissement n'ayant pas encore retrouvé un fonctionnement nominal de temps sec. » Les RUTP ont longtemps été considérés comme peu impactant et étaient directement rejetés dans le milieu naturel sans traitement au préalable. Afin de limiter la surcharge des réseaux d'assainissement en cas de fortes pluies, les systèmes d'assainissement séparatifs sont apparus en France dans les années 70. Les eaux usées sont acheminées vers une station de traitement alors que les eaux pluviales sont déversées directement dans le milieu naturel, dans la plupart des cas. Or les RUTP sont pollués, comme l'a démontré Durand-Claye dès 1888 au Congrès International d'Hygiène de Vienne (Desbordes and Hémain, 1990). Depuis la fin des années 60 aux Etats-Unis et les années 80 en France, de nombreuses études ont appuyé ce constat (Desbordes et al., 1994), ce qui a conduit en Europe et en France à la mise en place d'un contexte réglementaire spécifique pour limiter, entre autre, l'impact des eaux pluviales sur le milieu récepteur.

1.2. Contexte réglementaire et normes de rejets associés

1.2.1. Réglementation européenne

En Europe, la protection des milieux aquatiques continentaux est une préoccupation depuis les années 70. La première directive cadre européenne visant à protéger les milieux aquatiques contre les rejets de substances dangereuses date de 1976. De nombreuses directives ont ensuite été publiées, dans le but de protéger les milieux naturels.

La première directive européenne ayant pour objectif la protection des milieux naturels est la **Directive 76/464/CEE** (CE, 1976). Elle concerne « la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique ». Cette directive met en place une réglementation générale pour les rejets en milieu aquatique qui concerne deux types de substances dangereuses: celles dont la pollution doit être éliminée (liste I) et celles dont la pollution doit être réduite (liste II). Le terme micropolluant n'est pas encore évoqué, bien que les substances dangereuses concernées soient des métaux ou des biocides. Le terme pollution y est défini comme « le rejet de substances ou d'énergie effectué par l'homme dans le milieu aquatique, directement ou indirectement, et ayant des conséquences de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources vivantes et au système écologique aquatique, à porter atteinte aux agréments ou à gêner d'autres utilisations légitimes des eaux ».

Deux directives majeures ont été adoptées en 1991. La **Directive 91/271/CEE** (CE, 1991), ou Directive « ERU », est relative au traitement des eaux urbaines résiduaires . Elle impose la collecte et le traitement des eaux usées, et donne des niveaux de traitement en fonction de la taille des agglomérations d'assainissement et de la sensibilité du milieu récepteur. La **Directive**

91/676/CEE (CE, 1991b), ou Directive « Nitrates », concerne la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles. Elle vise à protéger les eaux souterraines et superficielles contre la pression agricole à travers un guide de bonnes pratiques.

La **Directive 2000/60/CEE** (CE, 2000), appelée Directive-Cadre sur l'Eau (DCE), établit un cadre pour une politique communautaire européenne dans le domaine de l'eau. L'objectif principal de la DCE est la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles. Des sous-objectifs ont été définis :

- L'atteinte du bon état des eaux d'ici 2015 sur tout le territoire européen ;
- La non-détérioration des ressources en eau et des milieux aquatiques ;
- La réduction ou la suppression des rejets de substances dangereuses.

La qualité des eaux est le marqueur de l'atteinte de ces objectifs. Cette qualité est évaluée à l'échelle de la masse d'eau définie au niveau de chaque bassin versant. Ces masses d'eau doivent présenter un bon état écologique, chimique et quantitatif. En France en 2013, seulement 48% des masses d'eau étaient en bon état chimique mais 23% n'avaient pas atteint le bon état général (ONEMA, 2015). Le bon état de l'ensemble des masses d'eau n'a pas été atteint en 2015, première échéance de la DCE. Un nouveau plan de gestion par cycle de 6 années a été mis en place suite à ces premiers résultats (2015- 2021, 2021-2027...).. La dernière échéance pour la réalisation des objectifs est 2027.

La **Directive 2006/11/CE** (CE, 2006) est une version codifiée de la directive 76/464/CEE. Elle concerne la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans les milieux aquatiques et dresse deux listes de substances dangereuses. Les États membres doivent prendre des mesures pour éliminer la pollution des eaux par les substances de la liste I et pour réduire la pollution des eaux par les substances de la liste II.

Avec la DCE a été annoncée la mise en place de mesures complémentaires pour la protection des milieux naturels. Différentes directives filles ont été adoptées dont la **directive 2008/105/CE** (CE, 2008) établissant des normes de qualité environnementale (NQE) dans le domaine de l'eau. Cette directive modifie la DCE et présente la liste de 33 substances prioritaires et substances prioritaires dangereuses et les NQE correspondantes.

La dernière directive en date est la **Directive 2013/39/UE** (CE, 2013) qui modifie les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE. Elle concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau et introduit 12 nouvelles substances, complétant ainsi la liste de 33 substances prioritaires pour lesquelles les Etats membres doivent respecter des NQE. Il est à noter qu' après évaluation des données de suivi de la première liste de vigilance recueillies au cours des années 2016 et 2017, la Commission européenne a actualisé cette liste au printemps 2018 (Environnement & Technique n°382).

1.2.2. La réglementation française

La politique actuelle de l'eau en France repose sur la **loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964** relative au régime et à la répartition des eaux, et à la lutte contre leur pollution (RF, 1964). Cette première loi a conduit à une gestion de l'eau décentralisée par bassin versant

hydrographique. Six Agences de l'Eau (organes exécutifs) et six Comités de Bassin (organes consultatifs) ont été créés. Cette loi a aussi instauré le principe « pollueur-payeur » visant à préserver la qualité de l'eau.

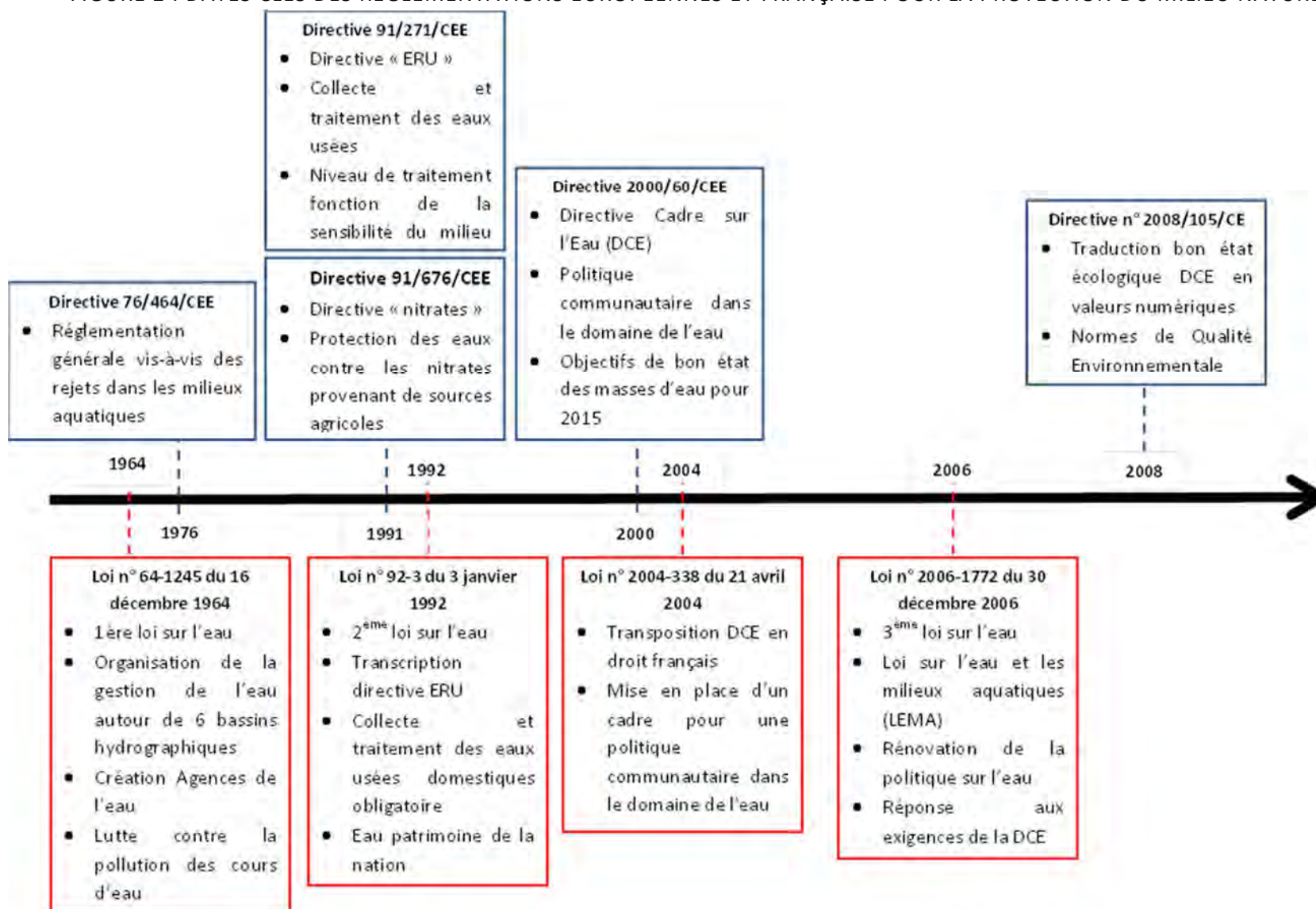
La **loi n° 92-3 du 3 janvier 1992**, dite « loi sur l'eau » (RF, 1992), reconnaît l'eau comme un « patrimoine commun de la Nation ». Elle propose une gestion globale de l'eau sous toutes ses formes (superficielle, souterraine, marine) et la préservation des écosystèmes aquatiques et des zones humides. Cette gestion intégrée se traduit par la mise en place de Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) pour les bassins versants, et de Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) pour les sous-bassins.

La **loi n° 2004-338 du 21 avril 2004** (RF, 2004) transpose la DCE en droit français via la modification du code de l'Environnement.

La **loi n° 2006-1772 du 20 décembre 2006** sur l'eau et les milieux aquatiques, dite « LEMA », est la dernière loi sur l'eau en France (RF, 2006). Elle rénove l'ensemble de la politique de l'eau afin d'atteindre les objectifs de la DCE, d'améliorer les conditions d'accès à l'eau et d'apporter une transparence au fonctionnement du service public de l'eau. De plus, cette loi reconnaît le droit à l'eau pour tous, réforme le système de financement des Agences de l'Eau et permet la création de l'ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques) aujourd'hui Agence Française de la Biodiversité (AFB). Lancée en 2009, la deuxième campagne de l'action RSDE (Recherche et Réduction des Rejets de Substances Dangereuses dans l'Eau) a répondu aux ambitions de la Directive Cadre européenne pour plus de 4800 installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), par la mise en place généralisée d'action de recherche et de réduction des rejets de substances dangereuses des installations classées (RSDE).

La Figure 2 résume les principaux textes réglementaires européens et français concernant la protection des milieux naturels.

FIGURE 2 : DATES CLES DES REGLEMENTATIONS EUROPEENNES ET FRANÇAISE POUR LA PROTECTION DU MILIEU NATUREL



1.2.3. Evolution des listes de substances prioritaires

L'élaboration de listes de substances prioritaires (dont les rejets doivent être limités) et dangereuses prioritaires (dont les rejets doivent être supprimés) date de 1976. Les listes I et II de la directive 76/464/CEE comportaient déjà respectivement 17 et 11 substances ou groupes de substances prioritaires à surveiller. La DCE a complété ces deux listes au regard de l'évaluation de 820 000 données de surveillance de l'eau et de sédiments fournies par les états membres (Zgheib, 2009). La DCE fournit une liste de 33 substances prioritaires comprenant 10 pesticides, 4 métaux et 22 substances organiques diverses, dont 11 sont classées dangereuses prioritaires (Table 1).

TABLE 1 : LISTE DES SUBSTANCES PRIORITAIRES ET DANGEREUSES PRIORITAIRES (EN GRAS)
DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU (SCHMITT, 2014)

22 substances organiques	10 pesticides	4 métaux
Acide perfluorooctanesulfonique et ses dérivés	Acclonifène	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	Cyperméthrine	
Dioxines et composés de type dioxine	Dichlorvos	
Diphényléthers bromés	Dicofol	
Fluoranthène	Diuron	
Hexabromocyclododécane	Endosulfan	
Hexachlorobenzène	Heptachlore	
Hexachlorobutadiène	Isoproturon	
Hexachlorocyclohexane	Pentachlorophénol	
Naphtalène	Quinoxylène	
Nonylphénols	Simazine	
Octylphénols	Terbutryne	
Pentachlorobenzène	Trifluraline	
Trichlorobenzène		
Trichlorométhane		

1.2.4. Classes d'état et Normes de qualité environnementales

Afin d'évaluer l'état écologique d'un cours d'eau, la DCE indique la prise en compte de cinq éléments de qualité physico-chimique généraux (Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, 2016):

- La température ;
- Le bilan d'oxygène ;
- La salinité ;
- L'état d'acidification ;
- La concentration en nutriments.

Ces éléments physico-chimiques sont des facteurs explicatifs des conditions biologiques des cours d'eau. Les paramètres et valeurs-seuils à prendre en compte pour évaluer le bon état écologique sont présentés dans la Table 2:

TABLE 2 : VALEURS DES LIMITES DES CLASSES D'ETAT POUR LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES GENERAUX POUR LES COURS D'EAU (*: LES CONNAISSANCES ACTUELLES NE PERMETTENT PAS DE FIXER DES SEUILS FIABLES POUR CETTE LIMITE ; LES LIMITES DE CHAQUE CLASSE SONT PRISES EN COMPTE DE LA MANIERE SUIVANTE :]VALEUR SUPERIEURE, VALEUR INFERIEURE]) (MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'ÉNERGIE ET DE LA MER, 2016)

Paramètres par élément de qualité		Limites des classes d'état			
		Très bon/Bon	Bon/Moyen	Moyen/Médiocre	Médiocre/Mauvais
Bilan de l'oxygène					
Oxygène dissous	mgO ₂ /l	8	6	4	3
DBO ₅	mgO ₂ /l	3	6	10	25
Carbone organique dissous	mgC/l	5	7	10	15
Température					
Eaux salmonicoles		20	21,5	25	28
Eaux cyprinicoles		24	25,5	27	28
Nutriments					
PO ₄ ³⁻	mg/l	0,1	0,5	1	2
Phosphore total	mg/l	0,05	0,2	0,5	1
NH ₄ ⁺	mg/l	0,1	0,5	2	5
NO ₂ ⁻	mg/l	0,1	0,3	0,5	1
NO ₃ ⁻	mg/l	10	50	*	*
Acidification					
pH minimum		6,5	6	5,5	4,5
pH maximum		8,2	9	9,5	10
Salinité					
Conductivité		*	*	*	*
Chlorures		*	*	*	*
Sulfates		*	*	*	*

En plus de fournir une liste de substances à surveiller dans les masses d'eau, la DCE a prévu de leur associer des concentrations dans les milieux naturels à ne pas dépasser, appelées Normes de Qualité Environnementales (NQE). Une NQE est définie dans la DCE comme « la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement » (CE, 2000). Les NQE ont été évaluées à partir des seuils de concentrations sans effet négatif sur les êtres vivants.

La Table 3 présente la liste des paramètres et leurs NQE associées à respecter pour atteindre le bon état chimique des eaux. Cette liste est issue de la directive 2008/105/CE (CE, 2008) modifiée par la directive 2013/39/UE (CE, 2013). Les NQE sont définies en valeur moyenne annuelle (NQE_MA) et en concentration maximale admissible (NQE_CMA). Les eaux de

surfaces intérieures comprennent les rivières, les lacs et les masses d'eau artificielles. Lorsque les NQE_CMA sont « sans objet », il faut considérer les NQE-MA car on considère qu'elles assurent une protection contre les pics de pollution. Les normes de la Table 3 sont relatives à la matrice eau, et s'appliquent sur l'eau brute pour les polluants synthétiques et sur l'eau filtrée (filtration à 0,45 µm) pour les polluants non synthétiques (métaux). Les NQE_MA dans l'eau relatives aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) se rapportent à la concentration en benzo(a)pyrène, car ce dernier est considéré comme un marqueur des autres HAP.

TABLE 3: NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALES DES SUBSTANCES PRIORITAIRES ET AUTRES SUBSTANCES DETERMINANT L'ETAT CHIMIQUE (EN GRAS : LES SUBSTANCES PRIORITAIRES) (CE, 2013)

Nom de la substance	NQE_MA eaux de surfaces intérieures (µg/l)	NQE_CMA eaux de surfaces intérieures (µg/l)
Polluants spécifiques synthétiques		
Alachlore	0,3	0,7
Anthracène	0,1	0,1
Atrazine	0,6	2
Benzène	10	50
Diphényléthers bromés		0,14
Tétrachlorure de carbone	12	sans objet
Chloroalcanes	0,4	1,4
Chlorfenvinphos	0,1	0,3
Chlorpyrifos (éthylchlorpyri fos)	0,03	0,1
Pesticides cyclodiènes	$\Sigma = 0,01$	sans objet
DDT total	0,025	sans objet
para-para-DDT	0,01	sans objet
1,2-dichloroéthane	10	sans objet
Dichloroéthane	20	sans objet
Di(2-ethyl hexyle)-phthalate (DEHP)	1,3	sans objet
Diuron	0,2	1,8
Endosulfan	0,005	0,01
Fluroanthène	0,0063	0,12
Hexachlorobenzène		0,05
Hexachloro- butadiène		0,6
Hexachlorocy clohexane	0,02	0,04
Isoproturon	0,3	1
Naphtalène	2	130
Nonylphénols (4-nonylphénol)	0,3	2
Octylphénols (4-(1,1',3,3'- tétraméthyl- butyl)-phénol)	0,1	sans objet
Pentachloro- benzène	0,007	sans objet
Pentachloro- phénol	0,4	1
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) *	sans objet	sans objet
Benzo(a)pyrène	$1,7 \times 10^{-4}$	0,27
Benzo(b)fluor- anthène		0,017
Benzo(k)fluor- anthène		0,017
Benzo(g,h,i)pe rylène		$8,2 \times 10^{-3}$
Indeno(1,2,3- cd)-pyrène		sans objet
Simazine	1	4

Tétrachloro- éthylène (7)	10	sans objet
Trichloro-ethy lène (7)	10	sans objet
Composés du tributylétain (tributylétain- cation)	0,0002	0,0015
Trichloro- benzène	0,4	sans objet
Trichloro- méthane	2,5	sans objet
Trifluraline	0,03	sans objet
Dicofol	$1,3 \times 10^{-3}$	sans objet
Acide perfluoro-octane-sulfonique et ses dérivés (perfluoro-octane sulfonate PFOS)	$6,5 \times 10^{-4}$	36
Quinoxylène	0,15	2,7
Dioxines et composés de type dioxine		sans objet
Aclonifène	0,12	0,12
Bifénox	0,012	0,04
Cybutryne	0,0025	0,016
Cyperméthrine	8×10^{-5}	6×10^{-4}
Dichlorvos	6×10^{-4}	7×10^{-4}
Hexabromo- cyclododécane (HBCDD)	0,0016	0,5
Heptachlore et époxyde d'heptachlore	2×10^{-7}	3×10^{-4}
Terbutryne	0,065	0,34
Polluants spécifiques non synthétiques (fraction dissoute)		
Cadmium et ses composés (suivant les classes de dureté de l'eau)	$\leq 0,08$ (classe 1) 0,08 (classe 2) 0,09 (classe 3) 0,15 (classe 4) 0,25 (classe 5)	$\leq 0,45$ (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)
Plomb et ses composés	1,2	14
Mercure et ses composés		0,07
Nickel et ses composés	4	34

1.2.5. Que retenir sur la réglementation de la qualité des eaux pluviales ?

Les textes réglementaires européens et français présentés ci-dessus concernent des masses d'eau très diverses (cours d'eau, eaux souterraines, plans d'eau artificiels, eaux marines côtières...etc.) mais les eaux pluviales n'y sont pas mentionnées spécifiquement. Il n'existe donc pas, dans la réglementation actuelle, des concentrations limites en polluants dans les eaux pluviales à surveiller et/ou respecter.

Cependant, en imposant le bon état des masses d'eau à l'échelle européenne, la DCE oblige les collectivités à prendre en compte toutes les sources de pollution potentiellement dégradantes pour la qualité des milieux récepteurs. Les rejets d'eaux pluviales font parties de ces sources potentielles, et il convient de diminuer leurs impacts sur les milieux naturels afin de les protéger et d'atteindre les objectifs de qualité.

De plus, les eaux pluviales ne sont pas totalement oubliées par la réglementation française. En effet, l'imperméabilisation des surfaces entraîne la nécessité de collecte et de gestion des débits d'eaux pluviales, qui peuvent avoir un impact sur la qualité et l'hydraulique des milieux aquatiques récepteurs. Les rejets importants d'eaux pluviales sont soumis à une procédure d'autorisation d'après les articles L. 214-1 à L. 214-6 du code de l'environnement et leur collecte et traitement est une compétence des collectivités d'après les articles L. 640 et L. 641 du code civil.

Pour nos travaux de recherche sur les eaux pluviales, il faudra prendre en compte ce contexte réglementaire bien qu'il ne concerne pas directement ce type de masse d'eau. Les NQE nous permettront d'évaluer l'impact potentiel des eaux pluviales et des systèmes de traitement sur le milieu naturel.

1.3. Impact des eaux pluviales sur le milieu naturel

En temps de pluie, les déversements d'eaux pluviales dans le milieu récepteur ont de nombreux impacts sur sa qualité. Ces impacts sont (Chocat et al., 2007; Krejci et al., 2005) :

- Une détérioration de la qualité chimique de l'eau ;
- Une modification du régime hydraulique et une atteinte à l'état morphologique naturel du cours d'eau ;
- Une pollution visuelle.

Ces impacts peuvent se cumuler et leurs effets être différés dans le temps.

1.3.1. Détérioration de la qualité chimique de l'eau

Les RUTP sont souvent chargés en matière organique biodégradable. Après introduction des eaux pluviales dans le milieu aquatique, cette matière organique sera dégradée, entraînant ainsi une consommation rapide d'oxygène dissous et une sous-oxygénation brutale du milieu (pendant les périodes estivales par exemple). Cette désoxygénation peut entraîner une mortalité piscicole. Les RUTP sont aussi chargés en nutriments, provoquant ainsi une hyper-eutrophisation et une dégradation de la qualité du cours d'eau (voir §1.4.2.2.3).

De plus, les RUTP sont d'importants vecteurs de micropolluants organiques (pesticides, hydrocarbures aromatiques polycycliques...) ou minéraux (éléments traces métalliques) dans les cours d'eau. Les concentrations observées sont généralement suffisamment faibles pour ne pas être toxiques individuellement mais leurs présences simultanées dans le milieu aquatique peuvent provoquer un effet « cocktail » et entraîner un risque génotoxique sur les êtres vivants (Truchot et al., 1994).

Enfin, les RUTP sont le vecteur potentiel d'une contamination bactériologique (virus, bactéries, parasites) dans les milieux aquatiques. La présence de ces organismes dans les eaux pluviales est due aux raccordements illicites d'eaux usées sur le réseau séparatif pluvial et aux déjections animales drainées par ruissellement. Cette contamination est un risque pour la santé humaine (par contact ou ingestion des organismes) dans les zones de baignade pour les pays développés et lors de la consommation de cette eau contaminée dans les pays en voie de développement.

La détérioration de la qualité chimique de l'eau est donc le résultat du cumul de différents effets des RUTP : la désoxygénation et l'hyper-eutrophisation du milieu, l'effet génotoxique des RUTP dû aux cocktails de polluants et la contamination bactériologique.

L'impact des RUTP sur la qualité chimique des cours d'eau est détaillée plus précisément au paragraphe §1.4.2.

1.3.2. Modification du régime hydraulique et atteinte à l'état morphologique du cours d'eau

Les déversements d'eaux pluviales modifient les débits du cours d'eau. En effet, l'arrivée d'eau rapide dans le cours d'eau va augmenter les débits nominaux et de pointe lors de crue. Les conséquences de cette modification du régime hydraulique sont une transformation de la morphologie du cours d'eau : accélération de l'érosion des berges et du fond du cours d'eau et incision du lit (enfouissement). De plus, les eaux pluviales étant souvent chargées en matières en suspension, une augmentation des dépôts solides dans le lit du cours d'eau peut être observée. Les conséquences sont nombreuses, telles que l'envasement de la rivière, le colmatage du lit et donc la limitation des échanges entre le cours d'eau et sa nappe d'accompagnement. Cette modification de l'état morphologique du cours d'eau entraîne un appauvrissement des habitats pour la biocénose et une gêne pour les usagers de l'eau (baignade, pêche, etc.).

1.3.3. Pollution visuelle

Les RUTP drainent de nombreux déchets solides en ruisselant sur les surfaces urbaines (mégots, papiers, canettes, bouteilles d'eau, etc.). S'il n'existe pas de dégrilleur en amont de l'exutoire, ces déchets solides sont rejetés dans le cours d'eau et provoquent une pollution visuelle. Bien que l'impact de cette pollution sur la qualité des écosystèmes soit limité, elle dégrade la perception qu'ont les riverains et autres usagers du cours d'eau. Il sera alors plus facilement altéré car supposé déjà pollué par les usagers.

1.3.4. Que retenir sur les impacts des RUTP ?

Les impacts des RUTP sur les milieux aquatiques sont cumulatifs. A l'échelle d'un seul évènement pluvieux, les impacts causés par la masse de polluants déversée, l'augmentation du débit ou encore l'apport en flottant sont négligeables et ne modifient pas immédiatement la qualité générale du cours d'eau. C'est la répétition des RUTP qui aura un effet négatif sur les milieux aquatiques.

De plus, ces impacts ont un effet différé. Par exemple, les micropolluants (HAP, métaux, pesticides) sont principalement fixés sur les matières en suspension (MES) des RUTP. Les MES vont se déposer au fond du cours d'eau et s'accumuler au fil des événements pluvieux. Ces dépôts constituent alors un stockage à long terme de micropolluants dans le milieu aquatique. Ces différents types d'effets sont présentés dans la Figure 3.

Il est donc important d'étudier l'impact des RUTP sur des échelles de temps longues (saison, années), comme par exemple les masses annuelles de polluant.

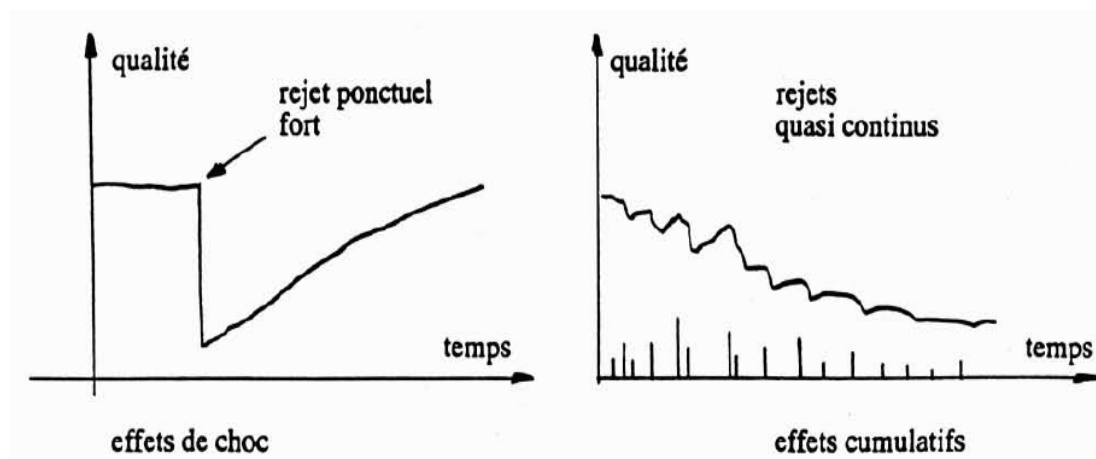


FIGURE 3 : DIFFERENTS TYPES D'EFFETS DES REJETS URBAINS DE TEMPS DE PLUIE SUR LES MILIEUX AQUATIQUES (WOLFF, 1991)

Nos travaux de recherche devront se positionner à différentes échelles de temps afin de prendre en compte l'ensemble des impacts potentiels des eaux pluviales : échelle de l'évènement pluvieux, échelle de la saison et échelle de l'année.

1.4. La qualité des RUTP : sources, contributions et transfert des polluants

1.4.1. Principaux projets et études nationales concernant la qualité des RUTP

Depuis les années 80 à nos jours, de nombreuses études ont porté sur la pollution des RUTP en France. Dans les années 90, trois observatoires des polluants urbains dans les eaux pluviales ont été créés : OPUR en Ile-de-France, OTHU en région lyonnaise et ONEVU à Nantes. Ces observatoires sont constitués de bassins versants représentatifs de la situation nationale en termes de ruissellement des eaux pluviales, de contamination et de gestion des rejets. Leur étude a fait l'objet de nombreuses thèses (Becouze-Lareure, 2010; Bressy et al., 2011; Fournel, 2012; Gromaire, 1998; Sebastian, 2013; Zgheib, 2009) et leur fonctionnement est toujours étudié dans des projets nationaux (France) en cours (Matriockas, Micromegas, Roulepur, Rempur, Lumiea-stra). La description de ces projets est présentée dans la Table 4.

Ces études portent sur des types de bassins versants très diversifiés de par leur taille (moins d'un hectare à une centaine), leur occupation du sol (agricole, urbain plus ou moins dense, routier) et le type de rejet (pluviaux séparatifs ou unitaires). Afin de présenter une synthèse des études concernant la qualité des RUTP, seulement les résultats des études les plus récentes (après 2009) portant sur des bassins versants urbains avec un réseau pluvial séparatif seront présentés. Se limiter à des études postérieures à 2009 permet de s'assurer d'avoir des limites de quantification et des méthodes de prélèvements comparables. En effet, les méthodes de prélèvements utilisées après 2009 sont inspirées très fortement par le projet AMPERES en France (Choubert et al., 2009). Les caractéristiques des bassins versants de ces études sont présentées dans la Table 5.

TABLE 4: PROJETS ET PROGRAMMES DE RECHERCHE FRANÇAIS SUR LA POLLUTION DES REJETS DE TEMPS DE PLUIE STRICTS (D'APRES SEBASTIAN, 2013)

Nom	Description
OPUR	Crée en 1994, l'Observatoire des Polluants Urbains vise à étudier les sources des polluants par temps de pluie, leurs caractéristiques et leur transport en Ile-de-France. La quatrième phase d'OPUR a débuté en 2012 et s'achèvera en 2018.
OTHU	Crée en 1999, l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine est un laboratoire sur sites d'observation des rejets urbains et de leurs impacts sur les milieux récepteurs par temps de pluie notamment, dans la région lyonnaise.
ONEVU	L'Observatoire Nantais des Environnements Urbains est dédié à l'environnement urbain et a pour objectif d'établir à partir de mesures sur le long terme des bilans de flux d'eaux, de polluants et d'énergie pour des bassins versants urbains.
INOGEV	Le projet Innovation pour une gestion durable de l'eau en ville (2010-2013) a étudié les flux de polluant sur un bassin versant séparatif urbain en considérant l'atmosphère, les surfaces et l'exutoire. L'objectif était d'aider les concepteurs et gestionnaires des collectivités à définir des stratégies efficaces de gestion des flux de polluants.
Lumieau-Stra	Le projet Lutte contre les micropolluants dans les eaux urbaines à Strasbourg (2015-2018) s'intéresse aux principales sources de micropolluants en milieu urbain : industriels, artisans, particuliers et eaux pluviales. Il a pour objectif de les caractériser et de tester des solutions en conditions réelles.
Matriochkas	Le projet Matriochkas (2015-2019) s'intéresse à la rétention des micropolluants dans les eaux pluviales et dans des ouvrages de gestion à la source. Il effectue une évaluation des performances de techniques alternatives de gestion amont des eaux pluviales et l'applique à différentes missions d'une collectivité locale à Nantes. Ce projet fait partie d'ONEVU.
Micromegas	Le projet Micromegas (2015-2019) étudie le rôle des techniques alternatives sur la gestion des micropolluants dans les rejets urbains de temps de pluie en comparant des systèmes centralisés et à la source à Lyon. Ce projet fait partie d'OTHU.
Rempar	Le projet Réseau Micropolluants du Bassin d'Arcachon (2014-2018) a pour objectifs d'identifier les sources de plusieurs familles de micropolluants dans les eaux usées, les eaux douces et marines ainsi que dans les rejets d'eaux pluviales, de proposer des traitements adéquats et d'évaluer leur efficacité.
Roulepur	Le projet ROULEPUR (2014-2018) étudie des solutions innovantes pour une maîtrise à la source de la contamination en micropolluants des eaux de ruissellement des voiries et parkings urbains en Ile-de-France. Il fait partie d'OPUR.

TABLE 5 : CARACTERISTIQUES DES BASSINS VERSANTS DES ETUDES UTILISEES COMME REFERENCE

Nom du bassin versant	Localisation	Surface (ha)	Coefficient d'imperméabilisation	Type de réseau	Type d'urbanisation	Compartiment étudié		Référence
Sucy-en-Brie	Val-de-Marne (94)	215	0,25	Séparatif pluvial	Pavillonnaire	RUTP		(Zgheib, 2009)
Noisy-le-Grand	Seine Saint Denis (93)	230	0,65	Séparatif pluvial	Urbain dense	RUTP		(Zgheib, 2009)
ZAC Paris Rive Gauche	Paris (75)	64	0,8	Séparatif pluvial	Urbain très dense	RUTP		(Zgheib, 2009)
Bassin versant 3	Strasbourg (67)	1,79	0,3	Séparatif pluvial	Résidentiel urbain	RUTP		(Schmitt, 2014)
Pin Sec	Nantes (44)	31	0,49	Séparatif pluvial	Résidentiel	Retombées atmosphériques, ruissellement et chaussées, RUTP, milieu naturel		(Lamprea, 2009)
Gohards	Nantes (44)	178	0,38	Séparatif pluvial	urbain dense	Retombées atmosphériques, ruissellement et chaussées, RUTP, milieu naturel		(Lamprea, 2009)
Référence	Noisy-le-sec (93)	0,8	0,75	Séparatif pluvial	Pavillonnaire	Retombées atmosphériques, RUTP		(Bressy, 2010)
Nord	Noisy-le-sec (93)	1,5	0,76	Séparatif pluvial	Urbain dense	Retombées atmosphériques, RUTP		(Bressy, 2010)
Jardin	Noisy-le-sec (93)	1,9	0,35	Séparatif pluvial	Résidentiel, sans voirie	Retombées atmosphériques, RUTP		(Bressy, 2010)
Sud	Noisy-le-sec (93)	0,9	0,65	Séparatif pluvial	Urbain	Retombées atmosphériques, RUTP		(Bressy, 2010)
-	-	-	-	Séparatif pluvial	Urbain résidentiel commercial	RUTP		(Chocat et al., 2007)

1.4.2. Qualité des RUTP

La qualité des RUTP dépend des paramètres physico-chimiques et de la quantité de polluants. Ces indicateurs peuvent être classés en 9 groupes par ordre de « visibilité décroissante » (Thevenot, 1992) :

- Les solides flottants (pollution visuelle) ;
- Les matières en suspension (MES) ;
- Les matières oxydables (DCO, DBO5) ;
- Les nutriments (azote, phosphore) ;
- Les paramètres physico-chimiques (température, pH, conductivité, potentiel redox, O₂ dissous) ;
- Les micropolluants minéraux (éléments traces métalliques) ;
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques, PCB, pesticides)
- Les micro-organismes (bactéries).

Nous présenterons dans cette partie la définition de ces indicateurs, leurs caractéristiques, sources, toxicité potentielle, et leur réglementation. Les premier et dernier groupes ne seront pas présentés.

Comme indiqué en §1.1.3, il n'existe pas de réglementation pour les limites de concentration pour les polluants, les micropolluants et les paramètres physico-chimiques dans les eaux pluviales, au contraire des eaux usées. Ici seront donc présentées les limites de classes d'état valables pour les eaux de surfaces intérieures (rivières, lacs et masses d'eau artificielles). L'évaluation de la qualité des eaux pluviales se fera donc par rapport à leur impact potentiel sur les masses d'eau : un RUTP au pH très faible (pluie acide) pourra diminuer le pH et donc la qualité physico-chimique du milieu récepteur.

1.4.2.1. Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques (pH, température, oxygène dissous, conductivité, potentiel redox) permettent d'apprécier la qualité globale des RUTP et d'évaluer leur potentiel impact sur les milieux naturels.

1.4.2.1.1. Définitions

1.4.2.1.1.1. pH

Le **pH** est défini comme l'opposé du logarithme de la concentration en ion hydrogène ($pH = -\log_{10}[H^+]$). Il est influencé par les concentrations en CO₂, HCO₃³⁻, et CO₃²⁻ dans l'eau, mais aussi par les processus biologiques tels que la photosynthèse ou la respiration qui influent directement sur la concentration en CO₂ (Sigg et al., 2000). Le pH est un paramètre majeur : il influence le développement de nombreux (micro)organismes et catalyse toutes les réactions dans l'eau (complexation, dissolution-précipitation, oxydo-réduction et sorption).

1.4.2.1.1.2. Conductivité

La **conductivité** est la capacité d'une eau à conduire l'électricité. Elle s'exprime en $\mu\text{S}/\text{cm}$ et dépend de la concentration en ions de l'eau et de sa température. La conductivité permet de suivre les changements de composition en sels minéraux d'origine naturelle (calcium, magnésium, sodium, potassium) mais aussi en polluants. Elle permet donc d'apprécier l'ensemble des produits en solution dans l'eau et de détecter des apports inhabituels en polluants par comparaison avec la valeur habituelle.

1.4.2.1.1.3. Potentiel d'oxydo-réduction

La réaction d'oxydo-réduction est définie comme le transfert d'un électron d'un composé donneur d'électron (oxydant) vers un composé receveur d'électron (réducteur). Le **potentiel d'oxydo-réduction**, ou potentiel rédox (Eh), s'exprime en mV. Il exprime la capacité d'un composé à accepter ou donner un électron.

Le potentiel d'oxydo-réduction est utilisé pour déterminer les périodes d'aérobie (présence de dioxygène) ou d'anaérobie (absence de dioxygène) dans les systèmes. Un potentiel d'oxydo-réduction élevé traduit une forte teneur en oxygène (aérobie), à l'inverse d'un potentiel d'oxydo-réduction faible qui traduit un manque d'oxygène dans le milieu (anaérobie). Un milieu réducteur (anaérobie) sera chargé en substances nutritives, ce qui dans le cas d'une masse d'eau entraîne une qualité dégradée avec des concentrations en ammonium et en nitrites élevées (Sigg et al., 2000).

Dans les milieux naturels, le potentiel rédox est affecté par plusieurs facteurs (Reddy and D. Delaune, 2008; Roudier, 2005):

- Le renouvellement de la masse d'eau qui introduit de nouvelles concentrations en oxygène ;
- L'apport d'accepteurs d'électrons autres que l'oxygène : nitrates (NO_3^-), manganèse (Mn(IV)), sulfate (SO_4^{2-}), dioxyde de carbone (CO_2) ;
- L'apport de matière organique (donneur d'électron) ;
- La température ;
- Le pH.

1.4.2.1.1.4. Oxygène dissous

La concentration en **oxygène dissous** dans l'eau, exprimée en mg/l , est un très bon indicateur de la qualité des masses d'eau. En effet, l' O_2 dissous est indispensable pour la respiration des êtres vivants aérobies mais aussi pour l'oxydation de la matière organique présente dans l'eau. Ce paramètre est dépendant de la température: l'augmentation de la température de l'eau entraîne une diminution de la quantité d'oxygène dissous (Figure 4).

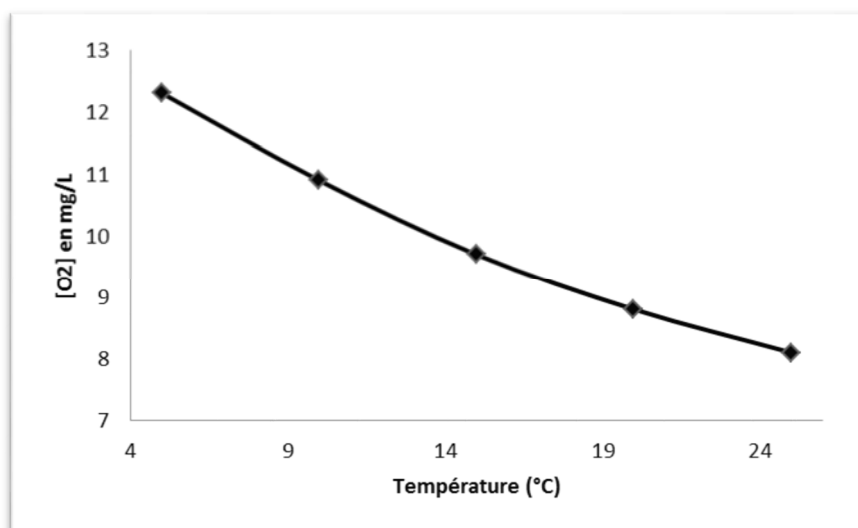


FIGURE 4: SATURATION DE L'OXYGENE DANS L'EAU EN FONCTION DE LA TEMPERATURE
L'oxygénation des masses d'eau se produit lors du contact de leur surface avec l'atmosphère et est favorisée par les turbulences et remous. Leur désoxygénation est le résultat de la consommation de O₂ par les végétaux la nuit alors que leur oxygénation a lieu le jour lors de la photosynthèse des végétaux chlorophylliens.

1.4.2.1.2. Réglementation

Pour être classée au minimum en bon état, une masse d'eau doit présenter une concentration en O₂ dissous supérieure à 6mg/l et un pH compris entre 6 et 9 (Table 6). Les températures doivent être à minima inférieures à 21,5°C (eaux salmonicoles) ou 25,5°C (eaux cyprinicoles).

L'état des connaissances actuelles ne permet pas de donner de valeurs de limite de classes d'état pour la conductivité et le potentiel d'oxydo-réduction (Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, 2016).

TABLE 6 : VALEURS DES LIMITES DES CLASSES D'ETAT POUR LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES GENERAUX POUR LES COURS D'EAU (LES LIMITES DE CHAQUE CLASSE SONT PRISES EN COMPTE DE LA MANIERE SUIVANTE :]VALEUR SUPERIEURE, VALEUR INFERIEURE]) (MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'ÉNERGIE ET DE LA MER, 2016)

Paramètres par élément de qualité			Limites des classes d'état			
			Très bon/Bon	Bon/Moyen	Moyen/Médiocre	Médiocre/Mauvais
Oxygène dissous mgO ₂ /l			8	6	4	3
Température °C	eaux	salmonicoles	20	21,5	25	28
Température °C	eaux	cyprinicoles	24	25,5	27	28
pH minimum			6,5	6	5,5	4,5
pH maximum			8,2	9	9,5	10

1.4.2.1.3. Valeurs dans les RUTP

Les données concernant les paramètres physico-chimiques dans les eaux pluviales sont peu disponibles. A notre connaissance, seulement deux études ont mesuré le pH et la conductivité des RUTP lors des prélèvements (Lamprea, 2009; Zgheib, 2009). Ces valeurs sont présentées dans la Table 7.

D'après Chocat et al. (2007), les pH dans les eaux pluviales sont stables et proches de la neutralité. Les eaux pluviales issues des toitures peuvent présenter un pH faible, pouvant atteindre 4, mais les eaux de ruissellement prennent un pH compris entre 7 et 8.

Les eaux pluviales des études de Lamprea (2009) et Zgheib (2009) sont caractérisées par un pH légèrement acide à neutre (6,6-7,42) et une conductivité très variable (145-625µS/cm).

TABLE 7 : VALEURS MOYENNES DES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES RUTP
MESUREES A L'EXUTOIRE DE RESEAUX PLUVIAUX SEPARATIFS STRICTS

Bassin versant	Référence	pH	Conductivité (µS/cm)
Sucy-en-Brie	Zgheib, 2009	7,42	293
Noisy-le-Grand	Zgheib, 2009	7,21	547
ZAC Paris Rive Gauche	Zgheib, 2009	7,6	625
Pin Sec	Lamprea, 2009	6,6	145
Gohards	Lamprea, 2009	6,6	146

1.4.2.2. *Macropollution*

1.4.2.2.1. Matière en suspension

1.4.2.2.1.1. *Définition, sources potentielles et impact*

Les **Matières En Suspension** (MES) sont des particules fines minérales ou organiques en suspension dans l'eau (sable, argile, produits organiques, micro-organismes). Elles proviennent en général de sources naturelles, d'effluents domestiques lors de mauvais branchements sur le réseau pluvial, du ruissellement sur des terres agricoles ou des jardins et de retombées atmosphériques.

Les impacts des MES sur la qualité des eaux sont nombreux. En effet, les MES peuvent :

- Véhiculer une part importante des polluants (métaux lourds et hydrocarbures) ;
- Décanter et former des sédiments (colmatage, comblement de milieux naturels, réserve de pollution potentielle) ;
- Empêcher la photosynthèse en formant un écran à la surface de l'eau (limitation de la pénétration de la lumière).

Il n'existe pas de réglementation pour les concentrations en MES dans les masses d'eau.

1.4.2.2.1.2. *Concentrations dans les RUTP*

Les concentrations moyennes par événement pluvieux en MES dans les RUTP varient de 23 à 190 mg/l (Table 8). Ces concentrations peuvent être jusqu'à 3 fois supérieures à la

concentration en MES maximale admissible en sortie de station d'épuration (35mg/l pour une station de plus de 2000 équivalents habitants¹).

TABLE 8 : VALEURS MOYENNES DES CONCENTRATIONS EN MATIERES EN SUSPENSION DANS LES EAUX PLUVIALES

	Bassin versant 1	Pin Sec	Gohards	Réfé- rence	Nord	Jardin	Sud	Moyenne des 3 BV	
Référence	Schmitt, 2014	Lampre a, 2009	Lamprea, 2010	Bressy, 2010	Bressy, 2010	Bressy, 2010	Bressy, 2010	Zgheib, 2012	Chocat , 2007
MES (mg/l)	78	69	75	26	29	23	27	106	190

1.4.2.2.2. Pollution organique

1.4.2.2.2.1. Définition

La pollution organique est constituée de molécules simples facilement oxydables (donc biodégradables). Ces molécules sont composées d'atomes de carbone, hydrogène, oxygène ou nitrogène.

Bilan de l'oxygène

La présence de matière organique dans l'eau est représentée par la DBO5 (Demande Biologique en Oxygène à 5 jours) et la DCO (Demande Chimique en Oxygène), exprimées en mg/l.

La **DBO5** est la quantité d'oxygène consommée pendant une période de 5 jours par les micro-organismes présents dans l'eau. Cet oxygène est utilisé par les micro-organismes pour décomposer la matière organique. La DBO5 n'est donc pas un polluant, c'est une mesure de la pollution de l'eau par la matière organique.

La **DCO** est la quantité d'oxygène consommée pour oxyder les matières oxydantes organiques ou minérales présentes dans l'eau. Contrairement à la DBO5 qui ne prend en compte que les matières organiques biodégradables, la DCO rend compte de la matière organique globale et des sels minéraux oxydables présents dans l'eau.

Le rapport DCO/DBO5 indique le niveau de biodégradabilité de l'effluent. Les eaux domestiques présentent un rapport DCO/DBO5 de 2 à 2,5 alors que les eaux pluviales, qui sont moins biodégradables, présentent un rapport DCO/DBO5 compris entre 5 et 7 (Chocat et al., 2007).

Carbone

Le **COT** est la concentration en mg/l du Carbone Organique Total présent dans l'eau sous toutes ces formes. Il est issu de substances humiques, de matériaux végétaux et animaux

¹ Equivalent habitant ou EH : Unité de mesure permettant d'évaluer la capacité d'une station d'épuration et se basant sur la quantité de pollution émise par personne et par jour. 1 équivalent habitant équivaut à 60 g de DBO5/j (CE, 1991a).

partiellement dégradés et de substances organiques d'origine anthropique. Associé à la DCO, le COT permet de suivre l'évolution de la pollution organique des milieux aquatiques.

Le **COD** est la concentration en mg/l de Carbone Organique Dissous dans l'eau.

1.4.2.2.2. Réglementation

Pour qu'une masse d'eau soit classée au minimum en bon état, sa DBO5 et sa concentration en COD doivent être inférieures à respectivement 6 et 7mg/l (Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, 2016).

TABLE 9: LIMITES DE CLASSES D'ETAT POUR LA POLLUTION CARBONÉE DANS LES MASSES D'EAU (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'ÉNERGIE ET DE LA MER, 2016)

D.E.A.S. (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'ÉNERGIE ET DE LA MER, 2016)						
Paramètres de qualité	par élément		Limites des classes d'état			
			Très bon/Bon	Bon/Moyen	Moyen/Médiocre	Médiocre/Mauvais
DBO5		mgO2/l	3	6	10	25
Carbone dissous	organique	mgC/l	5	7	10	15

1.4.2.2.3. Concentrations dans les RUTP

Les valeurs de DBO5 varient entre 11 et 48mgO2/l dans les RUTP, ce qui classe les eaux pluviales en état médiocre à mauvais (Table 10). La DBO5 des RUTP dépasse aussi la concentration maximale en sortie de station d'épuration dans le cas de Chocat et al. (2007) (35 et 25mg/l pour respectivement une station de moins de 2000 EH et une station de plus de 2000 EH).

La DCO est très variable dans les RUTP : de 17 à 540mg/l (Table 10). Mais la majorité des bassins versants considérés présentent une DCO très inférieure aux exigences de rejet de station d'épuration dans le milieu naturel (200 et 125mg/l pour respectivement une station de moins de 2000 EH et une station de plus de 2000 EH)

Les valeurs de COT et de COD sont aussi très variables dans les eaux pluviales : de 5,5 à 560mg/l de COT et de 89 à 552mg/l de COD. Dans les deux études où les concentrations de COD ont été mesurées, les valeurs sont 6 à 37 fois supérieures à la limite d'état médiocre dans les masses d'eau.

TABLE 10: VALEURS MOYENNES EN CONCENTRATION DE POLLUTION CARBONÉE DANS LES EAUX PLUVIALES

	Bassin versant 1	Pin Sec	Gohar ds	Référ ence	Nord	Jardin	Sud	Moyenn e des 3 BV	
Référ ence	Schmitt , 2014	Lampr ea, 2009	Lampr ea, 2010	Bress y, 2010	Bress y, 2010	Bress y, 2010	Bress y, 2010	Zgheib, 2012	Chocat, 2007
DBO5 (mg/l)	48	-	-	-	-	-	-	-	11
DCO (mg/l)	540	-	-	37	42	17	23	-	85
COT (mg/l)	560	9,8	5,6	10	14	5,5	6	-	-
COD (mg/l)	552	-	-	-	-	-	-	89	-

1.4.2.2.3. Nutriments

Les nutriments comprennent les différentes formes de l'azote (azote total, ammonium, ammoniac, nitrites, nitrates,), et du phosphore (phosphore total, phosphates).

1.4.2.2.3.1. Définition, sources et toxicité

Azote

L'**azote total** représente la somme de l'azote présent sous toutes ses formes. L'azote et ses composés sont très communs dans la biosphère. La plupart des végétaux et des animaux, ainsi que les matières organiques en décomposition, contiennent des composés azotés. L'azote peut se présenter sous un certain nombre de formes chimiques importantes telles que : l'azote organique, l'azote ammoniacal, les nitrates et les nitrites. Toutes ces formes se retrouvent en quantité plus ou moins importante dans les effluents industriels et municipaux ainsi que dans les eaux de ruissellement des terres agricoles (MDDELCC, 2017).

L'azote total Kjeldahl (NTK ou NK) est la somme de l'azote organique et ammoniacal contenu dans l'eau alors que l'azote global (NGL) est la somme de l'azote sous toutes ces formes (sauf gazeux) i.e. azote organique, ammoniacal, azote nitreux (nitrites/N-NO₃) et azote nitrique (nitrates/N-NO₂).

L'**ammonium** (NH₄) est le produit de la réduction de l'azote gazeux N₂ par la matière organique. Cette réaction, qui produit aussi du CO₂, est catalysée par des bactéries de type aérobies majoritairement (CPEPESC, 2004) et permet de produire une source d'azote utilisable par les plantes et les animaux. L'azote ammoniacal dans les eaux pluviales peut avoir différentes origines : de l'urée rejetée par les animaux dans les caniveaux, des retombées atmosphériques contenant de l'ammoniac volatilisé lors d'épandage agricole, du lessivage de terres agricoles ou encore d'un mauvais raccordement ou de fuites d'eaux usées

dans le système pluvial séparatif. La forme ammonium (NH_4) de l'azote ammoniacal n'est pas toxique, contrairement à la forme **ammoniaque** (NH_3) qui se forme à partir du NH_4 lorsque le pH de l'eau est supérieur à 7,5. La forme ammoniaque est gazeuse et toxique pour la vie aquatique.

L'**ion nitrate** (NO_3^-) est la principale forme d'azote inorganique trouvée dans les eaux naturelles. Il constitue le stade final de l'oxydation de l'azote. L'**ion nitrite** (NO_2^-) s'oxyde facilement en ion nitrate et, pour cette raison, se retrouve rarement en concentration importante dans les eaux naturelles.

L'ensemble du cycle de l'azote dans l'eau est présenté dans la Figure 5:

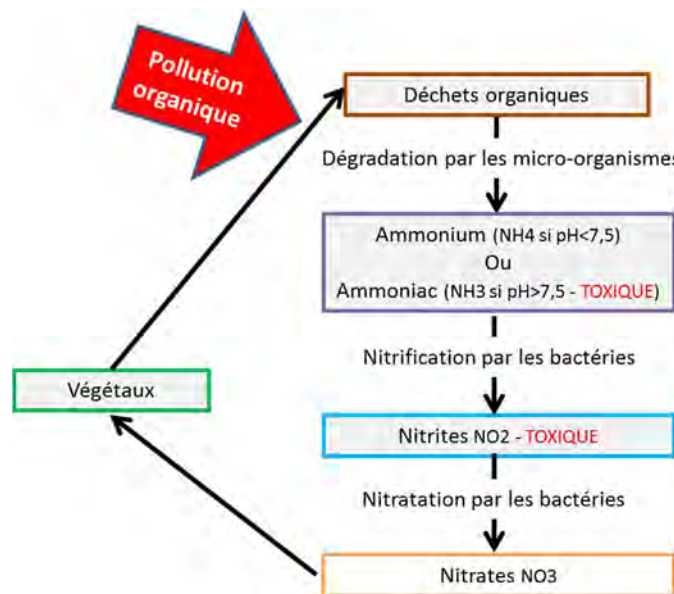


FIGURE 5: CYCLE DE L'AZOTE DANS L'EAU (D'APRES CPEPESC, 2004)

Phosphore

Le phosphore est présent dans l'eau sous deux formes :

- Le phosphore organique, résidu de matière vivante ;
- le phosphore minéral, constitué essentiellement d'orthophosphate (PO_4^{3-}).

Il est dissous ou en suspension, mais c'est sa forme dissoute qui est directement assimilable par les algues et plantes aquatiques. Le phosphore en suspension se retrouve dans les organismes vivants comme le phytoplancton, dans les phases minérales des particules de roches et de sols, et à l'état adsorbé sur des matières particulaires minérales ou organiques.

Le phosphore présent dans les eaux de surface provient principalement des effluents urbains (polyphosphates des lessives, excréments, dégradation de la matière organique), du lessivage et du ruissellement des terres agricoles fertilisées (engrais, épandages, écoulements de purin, etc..) et des effluents de certaines industries (par exemple agro-alimentaires et papetières).

Les nitrates et les phosphates associés contribuent à l'eutrophisation des milieux naturels : l'excès de nutriments dans l'eau conduit à une prolifération excessive d'algues. Les bactéries aérobies dégradent les algues mortes et consomment l'oxygène dissous dans l'eau, ce qui entraîne une diminution de la concentration en O₂.

1.4.2.2.4. Réglementation

Les limites de classes d'état pour les nutriments dans les milieux aquatiques sont résumées dans la Table 11. Pour être classée en bon état, une masse d'eau doit présenter des concentrations en PO₄³⁻ et NH₄⁺ inférieures à 0,5mg/l, en phosphore total inférieure à 0,2mg/l, en NO₂⁻ inférieure à 0,3mg/l et en NO₃⁻ inférieure à 50mg/l.

TABLE 11 : LIMITES DE CLASSE D'ETAT POUR LES NUTRIMENTS DANS LES MASSES D'EAU (MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'ÉNERGIE ET DE LA MER, 2016)

Paramètres par élément de qualité		Limites des classes d'état			
		Très bon/Bon	Bon/Moyen	Moyen/Médiocre	Médiocre/Mauvais
PO ₄ ³⁻	mg/l	0,1	0,5	1	2
Phosphore total	mg/l	0,05	0,2	0,5	1
NH ₄ ⁺	mg/l	0,1	0,5	2	5
NO ₂ ⁻	mg/l	0,1	0,3	0,5	1
NO ₃ ⁻	mg/l	10	50	*	*

1.4.2.2.4.1. Concentrations dans les RUTP

Dans les eaux pluviales, les concentrations en NTK (azote total Kjeldahl, somme de l'azote organique et ammoniacal) et phosphore total ont été déterminées par deux études (Chocat et al., 2007; Zgheib, 2009). Les résultats sont présentés dans la Table 12.

Les concentrations en phosphore total sont supérieures à la limite d'état moyen (0,34mg/l pour Chocat) et médiocre (0,87mg/l pour Zgheib). Ces valeurs sont néanmoins inférieures aux exigences de rejet de station d'épuration dans le milieu naturel (2 et 1mg/l pour respectivement une station entre 10 000 et 100 000 EH et une station de plus de 100 000 EH). Les eaux pluviales sont donc peu chargées en phosphore.

Les concentrations en NTK sont semblables dans les deux études (2,8 et 3,2mg/l). Il n'existe pas de réglementation pour la concentration en azote total Kjeldahl.

TABLE 12: VALEURS MOYENNES DES CONCENTRATIONS EN NUTRIMENTS DANS LES EAUX PLUVIALES

Nom BV	Moyenne des 3 BV	
Référence	Zgheib, 2012	Chocat, 2007
NTK (mg/l)	2,8	3,2
Ptot (mg/l)	0,87	0,34

1.4.2.3. Micropolluants étudiés

1.4.2.3.1. Définition des micropolluants

Le terme « micropolluant » ou « substance émergente » est défini comme (MEEM, 2011) :

« Un ensemble de substances, minérales (métaux et métalloïdes) ou organiques (hydrocarbures, pesticides...) qui, même à de très faibles concentrations, de l'ordre du $\mu\text{g.l}^{-1}$ ou du ng.l^{-1} , peuvent être toxiques et engendrer des nuisances dans les milieux aquatiques. Ils sont utilisés lors de processus industriels ou entrent dans la composition de nombreux produits d'usage industriel, agricole ou domestique ».

Dans la DCE, le terme « substance dangereuse » est utilisé pour désigner les micropolluants. Les substances dangereuses sont « les substances ou groupes de substances qui sont toxiques, persistantes et bioaccumulables, et autres substances ou groupes de substances qui sont considérées, à un degré équivalent, comme sujettes à caution » (CE, 2000).

1.4.2.3.2. Présence des micropolluants dans les RUTP

La présence de micropolluants dans les RUTP est connue depuis les années 80. Les premières substances recherchées et détectées étaient les métaux, particulièrement le plomb, de par la problématique particulière des RUTP dans le contexte autoroutier. Avec le temps, les techniques de détection des micropolluants ont évolué. Cela a permis de rechercher de plus en plus de substances dans les eaux pluviales, et de découvrir la présence de nouvelles molécules (par exemple les PCB).

Deux études récentes ont effectué des screening des eaux pluviales pour retrouver respectivement 88 et 100 polluants (Sebastian, 2013; Zgheib, 2009). Les modalités et résultats de ces deux screening sont présentés dans la Table 13. Les résultats montrent que les eaux pluviales urbaines sont contaminées par un nombre important de micropolluants. Les ETM, HAP alkylphénols et pesticides sont retrouvés dans des bassins versants d'occupations variées (pavillonnaire, urbain dense et industriel).

TABLE 13: RESULTATS DES SCREENING DE MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX PLUVIALES URBAINES (ETM : ELEMENT TRACE METALLIQUE, HAP : HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES, COV : COMPOSE ORGANIQUE VOLATIL, PBDE : POLYBROMODIPHENYLETHERS)

Étude	(Zgheib, 2009)	(Sebastian, 2013)
Type de bassin versant	Pavillonnaire, urbain dense et urbain très dense	Industriel
Nombre de micropolluants recherchés et détectés	88 recherchés dont 55 détectés	100 recherchés dont 67 détectés
Nombre de sites étudiés	3	1
Nombre de campagnes par site	4 à 5	4 à 7
Micropolluants recherchés, détectés (en gras) et peu détectés (<i>en italique</i>)	ETM HAP Alkylphénols Organoétains Phtalates Pesticides <i>Chlorophénols</i> <i>COV</i> <i>Chloroalcane</i> <i>PBDE</i> <i>Chlorobenzène</i>	22 ETM, 16 HAP (Dibenzo(a,h)anthracene non détecté) 7 alkylphénols Bisphénol A PBDE 45 pesticides (30 non détectés)

1.4.2.3.3. Eléments traces métalliques

1.4.2.3.3.1. Définition

Le terme « élément trace métallique » (ETM) regroupe les métaux (vanadium, chrome, manganèse, cobalt, nickel, cuivre, zinc, argent, cadmium, mercure, thallium, plomb, bismuth, étain) et les métalloïdes (arsenic, sélénium, antimoine, tellure) toxiques. Les ETM sont des éléments inorganiques naturellement présentes dans les sols et les roches. Certains ETM sont même indispensables pour le métabolisme (par exemple le cuivre et le zinc) mais leur concentration a fortement augmenté dans les milieux naturels avec l'ère industrielle. Ils ne sont ni biodégradables, ni volatils, ce qui explique leur forte accumulation dans la biosphère (Bressy, 2010). De plus, leur solubilité étant limitée et leur affinité pour les particules étant très grande, les métaux sont majoritairement retrouvés sous phase particulaire, adsorbés par les argiles ou la matière organique (Thévenot et al., 2009).

Les métaux présentés par la suite sont les métaux majoritairement détectés dans les eaux pluviales (Cd, Pb, Ni, Zn, Cu et Cr).

1.4.2.3.3.2. Sources et comportements dans les milieux naturels

Le **cadmium** (Cd) est un élément rare dans la croûte terrestre (de l'ordre de quelques mg/kg). Il est principalement utilisé pour la métallisation des surfaces, dans la fabrication des accumulateurs électriques, des pigments, des stabilisants pour les matières plastiques et des alliages (Martin-Garin and Simon, 2004). Dans l'eau, le cadmium est relativement

mobile et peut être transporté sous forme de cations hydratés, de complexes organiques ou inorganiques. Il est aussi mobile dans les sols mais a tendance à s'accumuler dans les premiers horizons du sol riches en matière organique (INERIS, 2014a). Le cadmium possède des propriétés physico-chimiques proches de celles du calcium, ce qui lui permet de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus (Martin-Garin and Simon, 2004). Dans l'eau, le cadmium provient de l'érosion naturelle du sol, du lessivage des retombées atmosphériques sur les sols (émissions atmosphériques issues du raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier) ainsi que des décharges industrielles et du traitement des effluents industriels et des mines.

Le **Plomb** (Pb) est un métal ubiquitaire présent dans les sols, l'eau et la biosphère. Les sources naturelles de plomb sont les émissions par les volcans (540 à 6000 tonnes/an) et l'érosion du sol (50 à 75mg/kg). Les principales sources anthropiques de rejet du plomb dans l'environnement sont liées à l'industrie : industrie des métaux, batteries au plomb, verreries et traitement des déchets. L'ancienne source principale de plomb était les carburants automobiles mais la vente d'essence plombée a été interdite en France en 2010 (INERIS, 2015). Les principales sources de plomb dans l'eau sont les retombées atmosphériques (émissions atmosphériques issues de l'industrie, notamment du secteur des métaux), les rejets aqueux de l'industrie des métaux, les rejets d'eaux usées domestiques et le lessivage des zones agricoles (engrais et épandage des boues).

Le **nickel** (Ni) est très répandu dans la croûte terrestre et y est présent à une concentration de 75mg/kg. Le nickel est utilisé dans de nombreux secteurs industriels : les aciers inoxydables, les alliages de nickel, le traitement de surface (nickelage), les aciers alliés, les batteries, la production de monnaie et dans l'industrie chimique comme catalyseur. Dans les systèmes aquatiques, le nickel existe sous forme d'ions Ni^{2+} . Le nickel est présent dans les eaux de surface en tant que sels solubles adsorbés ou associés avec des particules argileuses, de la matière organique ou d'autres substances. Dans les sols, le nickel est adsorbé à la surface d'oxydes de fer, d'aluminium ou de manganèse et à la surface de minéraux argileux (INERIS, 2014b). Le nickel présent dans les milieux aquatiques est majoritairement issu des rejets des stations de traitement des eaux urbaines résiduelles et des centrales thermiques. Les autres sources de nickel dans l'eau sont la production de fonte ou d'acier, la production industrielle de produits chimiques divers et l'élimination de déchets non dangereux.

Le **zinc** (Zn) est très présent dans l'écorce terrestre à une teneur moyenne de 80mg/kg. Le zinc est utilisé dans différents secteurs industriels : la galvanisation, le laiton, les alliages, les demi-produits, les usages chimiques. En plus de ces sources naturelles (érosion de la roche mère), le zinc est présent dans les milieux aquatiques à cause d'émissions anthropiques telles que les rejets de diverses activités industrielles, le lessivage des bâtiments et mobiliers urbains, le trafic routier, les activités agricoles (épandage de fumier) et les traitements phytosanitaires des cultures (vignes). La solubilité et la volatilité du zinc sont nulles ou

négligeables. Dans l'eau le zinc est présent sous forme dissoute, complexé sur des ligands inorganiques ou sorbé sur les matières en suspension.

Le **cuivre** (Cu) est présent dans la croûte terrestre à des teneurs variant de 40 à 70mg/kg. Le cuivre est utilisé dans de nombreux secteurs économiques tels que la production électrique et l'électronique, la construction, les transports, les équipements industriels, l'agriculture, la chimie et le textile. Dans l'eau, L'ion Cu^{2+} forme de nombreux complexes stables avec des ligands minéraux, tels les chlorures ou l'ammonium, ou avec des ligands organiques. Les principales sources de cuivre dans les milieux aquatiques sont le lessivage des retombées atmosphériques (issues des émissions du transport routier avec l'usure des plaquettes de freins et le transport ferroviaire avec l'usures des caténaires), les rejets des centrales thermiques de production d'électricité, les rejets de l'industrie agro-alimentaire et les rejets de STEP ne possédant pas de traitement tertiaire (INERIS, 2014c).

Le **chrome** (Cr) est très présent dans l'écorce terrestre à une teneur moyenne de 100mg/kg. Il est utilisé principalement dans le secteur de la métallurgie, de la chimie, du traitement de surface et des matériaux réfractaires, dans le tannage du cuir et à la préservation du bois. Le chrome existe sous deux formes : trivalent chrome(III) ou hexavalent chrome(VI). Dans l'eau, le chrome existe dans ses deux états d'oxydation stables, chrome(III) et chrome(VI). La présence et le rapport entre ces deux formes dépendent de divers processus (réduction chimique et photochimique, précipitation/dissolution et adsorption/désorption). La fraction dissoute du chrome est généralement faible. Le chrome(VI) est rapidement réduit par les sulfures et le fer en conditions anaérobies. Le Cr(III) est généralement sous forme particulaire, adsorbé sur l'argile, les matières organiques ou les oxydes de fer. La solubilité du chrome dépend de sa spéciation : le chrome IV est très hydrosoluble par rapport au chrome III (et donc plus biodisponible et toxique). Le chrome présent dans les milieux aquatiques est issu de différentes activités anthropiques : production et transformation de métaux non ferreux, fabrication de pigment, industrie agro-alimentaire végétale, traitement de cuirs, industrie chimique, sidérurgie et revêtement de surface (INERIS, 2014d).

1.4.2.3.3. Toxicité et réglementations

Les ETM ont des effets toxiques potentiels divers sur les êtres vivants. Par exemple, le plomb cause le saturnisme chez l'homme, s'il est inhalé ou ingéré (Sparks, 1998). Certains sont aussi cancérigènes (chrome et nickel). Les effets potentiels des ETM sont résumés dans la Table 14.

TABLE 14: PRINCIPAUX EFFETS POTENTIELS DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES SUR LA SANTE HUMAINE, LES ANIMAUX ET LES VEGETAUX (SPARKS, 1998)

Elément	Effets
Cd	Hypertension, dommages sur le foie
Cr	Cancérogène sous forme de Cr(VI)
Cu	Peu toxique envers les animaux, toxique envers les plantes et les algues à des niveaux modérés
Ni	Allergies de peau, maladies respiratoires, possible cancérogène
Pb	Toxique
Zn	Toxique pour les végétaux à de fortes teneurs

De plus, les effets toxiques de ces ETM varient selon leur forme ou leur spéciation. La Table 15 présente ces différences pour le chrome et le cuivre. Le chrome trivalent a une toxicité très basse sur des micro-algues car très peu biodisponible, alors que le chrome hexavalent est très toxique (labilité élevée, donc biodisponible). Quant au cuivre, il peut être toxique sous sa forme dissoute (Cu^{2+}) ou comme ion chlorure (CuCl_2) alors qu'il n'a pas d'impact sur les micro-algues quand il est complexé à la matière organique (Cu-fulvate et Cu/AH/ Fe_2O_3).

TABLE 15 : TOXICITE ET LABILITE DU CHROME ET DU CUIVRE EN MILIEU AQUEUX (TOXICITE EVALUEE SUR DES DIATOMEES MARINES, AH: ACIDE HUMIQUE),(FLORENCE, 1986)

Espèce	Toxicité	Degré de labilité
Cr(III)	basse	inerte
Cr(VI)	élevée	labile
Cu^{2+}	élevée	labile
CuCl_2	élevée	labile
CuCO_3	basse	inerte
Cu-fulvate	basse	inerte
Cu/AH/ Fe_2O_3	moyenne	quasi-labile

Au vu de ces effets toxiques sur les êtres vivants, une partie des ETM (Pb, Hg et Ni) font partie de la liste des substances prioritaires dangereuses de la DCE. Pour les autres ETM (Zn, As, Cu et Cr), des NQE moyennes annuelles provisoires ont été définies en France par l'arrêté du 25 janvier 2010 modifié par l'arrêté du 28 juillet 2011. Ces NQE ont un caractère provisoire car elles ne correspondent pas pleinement à la définition d'une NQE (valeur ne prenant pas en compte l'intoxication secondaire). Ces NQE sont présentées dans la Table 16.

TABLE 16: NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALES DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES SELON LA DCE (1) ET L'ARRETE DU 25 JANVIER 2010 (2) (NQE_MA : NQE MOYENNE ANNUELLE, NQE-CMA: NQE MAXIMALE ADMISSIBLE)

Nom de la substance	NQE_MA eaux de surfaces intérieures (µg/l)	NQE_CMA eaux de surfaces intérieures (µg/l)
Cadmium et ses composés ¹ (suivant les classes de dureté de l'eau)	≤ 0,08 (classe 1) 0,08 (classe 2) 0,09 (classe 3) 0,15 (classe 4) 0,25 (classe 5)	≤ 0,45 (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)
Plomb et ses composés ¹	1,2	14
Mercure et ses composés ¹		0,07
Nickel et ses composés ¹	4	34
Zinc ²	7,8	
Arsenic ²	0,83	
Cuivre ²	1	
Chrome ²	3,4	

1.4.2.3.3.4. Concentrations des ETM dans les RUTP et répartition dissous/particulaire

Les concentrations en ETM (Zn, Pb, Cu, Cr, Ni, Cd et Co) ont été déterminées sur les fractions totales et particulaires dans les eaux pluviales (Table 17).

Le zinc est quantifié par les 7 études et est présent à des concentrations comprises entre 130 et 600µg/l, ce qui est 17 à 77 fois supérieur à la NQE_MA de la DCE (7,8µg/l, Table 16). Le Zn peut être majoritairement sur la fraction dissoute ou la fraction particulaire (39 à 67% de la fraction particulaire).

Le plomb est quantifié par les 3 études qui l'ont recherché dans les eaux pluviales. Ces concentrations varient entre 3 et 29µg/l, ce qui représente au maximum 20 fois la NQE_MA de la DCE (1,2µg/l, Table 16). Le Pb est majoritairement sur la fraction particulaire (95-100%) sauf pour l'étude de Schmitt (2014) où il est sous forme dissoute (87%).

Le cuivre est quantifié par les 7 études et présente des concentrations entre 7,5 et 31µg/l, ce qui représente au maximum 30 fois la NQE_MA de la DCE (1µg/l, Table 16). Le Cu est majoritairement sur la fraction particulaire (71 à 100%).

Le chrome est quantifié par les 3 études qui l'ont recherché dans les eaux pluviales. Ces concentrations sont peu variables entre les 3 études : elles varient entre 6,3 et 7,5µg/l, ce qui est 2 fois supérieur à la NQE_MA de la DCE (3,4µg/l). **Erreur ! Référence non valide pour**

un signet.). Le Cr est majoritairement sur la fraction particulaire (100%) sauf pour l'étude de Schmitt (2014) où il est sous forme dissoute (79%).

Le nickel est quantifié par les 3 études qui l'ont recherché dans les eaux pluviales. Ces concentrations sont peu variables entre les 3 études : elles varient entre 5 et 8,4µg/l, ce qui est entre 53 et 76% supérieur à la NQE_MA de la DCE (4µg/l, Table 16). Le Ni est majoritairement sur la fraction particulaire (53 à 76%) sauf pour l'étude de Schmitt (2014) où il est essentiellement sous forme dissoute (100%).

Le cadmium est quantifié par les 3 études qui l'ont recherché dans les eaux pluviales. Ces concentrations sont peu variables entre les 3 études : elles varient entre 0,3 et 0,98µg/l, ce qui représente au maximum 12 fois la NQE_MA de la DCE (0,08µg/l pour une eau peu calcaire, Table 16). Le Cd est majoritairement sur la fraction particulaire (86 à 100%) sauf pour l'étude de Schmitt (2014) où il est essentiellement sous forme dissoute (100%).

Le cobalt a été recherché dans une seule étude (Schmitt, 2014) et n'a jamais été détecté.

TABLE 17 : VALEURS MOYENNES DES CONCENTRATIONS ET FRACTIONS PARTICULAIRES EN ELEMENTS TRACES METALLIQUES DANS LES EAUX PLUVIALES

Nom du BV	« Bassin versant résidentiel »	« Pin Sec »	« Gohards »	« Référen ce »	« Nord »	« Jardin »	« Sud »
Référence	(Schmitt, 2014)	(Lamprea, 2009)	(Lamprea, 2009)	(Bressy, 2010)	(Bressy, 2010)	(Bressy, 2010)	(Bressy, 2010)
Zn Total (µg/L)	206	146	209	600	130	190	710
% Zn particulaire	67	56	39	-	-	-	-
Pb Total (µg/L)	28,9	21	14	13	9,3	2,6	2,9
% Pb particulaire	13	95	100	-	-	-	-
Cu Total (µg/L)	12,21	31	24	17	24	7,5	9,8
% Cu particulaire	96	71	92	-	-	-	-
Cr Total (µg/L)	6,4	7,5	6,3	-	-	-	-
% Cr particulaire	19	100	100	-	-	-	-
Ni Total (µg/L)	8,4	5	6,2	-	-	-	-
% Ni particulaire	0%	76	53	-	-	-	-
Cd Total (µg/L)	0,98	0,7	0,3	-	-	-	-
% Cd particulaire	0%	86	100	-	-	-	-
Co Total	<LQ	-	-	-	-	-	-
% Co particulaire	-	-	-	-	-	-	-

1.4.2.3.3.5. Conclusion des ETM dans les RUTP

Tous les ETM recherchés (Zn, Pb, Cu, Cr, Ni, Cd) sont présents à des concentrations importantes dans les eaux pluviales, sauf le cobalt. Ces concentrations sont potentiellement dangereuses pour l'environnement au vu de leurs différents et nombreux effets toxiques présentés précédemment.

Les ETM peuvent être classés selon l'importance de leurs concentrations totales dans les eaux pluviales :

$\text{Zn} \gg \text{Cu}, \text{Pb} > \text{Cr}, \text{Ni} > \text{Cd}$

De plus, les ETM sont majoritairement sous forme particulaire pour l'ensemble des études sauf pour Schmitt (2014) où les Pb, Ni, Cr et Cd sont majoritairement sous forme dissoute. Cette différence de résultats a déjà été observée dans d'autres études. Gromaire-Mertz et al. (1999) ont démontré que la répartition particulaire/dissous des ETM était variable selon le type d'occupation du bassin versant. Mis à part le plomb qui est dans tous les cas majoritairement sous forme particulaire, les Cu, Cd et Zn sont variablement sous forme dissoute ou particulaire. Dans le cas d'eaux pluviales issues de toitures, ces ETM sont majoritairement sous forme dissoute alors que dans le cas d'eaux pluviales issues de routes ou de jardin, ils sont majoritairement sous forme particulaire.

1.4.2.3.4. Hydrocarbures aromatiques polycycliques

1.4.2.3.4.1. Définition

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés organiques neutres et apolaires. Ils sont composés d'au moins deux cycles aromatiques (2 benzènes). Le naphthalène possède la composition la plus simple (2 cycles aromatiques) alors que le fluoranthène et le pyrène sont des isomères (composition identique mais structure différente). Le total de structure possible de HAP s'élève à 1896 mais seulement 130 molécules ont été identifiées à ce jour. La structure des HAP concernés par la DCE est présentée en Figure 6.

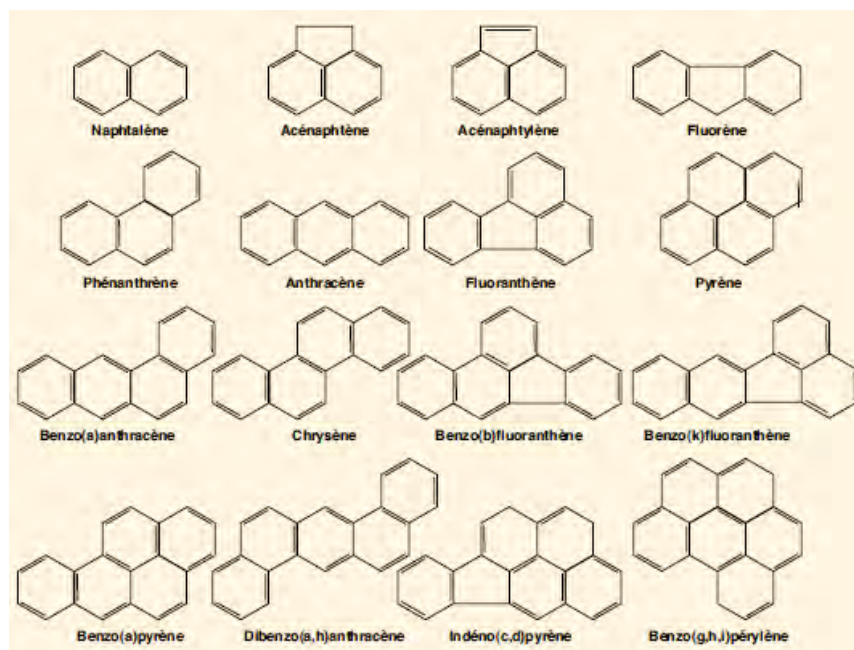


FIGURE 6 : STRUCTURES DES 16 HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES CONCERNES PAR LA DCE (CHEVREUIL ET AL., 2009)

1.4.2.3.4.2. Sources et comportements dans les milieux naturels

Les HAP ne sont pas des molécules de synthèse : leur origine est naturelle ou anthropique. Les HAP d'origine pyrolytique sont produits lors de la combustion incomplète de n'importe quelle matière organique (bois, essence, fuel ou charbon). Ils peuvent être produits dans des incinérateurs urbains ou naturellement lors de feux de forêt ou d'éruptions volcaniques (Chevreuil et al., 2009). Les HAP pétrogéniques ont pour origine l'utilisation de produits pétroliers. En effet, le pétrole contient des HAP, même avant combustion. Leur émission dans l'environnement peut donc avoir lieu au cours d'activités industrielles pétrochimiques, lors de fuite d'essence de véhicule ou d'usure de produits issus de la pétrochimie (comme les pneus).

Les HAP pyrolytiques sont émis vers l'atmosphère et peuvent rejoindre les milieux aquatiques sous forme de retombées atmosphériques alors que les HAP pétrogéniques sont émis directement vers l'eau ou les sols.

Les propriétés physico-chimiques des HAP sont présentées dans la Table 18. Les HAP ont une solubilité faible dans l'eau, de 32mg/l (naphtalène) à 10-4 mg/l (Indéno(1,2,3, cd)pyrène). Ce sont donc des molécules hydrophobes. Leurs coefficients de partage octanol-eau² et octanol-carbone organique³ élevés (respectivement 3,3 à 6,58 et 3,15 à 6,2) indiquent que

² Le coefficient de partage octanol/eau ($\log K_{ow}$) permet d'estimer la migration des HAP vers des lipides et donc leur potentielle accumulation dans les organismes vivants.

³ Le coefficient de partage du carbone organique ($\log K_{oc}$) indique la propension des HAP à se lier à la matière organique du sol ou du sédiment.

les HAP ont tendance à se lier aux matrices solides (notamment les matières organiques) et à s'accumuler dans les organismes vivants (INERIS, 2005a). Les HAP sont donc peu solubles dans l'eau, peu mobiles dans les sols car facilement sorbés, et bioaccumulables.

Dans le milieu aquatique les HAP pourront donc être trouvés sous différentes formes : liés à la matière organique, piégés dans les sédiments, accumulés dans les cellules lipidiques des êtres vivants et sous forme libre dissoute. De plus, ils sont persistants dans l'environnement car difficilement dégradables avec des temps de demi-vie de 2 à 9 ans mesurés dans des sols pollués (Bressy, 2010).

TABLE 18 : PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DES 16 HAP PRIORITAIRES DE LA DCE (EPA, 1984)

	Solubilité dans l'eau (mg/l) à 25°C	Coefficient de partage octanol-eau log K _{ow}	Coefficient de partage octanol- carbone organique log K _{oc}
Naphtalène	32	3,3	3,15
Acénaphthylène	3,93	4,07	1,4
Acénaphène	3,42	3,98	3,66
Fluorène	1,9	6,58	6,2
Phénanthrène	1	4,45	4,15
Anthracène	0,07	4,45	4,15
Fluoranthène	0,27	4,9	4,58
Pyrène	0,16	4,88	4,58
Benzo(a)anthracène	0,0057	5,61	5,3
Chrysène	0,06	5,16	5,3
Benzo(b)fluoranthène	0,001	6,04	5,74
Benzo(k)fluoranthène	0,0008	6,06	5,74
Benzo(a)pyrène	0,0038	6,06	6,74
Dibenzo(ah)anthracène	0,0005	6,84	6,52
Benzo(ghi)pérylène	Insoluble	6,5	6,2
Indéno(1,2,3, cd) pyrène	0,0008	6,58	6,2

1.4.2.3.4.3. Toxicité et réglementations

Des données expérimentales disponibles chez l'animal ont montré que certains HAP pouvaient induire de nombreux effets sur la santé tels que des effets hépatiques, hématologiques, immunologiques et/ou des effets sur la reproduction ainsi que des effets génotoxiques et cancérigènes (INERIS, 2005a). De plus, le benzo(a)pyrène est l'hydrocarbure au potentiel cancérigène le plus élevé chez l'homme (EPA, 1984).

Les HAP font partis de la liste des substances dangereuses prioritaires de la DCE. Des NQE provisoires leur ont été associées afin de respecter le bon état des masses d'eau dans la circulaire du 7 mai 2007 (Table 19).

TABLE 19: NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE POUR LES 16 HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCLIQUES CONCERNES PAR LA DCE (RF, 2007)

HAP	NQE (ng/l)
Naphtalène	2400
Acénaphène	700
Acénaphthylène	400
Fluorène	300
Phénanthrène	110
Anthracène	100
Fluoranthène	100
Pyrène	24
Benzo(a)anthracène	5
Chrysène	6
Benzo(a)Pyrène	50
Benzo(k)Fluoranthène	Σ=30
Benzo(b)Fluoranthène	
Dibenzo(a,h)anthracène	0,06
Benzo(g,h,i)Pérylène	2
Indeno(1,2,3-cd)Pyrène	

1.4.2.3.4.4. Concentrations dans les RUTP et répartition dissous/particulaire

Les 16 HAP prioritaires selon la DCE sont présents dans les eaux pluviales urbaines d'après les études de Zgheib (2009) et Lamprea (2009). Les concentrations diffèrent selon la taille et le type d'occupation du bassin versant (Table 20). Les concentrations en HAP sont les plus élevées dans les bassins versants de Sucy-en-Brie (Σ 16 HAP=1327ng/l, résidentiel, 215ha), Noisy-le-Grand (Σ 16 HAP=2922ng/l, urbain dense, 230ha) et la ZAC Paris Rive gauche (Σ 16 HAP=2090ng/l, urbain très dense, 64ha).

Les HAP les plus volatils (naphtalène, acénaphène et acénaphthylène) sont peu ou pas quantifiés dans les eaux pluviales. Quand ils le sont, leur concentration est inférieure à la NQE (Table 20).

Les HAP posant problème dans les eaux pluviales sont les suivants : le phénanthrène (concentration jusqu'à 3 fois supérieure à la NQE), le fluoranthène (jusqu'à 4 fois supérieur à la NQE), le pyrène (6 à 20 fois supérieur à la NQE), le benzo(a)anthracène (jusqu'à 25 fois supérieur à la NQE), le chrysène (jusqu'à 49 fois supérieur à la NQE), le benzo(a)Pyrène (jusqu'à 3 fois supérieur à la NQE), les benzo(k)Fluoranthène et benzo(b)Fluoranthène (5 à 13 fois supérieurs à la NQE), le dibenzo(a,h)anthracène (133 à 867 fois supérieur à la NQE) et enfin les benzo(g,h,i)Pérylène et indeno(1,2,3-cd)Pyrène (8 à 139 fois supérieurs à la NQE).

TABLE 20: CONCENTRATIONS MEDIANES DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES DANS LES EAUX PLUVIALES URBAINES (EN NG/L)

Bassin versant	Sucy-en-Brie	Noisy-le-Grand	ZAC Paris Rive Gauche	Pin Sec	Gohards
Référence	Zgheib, 2009	Zgheib, 2009	Zgheib, 2009	Lamprea, 2009	Lamprea, 2009
Naphtalène (ng/l)	72	131	120	<10	<10
Acénaphène (ng/l)	17	23	16	<2	7
Acénaphthylène (ng/l)	18	76	22	-	-
Fluorène (ng/l)	25	47	34	<10	<10
Phénanthrène (ng/l)	157	339	244	<10	<10
Anthracène (ng/l)	16	43	46	<10	<10
Fluoranthène (ng/l)	96	384	320	15	131
Pyrène (ng/l)	178	486	333	11	141
Benzo(a)anthracène (ng/l)	57	127	46	6	90
Chrysène (ng/l)	89	291	102	8	107
Benzo(a)Pyrène (ng/l)	66	140	114	8	86
Benzo(k)Fluoranthène (ng/l)	51	107	88	6	55
Benzo(b)Fluoranthène (ng/l)	123	291	247	6	87
Dibenzo(a,h)anthracène (ng/l)	23	52	48	<2	8
Benzo(g,h,i)Pérylène (ng/l)	74	238	184	8	68
Indeno(1,2,3-cd)Pyrène (ng/l)	73	148	128	7	60
Σ 16 HAP (ng/l)	1327	2922	2090	104	862

Les études sont unanimes quant à la répartition dissous/particulaire des HAP. Ils sont majoritairement sur la fraction particulaire : 78% pour Zgheib (2009), 92% pour Bressy (2010) et 79 à 97% pour Bertrand-Krajewski (1993).

1.4.2.3.4.5. Conclusion des HAP dans les RUTP

Les 16 HAP définis comme prioritaires par la DCE sont présents à des concentrations plus ou moins importantes dans les eaux pluviales urbaines. 11 HAP présentent des concentrations nocives pour l'environnement (phénanthrène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(a)Pyrène, benzo(k)Fluoranthène, benzo(b)Fluoranthène, dibenzo(a,h)anthracène, benzo(g,h,i)Pérylène et indeno(1,2,3-cd)Pyrène). Ces HAP sont essentiellement sur la phase particulaire de la pollution.

1.4.2.3.5. Pesticides

1.4.2.3.5.1. Définition

Les pesticides comprennent deux groupes de substances :

- Les produits phytopharmaceutiques ou phytosanitaires, définis réglementairement comme des substances utilisées « pour protéger les végétaux et produits végétaux contre les organismes nuisibles, y compris les mauvaises herbes, et pour améliorer la production agricole » (directive 91/414/CEE) ;
- Les produits biocides qui sont des substances « destinées à détruire, repousser ou rendre inoffensifs les organismes nuisibles, à en prévenir l'action ou à les combattre de toute autre manière, par une action chimique biologique » (directive 98/8/CE).

Les pesticides sont donc des substances utilisées pour éliminer une espèce nuisible. Ils peuvent être classés selon leur mode d'action (Chevreuil et al., 2009) : insecticides, fongicides, herbicides ou selon leur appartenance à des familles chimiques (triazines, phénylurées, carbamates).

1.4.2.3.5.2. Sources potentielles et comportement dans l'environnement

L'Europe est le principal consommateur de pesticides mondial (30% du marché) et la France est le 3^{ème} consommateur mondial (Chevreuil et al., 2009). Bien que l'agriculture consomme 90% de ces pesticides, les zones urbaines sont aussi concernées par cette pollution. Les pesticides en zones urbaines peuvent être transportés des zones agricoles par voies atmosphériques mais les pratiques courantes des services techniques municipaux et des habitants des zones pavillonnaires sont susceptibles d'augmenter fortement la pollution en pesticides dans l'environnement urbain. L'utilisation des pesticides par les particuliers représente 80% du tonnage en milieux urbains, contre 11% pour les usages publics et 2% pour le traitement des voies ferrées (Sebastian, 2013). Après application, le pesticide peut emprunter plusieurs voies de transfert dans l'environnement : la volatilisation lors du traitement, l'absorption par les plantes puis par le sol, l'absorption directe par le sol puis l'infiltration vers les eaux souterraines ou le ruissellement vers les eaux de surfaces (Chevreuil et al., 2009). Dans l'atmosphère, la substance peut être dégradée et/ou transportée pour se déposer sous forme de retombées sèches ou humides.

1.4.2.3.5.3. Toxicité et réglementation

De par leurs actions insecticides, fongicides et herbicides, les pesticides ont un impact toxique sur la faune et la flore des milieux aquatiques (Blanchoud et al., 2011). L'effet des pesticides sur la santé humaine est encore mal connu et controversé. Les pesticides qui ont été reconnus cancérigènes ou mutagènes probables (pesticides organochlorés) ont été interdits et remplacés par de nouvelles substances homologuées qui ne semblent pas présenter de risque pour la santé humaine. Le problème de la toxicité des pesticides réside dans leur potentiel effet cocktail (les agriculteurs manipulent par exemple des associations de substances non diluées) et dans l'exposition à long terme.

La Table 21 présente les différentes NQE pour les pesticides concernés par la DCE.

TABLE 21 : NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE EN $\mu\text{G/L}$ POUR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES CONCERNES PAR LA DCE (RF, 2007)

Nom de la substance	NQE_MA eaux de surfaces intérieures ($\mu\text{g/l}$)	NQE_CMA eaux de surfaces intérieures ($\mu\text{g/l}$)
Alachlore	0,3	0,7
Atrazine	0,6	2
Chlorfenvinphos	0,1	0,3
Chlorpyrifos (éthylchlorpyri fos)	0,03	0,1
Pesticides cyclodiènes	$\Sigma = 0,01$	sans objet
DDT total	0,025	sans objet
para-para-DDT	0,01	sans objet
Diuron	0,2	1,8
Endosulfan	0,005	0,01
Hexachlorocy clohexane	0,02	0,04
Isoproturon	0,3	1
Simazine	1	4
Composés du tributylétain (tributylétain- cation)	0,0002	0,0015
Trifluraline	0,03	sans objet
Dicofol	$1,3 \times 10^{-3}$	sans objet
Quinoxyfène	0,15	2,7
Aclonifène	0,12	0,12
Bifénox	0,012	0,04
Cybutryne	0,0025	0,016
Cyperméthrine	8×10^{-5}	6×10^{-4}
Dichlorvos	6×10^{-4}	7×10^{-4}
Heptachlore et époxyde d'hep tachlore	2×10^{-7}	3×10^{-4}
Terbutryne	0,065	0,34

1.4.2.3.5.4. Concentrations dans les RUTP

Plusieurs familles de pesticides ont été recherchés dans les eaux pluviales (Lamprea, 2009; Zgheib, 2009) : 3 insecticides (aldrine, endrine, chlorfenvinphos), 6 herbicides (simazine, diuron, isoproturon, aminotriazole, glyphosate, mecoprop), 1 molluscide (métaldéhyde) et 3 produits de dégradations (déséthylatrazine, déséthylsimazine, AMPA).

Parmi ces 13 substances, 7 ont été quantifiées à des concentrations variables (Table 22):

- Le dieldrine ($0,05 \mu\text{g/l}$) est un insecticide utilisé comme alternative au DDT et interdit en France en 1972 ;

- La déséthylatrazine (0,01µg/l) est un produit de dégradation de l’atrazine, herbicide préventif utilisé dans les grandes cultures et interdit en 2002 ;
- La simazine (0,04µg/l) est un herbicide utilisé dans les vignes. Son produit de dégradation déséthylsimazine n’a pas été détecté ;
- Le diuron (0,10-0,51µg/l) est un herbicide utilisé dans les vignes, jardin, bords de route et voies ferrées. Son utilisation a été interdite en 2007 par l’Union Européenne puis de nouveau autorisée en 2008. Elle est interdite en France depuis 2003 en agriculture mais elle est toujours utilisée comme biocide pour la peinture des façades de bâtiments ;
- L’isoproturon (0,03-0,05µg/l) est un herbicide agricole ;
- Le métaldéhyde (0,09-0,22µg/l) est un biocide contre les limaces ;
- L’aminotriazole (0,08-0,84µg/l) est un herbicide ;
- Le glyphosate (0,47-6,95µg/l) est un herbicide et le principe actif du Roundup. L’AMPA (0,23-0,35µg/l) est son principal produit de dégradation.

Parmi les 3 substances concernées par la DCE (simazine, diuron et isoproturon), seulement le diuron dépasse la NQE_MA (0,2µg/l, Table 22).

TABLE 22 : PESTICIDES RECHERCHES ET CONCENTRATIONS MEDIANES DANS LES EAUX PLUVIALES URBAINES (EN µG/L)

Bassin versant	Sucy-en-Brie	Noisy-le-Grand	ZAC Paris Rive Gauche	Pin Sec	Gohards
Référence	Zgheib, 2009	Zgheib, 2009	Zgheib, 2009	Lamprea, 2009	Lamprea, 2009
Aldrine (µg/L)	-	<LD	<LD	-	-
Endrine (µg/L)	<LD	<LD	-	-	-
Dieldrine (µg/L)	0,05	<LD	-	-	-
Chlorfenvinphos (µg/L)	-	<LD	<LD	-	-
Déséthylatrazine (µg/L)	<LD	0,01	-	-	-
Déséthylsimazine (µg/L)	-	<LD	<LD	-	-
Simazine (µg/L)	0,04	<LD	<LD	-	-
Diuron (µg/L)	0,37	0,51	0,18	0,21	0,1
Isoproturon (µg/L)	0,05	0,04	0,03	-	-
Métaldéhyde (µg/L)	0,22	-	0,09	-	-
Aminotriazole (µg/L)	0,08	0,37	0,84	-	-
Glyphosate (µg/L)	6,96	1,02	0,47	3,27	2,15
AMPA (µg/l)	-	-	-	0,35	0,23
Mecoprop (µg/l)	-	-	-	<0,05	<0,06

Bien que les concentrations en pesticides soient faibles (dépassement de la NQE_MA seulement pour le diuron), il existe une grande variété de substances dans les eaux pluviales. De plus, la présence d’herbicides et d’insecticides utilisés dans les grandes cultures ou les vignes semble étonnante dans des bassins versants urbains. Certains produits interdits

depuis des années sont aussi présents dans les eaux pluviales, ce qui démontre soit une faible dégradabilité de ces substances, soit une utilisation contemporaine mais interdite.

1.4.2.3.6. Alkylphénols

1.4.2.3.6.1. Définition et comportement dans les milieux naturels

Les alkylphénols (AP) sont des composés organiques de synthèse fabriqués en grandes quantités. Ils servent d'intermédiaires dans la fabrication des agents tensioactifs, des résines phénoliques, etc. ou sont issus de la dégradation des alkylphénols polyéthoxylés (APEO) (INERIS, 2005b). Les produits de dégradation des APEO retrouvés dans l'environnement sont le 4-Nonylphénol (4-NP) et le para-tertiaire-octylphénol (OP) (Sebastian, 2013). Les nonylphénols éthoxylates (NPEO) représentent 80% des APEO produits et les octylphénols éthoxylates 20% (Bressy, 2010).

Il n'existe pas d'exemple de synthèse naturelle des AP : leur présence dans l'environnement est uniquement due à l'activité humaine.

Les AP sont des molécules organiques amphiphiles et bioaccumulables : leurs $\log K_{ow}$ varient entre 4,12 (OP) et 4,2 (4-NP) (Table 23). Cependant, ils possèdent une fonction alcool qui augmente leur affinité avec l'eau. La solubilité des AP dans l'eau est importante pour des molécules organiques (12,6mg/l pour l'OP et 5,43 pour le 4-NP). Enfin, les 4-NP sont semi-volatils (constante de Henry égale à 11,02Pa.m³/mol), ce qui permet des échanges entre l'eau et l'atmosphère (Bressy, 2010).

TABLE 23 : PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DU 4-NONYPHENOL (4-NP) ET DU PARA-TERTIAIRE-OCTYLPHENOL (OP) (INERIS, 2005B)

Propriété	4-NP	OP
Formule moléculaire	C ₁₅ H ₂₄ O	C ₁₄ H ₂₂ O
Densité	0,953	0,922
Solubilité (mg/l)	5,43	12,6
Log K _{ow}	4,2-4,48	4,12
Constante de Henry (PA.m ³ /mol)	11,02	0,70

1.4.2.3.6.2. Sources potentielles

L'une des principales sources d'alkylphénols est la biodégradation des alkylphenols éthoxylés. Les APEO sont utilisés principalement comme adjuvants et détergents dans l'industrie textile et le traitement de surface ou comme additifs de désencrage dans l'industrie papetière (INERIS, 2005b). Ils entrent aussi dans la formule d'émulsifiants, de pesticides et de peintures à l'eau. Les AP sont retrouvés en quantité importante au sein des stations de traitement des eaux mais également dans l'environnement de par leur large spectre d'utilisation et l'absence de traitement adapté dans les stations de traitement des eaux usées.

1.4.2.3.6.3. Toxicité et réglementation

Les AP sont des perturbateurs endocriniens potentiels chez l'animal et l'Homme. En effet, leur structure chimique leur permet d'entrer en compétition avec l'œstrogène sur ces sites de fixation (INERIS, 2005b). De plus, une bioconcentration des AP a été constatée au sein d'espèces aquatiques (algues, plantes aquatiques, poissons, moules).

L'évaluation de ces risques par l'Union Européenne a conduit à une interdiction d'emploi et de mise sur le marché des NP pour certains usages (CE, 2005). De plus, les NP et OP ont été classés parmi les 33 substances prioritaires de la DCE (Table 24).

TABLE 24 : NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE EN µG/L DES ALKYLPHENOLS CONCERNES PAR LA DCE

Nom de la substance	NQE-MA eaux de surfaces intérieures (µg/l)	NQE-CA eaux de surfaces intérieures (µg/l)
Nonylphénol	0,3	2
Octylphénol	0,1	sans objet

1.4.2.3.6.4. Concentrations dans les RUTP et répartition dissous/particulaire

Les alkylphénols sont présents à des concentrations élevées dans les eaux pluviales (Table 25). De plus, les OP sont moins présents que les NP : 0,47 à 0,55µg/l pour les NP (jusqu'à 1,8 fois supérieur à la NQE de la DCE) et 0,036 à 0,19 pour les OP (jusqu'à 1,5 fois supérieur à la NQE de la DCE).

TABLE 25 : CONCENTRATIONS MEDIANES EN NONYLPHENOL (NP) ET OCTYLPHENOL (OP) DANS LES EAUX PLUVIALES URBAINES (BRESSY, 2010; ZGHEIB, 2009)

	Sucy-en-Brie Zgheib, 2009	Noisy-le-Grand Zgheib, 2009	ZAC Paris Rive Gauche Zgheib, 2009	Noisy-le-sec Bressy, 2010
NP (µg/l)	0,55	4,52	0,58	0,47
OP(µg/l)	0,06	0,19	0,1	0,036

Les AP sont présents majoritairement sur la phase dissoute dans les eaux pluviales : (Bressy, 2010) a montré que 27% des NP et 20% des OP étaient particulières en Ile-de-France.

1.4.3. Evaluation de l'écotoxicité des eaux pluviales à l'aide des bio-essais

1.4.3.1. Définition

L'écotoxicologie est la science qui étudie les impacts des agents polluants sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes (Mater, 2014). Les outils développés dans le cadre de l'écotoxicologie permettent une caractérisation des dangers et des sources de pollutions (prévention sur le milieu) et de l'impact sur les milieux récepteurs. La caractérisation des effets écotoxicologiques peut être réalisée selon une approche « substances » ou une approche « bio-essais ». L'approche « substance » est l'analyse physico-chimique de la matrice (eau résiduaire, eau pluviale, sédiment, déchet, etc.) qui permet de détecter et de quantifier la présence de différents polluants. C'est l'approche classiquement utilisée dans le

cadre du rejet des eaux résiduaires et des eaux pluviales. L'approche « bio-essais » permet quant à elle de prendre en compte la matrice étudiée comme une entité globale.

Les bio-essais permettent d'évaluer la dangerosité d'un ou plusieurs polluants, d'évaluer la qualité d'un milieu et de comprendre les mécanismes d'action d'un polluant (Calow and Forbes, 2003). L'avantage de l'approche « bio-essais » par rapport à l'approche « substance » est qu'avec une analyse chimique de la matrice on connaît seulement la présence de polluants recherchés, alors que le bio-essais permet de connaître l'effet de tous les polluants présents dans l'échantillon sur les organismes vivants. Les bio-essais, bien que pratiqués en laboratoire dans des conditions expérimentales différentes de celles rencontrées dans les milieux naturels, permettent d'apporter un élément de réponse quant à savoir si une matrice a un effet négatif sur des organismes vivants dans l'environnement, au contraire des mesures physico-chimiques (Sekkat et al., 2001).

1.4.3.2. Principe des bio-essais

Les bio-essais s'appuient sur de nombreuses espèces, tant animales que végétales, ainsi que sur de nombreux critères de mesure d'effets (mortalité, inhibition de croissance, immobilisation etc.) (Mater, 2014). Un test de bio-essais consiste en l'exposition de modèles biologiques (organismes ou cellules vivantes) avec la matrice à tester (dans notre cas, les eaux de la filière de traitement) pendant un temps déterminé et des conditions expérimentales spécifiques et contrôlées (Figure 7). Le résultat est la réponse de l'organisme ou de la cellule comparée avec un échantillon de référence (mis en contact avec de l'eau pure). Il permet d'évaluer l'impact du mélange de polluant présent dans l'eau à tester sur la fonction biologique étudiée.

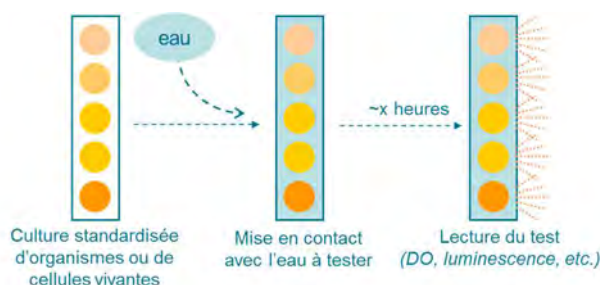


FIGURE 7 : PRINCIPE D'UN BIO-ESSAIS (TRONICO VIGICELL, 2015)

Les bio-essais présentent des limites. En effet, le choix des espèces modèles utilisées au laboratoire est particulièrement complexe pour être représentatif de la grande diversité des espèces animales et végétales dans les écosystèmes aquatiques naturels (producteurs primaires, consommateurs primaires et secondaires, décomposeurs). Puisqu'il n'est pas envisageable de réaliser des expérimentations sur l'ensemble des espèces, le choix des espèces étudiées est un compromis entre représentativité et faisabilité. De plus, de multiples facteurs influent sur la sensibilité des organismes vivants tels que, la composition du milieu d'essai, le rapport biomasse-volume, les conditions de température et d'éclairement et les conditions d'exposition des organismes (condition de réalisation de l'essai, mode de préparation de l'échantillon) (Mater, 2014)..

1.4.3.3. Types de bio-essais disponibles

Les bio-essais sont désormais des tests normalisés, mais de nouveaux tests sont développés régulièrement pour les besoins de la recherche. Parmi ceux normalisés, ils en existent de différentes sortes (Table 26). Les modèles biologiques sont nombreux : des invertébrés (daphnés), des bactéries, des algues ou des végétaux. L'exposition peut être aiguë (effet à court terme de la matrice) ou chronique (effets à long terme). Le résultat du test peut être une inhibition à la mobilité (invertébrés), de la luminescence (bactéries) ou de la croissance de la population (algues, végétaux).

TABLE 26 : TYPE DE BIO-ESSAIS DISPONIBLES (MATER, 2014) (EXPOSITION AIGÛE : EFFETS A COURT TERME ; EXPOSITION CHRONIQUE : EFFETS A LONG TERME ; CP : CONSOMMATEUR PRIMAIRE; D: DECOMPOSEUR; PP: PRODUCTEUR PRIMAIRE)

Organisme	Niveau trophique	Type d'exposition	Durée d'exposition	Critère d'effet	Norme
<i>Daphnia magna</i> (invertébré)	CP	aiguë	24 et 48h	inhibition de la mobilité	NF EN ISO 6341 (T90-301)
<i>Vibrio fischeri</i> *	D	aiguë	15 et 30 min	inhibition de la luminescence	ISO 11348-3
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> *	PP	chronique	72h	inhibition de la croissance de la population	NF EN ISO 8662 (T90-304)
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (invertébré)	CP	aiguë	24 et 48h	inhibition de la mobilité	NF EN ISO 6341 et ISO 20665
<i>Brachionus calyciflorus</i> (rotifère)	CP	chronique	48h	inhibition de la reproduction	PR NF ISO 20666
<i>Lemna minor</i> *	PP	chronique	7j	inhibition de la croissance de la population	ISO 20079

1.4.4. Voies de contamination en micropolluants des RUTP

Les micropolluants présentent différentes voies d'introduction dans les RUTP : lors des retombées sèches sur les surfaces urbaines en temps sec, par lessivage de l'atmosphère (formation des gouttes de pluies) et enfin lors du lessivage et/ou érosion des surfaces urbaines. La Figure 8 résume l'ensemble de ces phénomènes.

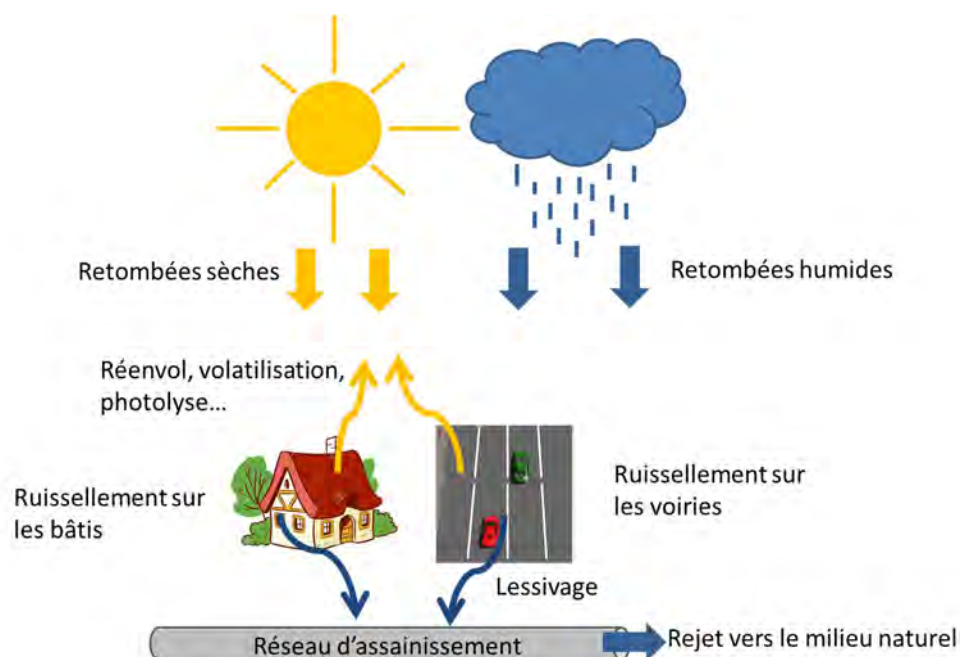


FIGURE 8: VOIES DE CONTAMINATION DES RUTP EN MICROPOLLUANTS D'APRES BRESSY (2010)

Différentes études ont montré la contribution de ces différents compartiments dans la pollution des RUTP (Table 27). L'atmosphère est source de métaux en concentrations variables (jusqu'à $230\mu\text{g/l}$ pour le zinc), de HAP ($0,26\mu\text{g/l}$) et de PCB (15ng/l).

La principale source de métaux est le bâti et les toits. En effet, les concentrations en cuivre, plomb et zinc des eaux de ruissellement issues des bâtis et des toits sont élevées par rapport aux autres compartiments (3mg/l pour le zinc dans les eaux de ruissellement issues des bâtis avec un toit partiellement en zinc).

Les voiries sont une source importante de HAP ($21\mu\text{g/l}$), de métaux ($0,5\text{-}212\mu\text{g/l}$) et en moindre mesure de PCB (26ng/l).

TABLE 27: CONCENTRATIONS MOYENNES EN MICROPOLLUANTS ($\mu\text{G/L}$) DANS LES RETOMBREES ATMOSPHERIQUES ET LES EAUX DE RUISSELLEMENT ISSUES DE DIFFERENTS TYPES DE SURFACES (* : LAMPREA, 2009 ; ** : BRESSY, 2010)

	Bressy, 2010	Bressy, 2010	Lamprea, 2009	Lamprea, 2009	Lamprea, 2009	Lamprea, 2009	Lamprea, 2009 et Bressy 2011
($\mu\text{g/l}$)	Retombées atmosphériques	Bati	Toit en bitume	Toit en tuile	Toit en zinc	Toit en ardoise	Voirie
Cd	-	-	0,4	0,4	0,2	0,7	0,5*
Ni	-	-	2,4	2,3	1,9	4,3	8,2*
Cr	-	-	2,9	1,7	3,2	2,7	4,9*
Cu	6,3	17	5,4	4,3	3,4	4,3	18- 38
Pb	2,6	20	76	79	6,5	4,4	8,2-11
Zn	230	3000	230	569	4244	1598	110-212
HAP	0,26	1,1	-	-	-	-	21,15**
PCB	0,015	0,017	-	-	-	-	0,026**

1.4.5. Variabilité intra et inter-événementielle des concentrations en polluants dans les RUTP

En plus de l'apport en polluants des sources identifiées dans le paragraphe précédent, d'autres mécanismes peuvent influencer sur la concentration en polluants dans les RUTP à leur arrivée dans le milieu naturel ou l'ouvrage de traitement. Ces mécanismes interviennent dans la variabilité intra ou inter-événementielle des concentrations en polluants.

1.4.5.1. Phénomène de premier flot

La concentration en polluant à l'exutoire du réseau séparatif peut varier au cours d'un événement pluvieux. Longtemps controversée, le phénomène de premier flot ou effet « first flush » repose sur l'intuition que les premiers volumes d'eau ruisselés sur un bassin versant pendant un événement pluvieux contiennent la plus grande quantité de polluants (Gnecco et al., 2005). Les eaux pluviales drainent les polluants accumulés sur les toitures, routes et caniveaux pendant la période de temps sec précédente. Le phénomène de premier flot est donc dans un premier temps une notion qualitative et a donné lieu à de nombreux débats, chacun ayant une définition quantitative différente du phénomène. L'enjeu de cette définition est important car elle peut avoir des conséquences sur le dimensionnement des ouvrages de traitement des RUTP (ouvrage de stockage décantation par exemple).

De nombreuses définitions quantitatives et méthode de calculs du premier flot ont été proposées (EPA, 1993; FNDAE, 1988; Geiger, 1984; Gupta and Saul, 1996; Thornton and Saul, 1987) mais elles se révèlent insuffisantes pour décrire rigoureusement ce phénomène et aider au dimensionnement des ouvrages (méthodes basées sur la concentration en polluants et non sur la charge massique par exemple). En effet, une concentration élevée en début d'évènement pluvieux ne se traduit pas forcément par une masse de pollution élevée car les débits correspondant à ce pic de concentration sont souvent faibles (Gromaire, 1998). Il faut

donc une définition du premier flot permettant l'interception par l'ouvrage d'une grande fraction de la masse polluante dans une faible fraction de volume.

Le phénomène de premier flot a ensuite été redéfini par Bertrand-Krajewski et al. (1998) : ce phénomène est observé seulement si au moins 80% de la masse de polluant est transportée dans les premiers 30% de volume d'eau. Cette méthode s'appuie sur l'étude de courbes traçant la charge massique de polluants cumulée et adimensionnée en fonction des volumes de ruissellement cumulés et adimensionnés. Avec cette méthode, il a été mis en évidence que sur 197 événements pluvieux étudiés en France dans des réseaux séparatifs, seulement 1% était sujet au phénomène de premier flot. Cette définition est bien sûr dépendante du polluant considéré, du site étudié et de l'événement pluvieux, mais le phénomène de premier flot semble rare sur les réseaux séparatifs. Si l'on veut estimer les quantités de polluants contenue dans les RUTP d'un événement pluvieux, il faut donc prélever l'ensemble de l'événement pluvieux et non pas seulement le début.

1.4.5.2. Remobilisation de la pollution particulaire dans les réseaux

Le passage des eaux pluviales dans le réseau séparatif peut provoquer le dépôt d'une couche de particules dans les collecteurs. Lors de l'événement pluvieux suivant, un nouveau dépôt de la pollution particulaire ou alors l'érosion de la couche de dépôt déjà présente sera observable.

Le dépôt de la pollution particulaire est possible si la vitesse de l'eau dans la conduite est inférieure à la vitesse de sédimentation des particules. Cette vitesse de chute de la particule est donnée par la loi de Stokes (Stokes, 1851):

$$v_{chute} = \frac{(\rho_{particule} - \rho_{fluide}) \times g \times r^2}{4,5 \times \mu} \quad \text{ÉQUATION 1.4-1}$$

Avec ρ les masses volumiques de la particule et de l'eau (kg/m^3), g l'accélération de la pesanteur (m/s^2), r le rayon de la particule (m) et μ la viscosité de l'eau (kg/m/s).

La mobilisation des stocks de MES (et de la pollution particulaire associée) est un phénomène non négligeable : Hannouche (2012) a montré dans ces travaux de thèse que 45% des MES mesurés à l'exutoire de deux bassins versants provenaient de la mobilisation de stocks déjà présents dans le réseau d'assainissement unitaire.

1.4.6. Que retenir sur la qualité des RUTP ?

En France, les travaux de recherche concernant la qualité des RUTP sont nombreux. Le projet en cours le plus ancien date de 1994, ce qui permet une bonne compréhension générale des mécanismes intervenant dans la pollution des eaux pluviales.

L'évaluation de la qualité des RUTP repose sur la mesure de paramètres physico-chimiques et de l'analyse de concentrations en polluants et micropolluants. Les études évoquées ont balayé un large spectre de type de bassin versant (d'un à une centaine d'hectare, en zone urbaine, résidentielle, industrielle, etc.). Les eaux pluviales contiennent une pollution organique (MES, DBO5, COT, COD), une pollution azotée, des micropolluants organiques (11 HAP, alkylphénols, diuron) et métalliques (Figure 9). Les éléments traces métalliques sont retrouvés à des concentrations très variables ($Zn \gg Cu, Pb > Cr, Ni$). Certains pesticides retrouvés dans les eaux pluviales sont interdits d'utilisation depuis de nombreuses années. La pollution des eaux pluviales est majoritairement sur la fraction particulaire. Cependant, il est possible de trouver des résultats inverses selon l'occupation du bassin versant amont (résidentiel/routier).

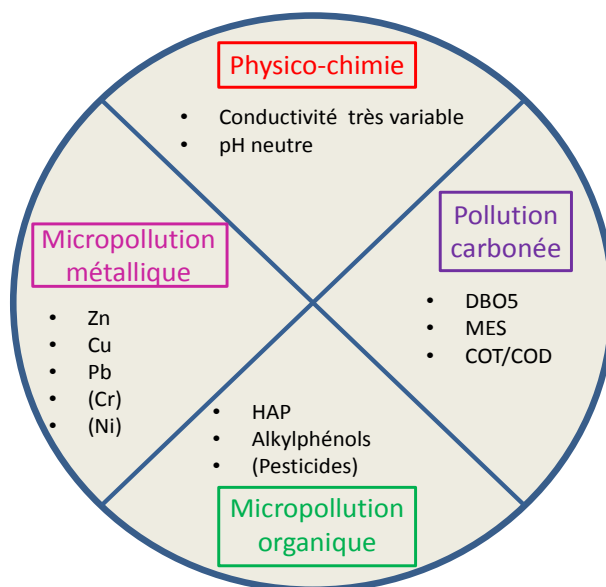


FIGURE 9: PARAMETRES DES EAUX PLUVIALES URBAINES A SURVEILLER

2. Dépollution des Rejets Urbains de Temps de Pluie par décantation et filtration

2.1. Ouvrages de gestion des eaux pluviales: description et utilité

Les techniques alternatives (TA) sont des ouvrages permettant de gérer les volumes d'eaux pluviales au niveau de la parcelle ou du sous bassin versant par stockage et éventuellement infiltration (Maigne, 2006). Elles sont apparues en France à partir des années 80 suite à la surcharge des réseaux unitaires en période de temps de pluie, causée par l'augmentation des surfaces d'imperméabilisation en zones urbaines (Chocat, 2008). Elles sont aussi appelées BMP (Best Management Practice) ou SUDS (Sustainable Urban Drainage System) dans la littérature.

Les TA permettent de maîtriser le ruissellement pluvial en lissant les débits arrivant au réseau d'assainissement ou en permettant l'infiltration directe des eaux pluviales. Elles limitent ainsi le risque de débordement et de rejets directs par temps de pluie. Les TA réduisent les impacts des RUTP sur le milieu naturel en stockant les eaux pluviales avant de les rejeter dans le milieu récepteur (rivière, lac, sol) à un débit permettant de ne pas détériorer ce milieu et en permettant de réaliser un traitement des eaux dans certains cas (Lefevre, 2016).

Il existe de nombreuses TA, et leur classification peut être réalisée de différentes manières. Nous choisissons ici de les classer par objectif : stocker ou traiter les eaux pluviales, bien que certains ouvrages soient conçus pour remplir ces deux fonctions. La synthèse bibliographique suivante s'appuie sur deux références : (Chocat et al., 2007) et (Bressy, 2010).

2.1.1. Ouvrages de stockage des eaux pluviales

2.1.1.1. *Stockage en matériaux poreux et filtration par le sol*

Une **chaussée à structure réservoir** est une couche de matériaux poreux surplombée d'un revêtement classique de chaussée. Les eaux y sont injectées de manière uniforme sur l'ensemble de la surface si le revêtement est poreux, sinon par l'intermédiaire d'avaloir.

Un **toit stockant** (Figure 10-a) stocke l'eau pluviale directement à sa surface ou alors dans un matériau poreux. Il permet de stocker provisoirement l'eau afin de la restituer progressivement au réseau pluvial ou à un dispositif d'infiltration.

Un **puit d'infiltration** est un dispositif permettant l'infiltration directe des eaux pluviales vers le sol. Sa profondeur est variable (d'un à une dizaine de mètres). Le puit d'infiltration est adapté à la situation suivante : la présence d'une zone peu perméable en surface, et l'infiltration d'eaux pluviales peu contaminées (au risque de polluer la nappe souterraine).

Une **tranchée drainante** est une tranchée où sont disposés des galets ou graviers, permettant ainsi d'augmenter la perméabilité du sol et de stocker de l'eau.

Une **structure alvéolaire** est un matériau synthétique avec un indice des vides important disposé sous les voies piétonnes, cyclables ou chez les particuliers et permettant de stocker de l'eau.

2.1.1.2. Bassins et cuves enterrés

Les **bassins et cuves enterrés** (Figure 10-b) sont les techniques alternatives les plus utilisées en milieu très urbanisé. En effet, ils n'occupent pas de surface au sol mais leur construction demande des travaux importants. Ils peuvent récupérer les eaux de ruissellement d'un bâtiment ou d'un quartier.

2.1.1.3. Fossés et noues

Les **fossés et noues** (Figure 10-c) stockent et/ou infiltrent les eaux pluviales avant de les restituer au réseau pluvial ou au milieu récepteur.

2.1.1.4. Bassins de rétention et bassins de stockage

Les **bassins de rétention** stockent les eaux pluviales dans un bassin artificiel en eau en permanence. Ils sont en général végétalisés grâce à la présence d'eau.

Les bassins de **stockage** (Figure 10-d) stockent les eaux pluviales et sont en eau uniquement par temps de pluie. En temps sec, ils sont vides et ont souvent un autre usage (terrain de sport, parking, etc.).



(a) Toit stockant



(b) Cuve enterrée



(c) Noue



(d) Bassin de stockage

FIGURE 10: OUVRAGE DE STOCKAGE DES EAUX PLUVIALES A NOISY-LE-GRAND (93) (BRESSY, 2010)

2.1.2. Ouvrages de traitement des eaux pluviales

2.1.2.1. Bassins de stockage-décantation extensifs

Les bassins de **stockage-décantation** extensifs (Figure 11-a) fonctionnent sur le même principe que les bassins de rétention ou de stockage (§2.1.1.4). La différence est qu'en plus de stocker les eaux pluviales, ces bassins assurent l'abattement de la pollution particulaire par décantation. Ils sont dimensionnés pour permettre un temps de séjour suffisamment long afin que les particules décantent pendant le stockage, et empêcher la remise en suspension de la pollution particulaire lors de la vidange du bassin. Après décantation, les eaux pluviales sont rejetées dans le réseau pluvial ou directement dans le milieu naturel. Ces bassins sont dits extensifs car une emprise au sol importante est nécessaire afin de permettre une bonne décantation des polluants particuliers.

2.1.2.2. Décanteurs lamellaires au fil de l'eau

Les **décanteurs lamellaires** sont des dispositifs permettant de multiplier la surface utile de décantation, pour un volume donné d'ouvrage, grâce à des lamelles superposées et inclinées. Ces dispositifs limitent la surface au sol des bassins de décantation. Il existe différents types de décanteurs lamellaires, selon la forme des lamelles et le sens de circulation de l'eau par rapport aux particules à décanter.

2.1.2.3. Ouvrages de traitement biologiques passifs

Les ouvrages de traitement biologiques passifs, tels que les **filtres plantés de roseaux** (Figure 11-b), **lagunes** et **bandes enherbées**, utilisent les capacités naturelles de traitement du soleil, du vent, du sol et des végétaux pour abattre la pollution des RUTP. Leur fonctionnement ne nécessite pas d'énergie (écoulement gravitaire) ou d'ajout de réactif (floculant dans les décanteurs lamellaires), il est proche d'un équilibre naturel.

D'autres ouvrages de traitement des eaux pluviales existent (séparateur hydrodynamique, séparateurs à hydrocarbures, écrans et filtres). Ils ne sont pas présentés ici.



(a) Bassin de stockage-décantation extensif (Bassin Django Reinhardt à Chassieu, Photo : OTHU)



(b) Filtre planté de roseaux en eau à Lamballe (22) (Photo : SINBIO)

FIGURE 11 : EXEMPLES DE TECHNIQUES ALTERNATIVES DE GESTION AVAL DES EAUX PLUVIALES

2.1.3. Que retenir sur les ouvrages de gestion des eaux pluviales ?

En milieu urbanisé, les techniques alternatives (TA) de gestion des eaux pluviales sont nécessaires afin de protéger le milieu naturel et de limiter la surcharge du réseau en temps de pluie.

Il existe de nombreuses TA différentes, chacune adaptée à un contexte particulier. Les TA peuvent être des systèmes de stockage (bassin de retenue, bassins de retenue-décantation), des techniques de réduction des flux à la source (noues, chaussées poreuses, toitures végétalisées) ou des filières extensives (bassins d'infiltration, filtres plantés de roseaux) (SEGTEUP, 2013).

Le choix d'une TA dépend de nombreux paramètres : l'emprise au sol disponible, le volume d'eaux pluviales à intercepter, les objectifs de traitement et le devenir des eaux stockées.

2.2. Mécanismes généraux de fonctionnement des ouvrages de gestion des eaux pluviales

Comme évoqué précédemment (§1.3), l'impact des RUTP sur le milieu naturel est hydraulique et physico-chimique. Les ouvrages de gestion des eaux pluviales ont pour fonction de limiter ces impacts en modifiant le comportement hydraulique des RUTP et en abattant leur pollution avant rejet dans le milieu naturel.

2.2.1. Comportement hydraulique

Les ouvrages de gestion des eaux pluviales ont pour fonction de réguler les flux d'eaux importants générés par les surfaces urbaines imperméabilisées avant leur rejet dans le milieu naturel. Ces ouvrages limitent l'impact hydraulique des RUTP (Bressy, 2010):

- Diminution des débits vers le milieu naturel. Les débits sont lissés en sortie des ouvrages (et les pics atténués). Les réseaux à l'aval sont moins surchargés et les inondations sont limitées ;
- Réduction des volumes d'eau rejetés. Les TA permettent d'augmenter les infiltrations dans le sol (augmentation de la perméabilité des surfaces), l'évapotranspiration (végétalisation des TA) et l'évaporation. De plus, en ralentissant les rejets vers l'aval, les TA favorisent les pertes par évaporation.

2.2.2. Mécanismes de dépollution

2.2.2.1. Cas général

Bien que construits dans un premier temps pour limiter l'impact hydraulique des RUTP, les ouvrages de gestion des eaux pluviales ont un impact sur leur pollution. S'ils sont conçus pour, ils permettent la décantation, l'adsorption, la biodégradation et dans une moindre mesure la phytoremédiation des polluants (Bressy, 2010).

La *décantation et la filtration mécanique* des particules polluantes sont les processus principaux de traitement des RUTP. En effet, la majorité des polluants (DCO, métaux, micropolluants organiques) est présente dans la phase particulaire (Chocat et al., 2007). La décantation des particules est possible si leur vitesse de chute est supérieure à la vitesse d'écoulement de l'eau. La vitesse de chute des particules dépend de leur taille et de leur masse volumique (loi de Stokes).

La *dégradation des substances organiques* permet de diminuer leur concentration (mais d'augmenter les concentrations en métabolites). Les substances organiques polyaromatiques peuvent être photolysées (dégradation par l'énergie solaire). Elles peuvent être aussi biodégradées par des micro-organismes en conditions aérobie ou anaérobie lors des processus de métabolisme.

La *phytoremédiation des micropolluants* est le passage des molécules sous forme dissoute dans les végétaux (une molécule avec un k_{ow} supérieur à 10^6 aura un potentiel fort de passage dans une plante). Dans les ouvrages de gestion des eaux pluviales, la

phytoremédiation est un phénomène mineur. (Schmitt, 2014) a montré que moins d'1% des métaux issus d'eaux pluviales (Cu, Pb, Zn, Cd, Cr, Co) transitant dans un filtre planté de roseaux étaient stockés dans les plantes. De plus, (Saulais, 2011) a démontré que moins de 3% du Zn d'un ouvrage d'infiltration était stocké dans les parties souterraines et aériennes de trois espèces végétales différentes. Pour autant, les plantes et leurs racines jouent un rôle primordial dans les processus de dépollution des eaux pluviales. En effet, la rhizosphère impacte la solubilité et la mobilité des micropolluants. Dans le sol, l'action racinaire modifie le pH (modification de la spéciation des métaux) et le potentiel redox en libérant le l'oxygène. De plus, les racines sont le support de micro-organismes susceptibles de sorber les micropolluants (Guittonny-Philippe et al., 2014).

Le devenir des polluants dans les ouvrages dépend essentiellement de leur spéciation, c'est-à-dire de leur forme dans le milieu (libre dissous, lié à la matière organique, complexé, sorbé ou précipité). Leur spéciation influence leur biodisponibilité et leur capacité à décanter ou à être filtré. Il existe des échanges entre ces formes et les différentes phases. Les molécules peuvent être *adsorbées* (liaison physico-chimique avec un substrat) par la matière organique (une molécule avec un K_{oc} supérieur à 10^6 aura un potentiel fort d'adsorption avec la matière organique). Elles peuvent aussi *précipiter*, mais ce phénomène est négligeable dans les ouvrages de gestion des eaux pluviales à cause de la faible concentration des molécules. Les molécules peuvent aussi se *volatiliser* dans l'atmosphère à condition que leur constante d'Henry soit supérieure à 10^2 Pa.m³/mol et que l'eau soit à surface libre (Bressy, 2010). L'ensemble de ces mécanismes est résumé dans la Table 28 et la Figure 12.

TABLE 28 : PROCESSUS D'ELIMINATION DES MICROPOLLUANTS DANS LES OUVRAGES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES ET LES PARAMETRES ASSOCIES (SEBASTIAN, 2013 D'APRES SCHOLES ET AL., 2005)

Processus	Mesures et unités
Direct	
Décantation	Vitesse de chute (m/s)
Adsorption à un substrat	Coefficient de partage K_d (L/g)
Dégradation microbiologique	Taux de biodégradation (temps de demi-vie)
Filtration	K_d (L/g) et solubilité (mg/l)
Volatilisation	Coefficient de Henry K_h (Pa.m ³ /mol)
Photolyse	Taux de photodégradation (temps de demi-vie)
Absorption par les plantes	Bioaccumulation (K_{ow})
Indirect	
Adsorption sur les solides en suspension	K_d (L/g)
Précipitation	Solubilité dans l'eau (mg/l)

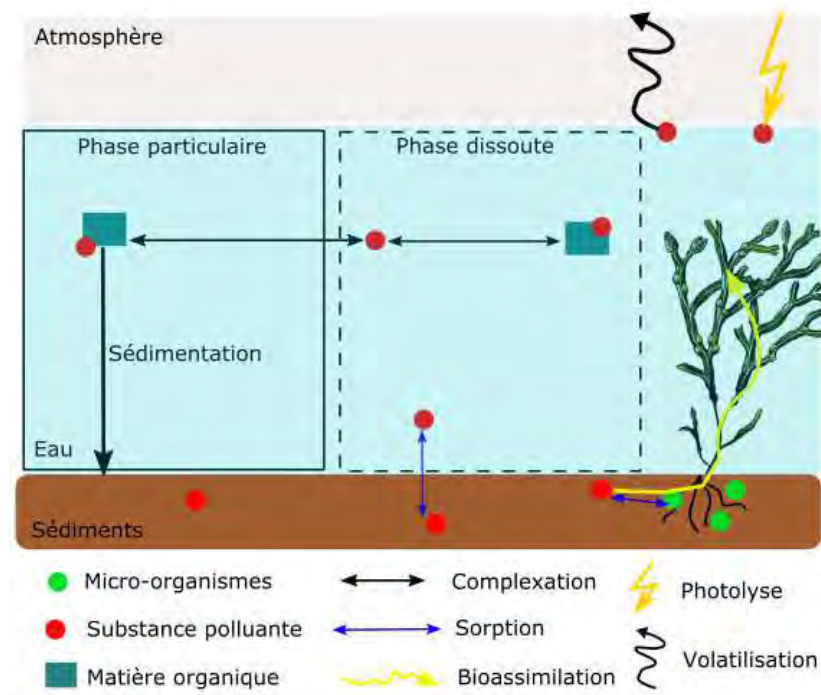


FIGURE 12: COMPORTEMENTS POTENTIELS D'UNE SUBSTANCE POLLUANTE DANS UN OUVRAGE DE GESTION DES EAUX PLUVIALES

2.2.2.2. Cas des métaux

2.2.2.2.1. Mécanismes généraux de rétention des métaux

Il existe de nombreux mécanismes permettant de capter les métaux contenus dans les eaux pluviales dans une mare de sédimentation ou dans un filtre planté de roseaux:

- La sédimentation (bassin de rétention) ;
- La précipitation ;
- L'adsorption sur le substrat ;
- La complexation sur la matière organique ;
- La bio-assimilation.

La prépondérance d'un mécanisme sur un autre dépend des conditions physico-chimiques du milieu, du temps de contact des métaux avec les surfaces réactives (dépendant du temps de séjour des eaux pluviales dans l'ouvrage) et de la conception et de l'entretien de l'ouvrage. En effet, les conditions physico-chimiques du milieu déterminent les réactions chimiques impliquant les métaux : la sorption/désorption des métaux est influencée par le pH et le potentiel redox de l'eau, le temps de séjour de l'eau permet la décantation des métaux particuliers et enfin le choix des espèces végétales et leur entretien facilitent ou non la bio-assimilation des métaux et leur complexation avec la matière organique. Toutes ces interactions ont été résumées par Guitttonny-Philippe et al. (2014) dans la Figure 13. Nous allons développer par la suite les mécanismes de rétention des métaux liés au substrat, aux plantes et à la matière organique dans le cas du filtre planté de roseaux.

Mécanismes de rétention liés au substrat

Contrairement aux autres polluants présents dans les eaux pluviales, la sorption des métaux par le substrat est un mécanisme très important pour leur rétention dans les ouvrages. La sorption est un terme général décrivant le passage d'un ion de la phase aqueuse à un solide. Le terme sorption est utilisé quand le mécanisme de rétention de l'ion métallique sur la phase solide est inconnu (Bradl, 2004). La sorption regroupe trois mécanismes : l'adsorption, la précipitation et l'absorption (Limousin et al., 2007). Ces mécanismes sont décrits dans le cas d'une argile :

- Adsorption par réaction de complexation entre le métal déshydraté et un groupe fonctionnel à la surface du solide (complexation en sphère interne, Figure 14-a) ;
- Adsorption par interaction électrostatique où le métal hydraté forme un complexe à une certaine distance de la surface du solide (complexation en sphère externe, Figure 14-a) ;
- Absorption par inclusion du métal au réseau cristallin du minéral par coprécipitation (Figure 14-b);
- Précipitation d'une nouvelle phase solide (Figure 14-c) .

La Figure 15 présente les différentes formes de métaux dans le sol et les mécanismes de fixation des métaux sur le substrat.

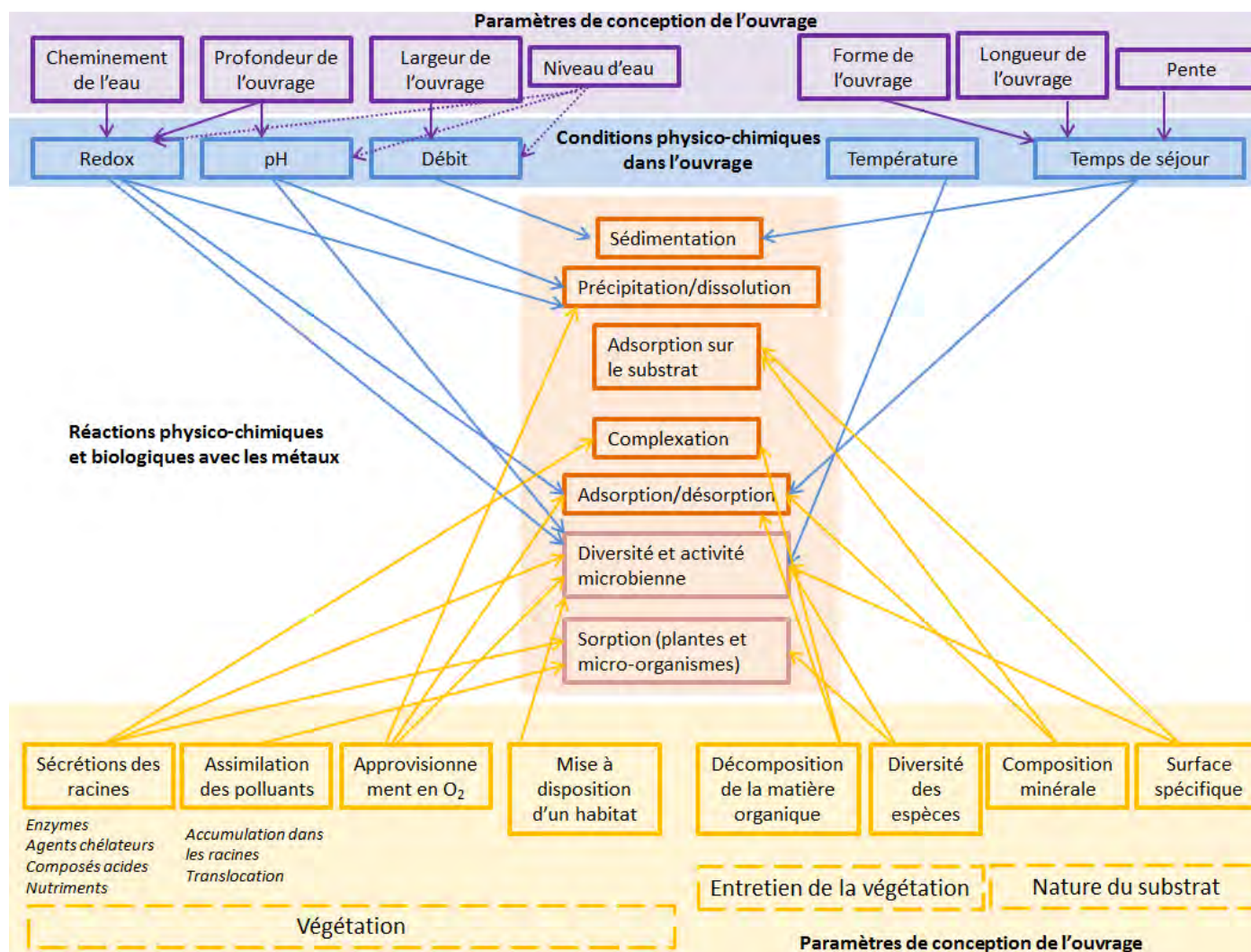


FIGURE 13: RELATIONS ENTRE LA CONCEPTION D'UNE MARE DE DECANTATION OU D'UN FILTRE PLANTE DE ROSEAUX ET LES REACTIONS BIOLOGIQUES ET PHYSICO-CHIMIQUES IMPLIQUANT LES METAUX (D'APRES GUITTONNY-PHILIPPE ET AL., 2014)

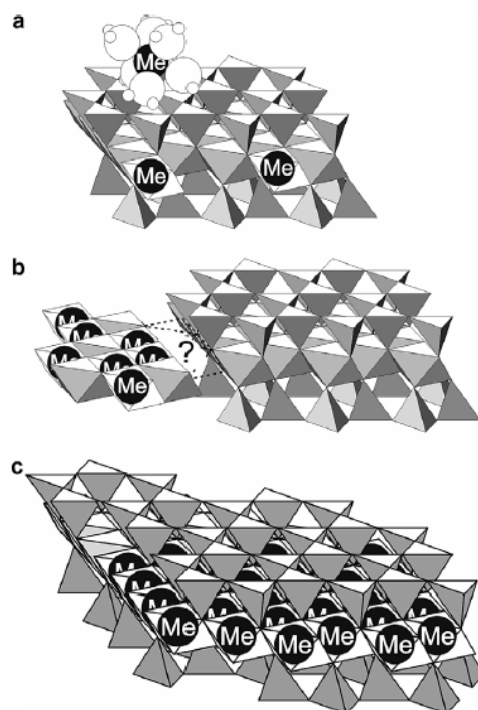


FIGURE 14: MECANISMES DE SORPTION DES METAUX (ME) SUR LES ARGILES (PAR A : ADSORPTION, B : ABSORPTION, C : PRECIPITATION, LIMOUSIN ET AL., 2007)

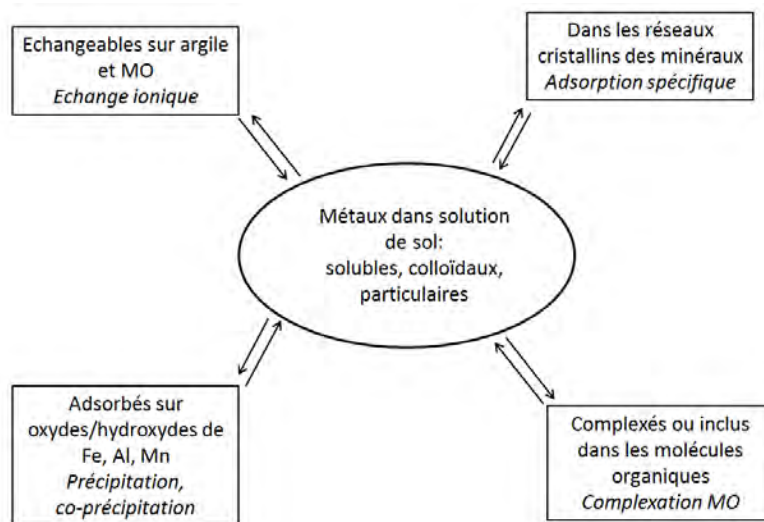


FIGURE 15: MECANISMES DE FIXATION DES METAUX DANS LES SOLS (DELMAS-GADRAS, 2000)

Dans les sols, les métaux sont adsorbés majoritairement par les colloïdes⁴ inorganiques tels que les argiles, les oxydes métalliques (MeO), les hydroxydes (MeOH_x), les carbonates métalliques (MeCaCO₃), les phosphates (PO₄), les matières organiques colloïdales, les algues et les bactéries (Heike B. Bradl, 2004). Les paramètres contrôlant l'adsorption d'un métal sont : le type de sol (détermine les minéraux présents), la spéciation du métal (formes

⁴ Colloïde : particule de taille très faible (nanomètre au micromètre), de grande stabilité et responsable notamment de la couleur et de la turbidité des eaux de surface (ex : oxyde, hydroxyde, argile, bactérie).

chimiques), la concentration du métal, le pH du sol et de l'eau, le temps de contact et la présence de ligands organiques ou inorganiques (matière organique, EDTA⁵, polyphosphates, etc.) L'adsorption est favorisée par un pH élevé dans le sol, en présence de teneurs en ligands faibles. Lorsqu'ils précipitent, les métaux peuvent former des oxydes, des hydroxydes, des carbonates, des sulfites ou des phosphates dans le sol. La précipitation des métaux à la surface des minéraux est fonction du pH et la quantité d'anions dans le sol. L'absorption des métaux est possible dans les argiles : ils sont fixés dans les espaces disponibles entre les feuillets. La désorption de ces métaux est possible uniquement en cas de totale dissolution du minéral.

La conception et le dimensionnement de l'ouvrage jouent ici un rôle primordial dans l'efficacité du traitement des métaux par le système de filtration. Les mécanismes de sorption dépendent :

- Du temps de contact entre le métal et le substrat, qui est fonction de la granulométrie du substrat (la granulométrie conditionne la vitesse d'écoulement de l'eau dans le filtre) ;
- De la surface spécifique du substrat (plus un grain est fin, plus la surface disponible pour l'adsorption est élevée), qui est aussi fonction de la granulométrie du substrat ;
- De la présence d'argiles et de minéraux susceptibles d'interagir avec les métaux, qui est fonction de la composition du substrat.

Le choix du substrat est donc un critère important pour l'efficacité du filtre. Sa composition conditionnera la réalisation de mécanismes de sorption et sa granulométrie permettra un temps de contact nécessaire à leur réalisation. Il ne faut pourtant pas choisir un substrat à granulométrie trop faible, car cela engendrera des risques de colmatage en surface du filtre. De plus, l'importance de la composition du substrat est vraie seulement en surface du filtre car il a été démontré que les métaux sont retenus dans les 20 premiers centimètres du filtre (Blecken et al., 2009).

Mécanismes de rétention liés à la matière organique

La matière organique (MO) présente dans les ouvrages de gestion des eaux pluviales est de nature très diverse, car ses origines sont multiples (eaux pluviales, biomasse vivante et morte, présente dans les matériaux de construction). La MO peut être dissoute, sous forme colloïdale ou particulaire. Selon sa forme, la MO a une affinité différente pour les métaux. Sous forme dissoute ou colloïdale, elle favorise le maintien en solution des métaux. Sous forme particulaire, elle a tendance à précipiter avec les métaux ou les composants du sol et

⁵ EDTA : Ethylène Diamine Tétra-Acétique, ligand toxique à fort pouvoir chélatant formant des complexes métalliques très stables. L'EDTA est utilisé dans les processus de nombreuses industries (papier, photographie, lessives) et est faiblement biodégradable, d'où sa présence dans les milieux naturels.

ainsi à limiter la quantité de métaux en solution mobiles (Buzier, 2014; Caner-Chabran, 2015).

Mécanismes de rétention liés aux plantes et aux micro-organismes

Les plantes et leurs racines jouent un rôle important dans le traitement des métaux dans les ouvrages de gestion des eaux pluviales. En effet, les racines des plantes libèrent de l'oxygène dissous dans le sol, modifiant ainsi la spéciation des métaux (et donc leur mobilité). De plus, il existe de nombreuses interactions entre les métaux présents dans les sols et la rhizosphère (composée du système racinaire et des micro-organismes associés). La Figure 16 représente ces différentes interactions. Le métal (en orange) peut être adsorbé à la surface des racines de la plante (1) ou par la matière organique (en marron) en décomposition (2). Il peut aussi être solubilisé (3) ou précipité (4) sous l'action des sécrétions racinaires (en vert). Le métal solubilisé peut être absorbé par les racines, y être stocké ou être transporté vers les parties aériennes de la plante. Le système racinaire abrite une population de micro-organismes, essentielle à la vie de la plante. Le métal peut interagir avec ces micro-organismes : il peut être adsorbé à leur surface ou y être absorbé. De plus, les micro-organismes sont susceptibles de modifier la spéciation du métal et ainsi sa biodisponibilité (Guittonny-Philippe et al., 2014).

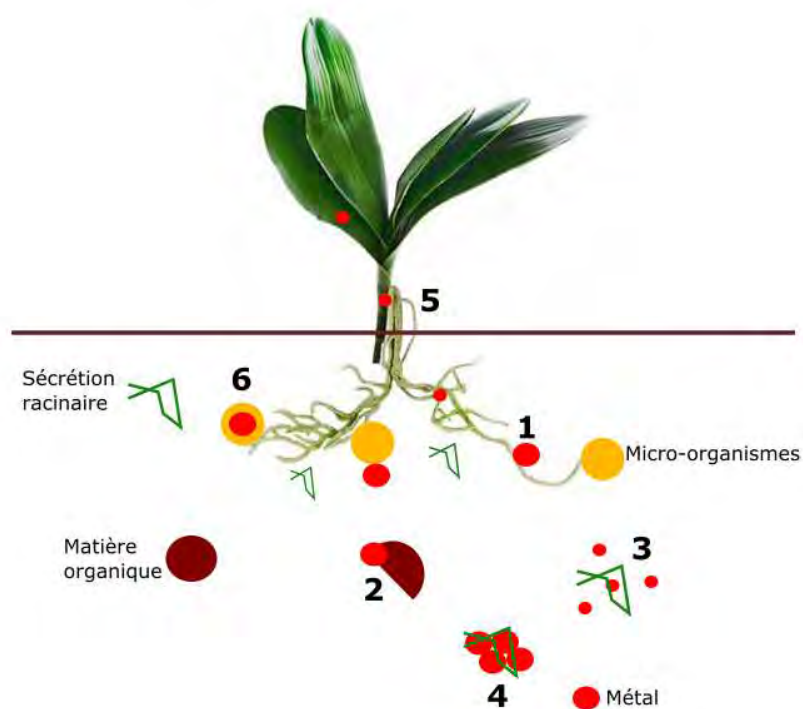


FIGURE 16 : INTERACTIONS ENTRE LES METAUX ET LA PLANTE (D'APRES GUITTONNY-PHILIPPE ET AL., 2014)

2.2.3. Que retenir des mécanismes de dépollution des ouvrages de gestion des eaux pluviales ?

Les polluants véhiculés par les eaux pluviales sont traités par différents mécanismes dans les ouvrages de gestion des eaux pluviales. Ils peuvent être décanté ou filtré mécaniquement (bassins de décantation ou d'infiltration), dégradé (molécules organiques), bioassimilé (micro-organismes, végétaux), volatilisé ou sorbé (métaux).

Ces mécanismes sont déterminés par la conception de l'ouvrage (dimensions, infiltration, végétation) et par les caractéristiques du polluant (Koc, Kow, solubilité).

La spéciation du polluant est déterminante pour son devenir dans l'ouvrage de traitement. Par exemple, les métaux en solution ou absorbés par les argiles sont très mobiles à mobiles alors que les métaux liés aux carbonates sont très peu mobiles. Chaque métal présente une spéciation différente et les schémas de spéciation sont spécifiques à la matrice étudiée. Connaître la spéciation des métaux permet d'appréhender les risques de relargage dans les ouvrages lors de changements physico-chimiques (augmentation de la concentration en sels, diminution du pH, changement du potentiel rédox).

Les métaux sont retrouvés en concentrations importantes dans les eaux pluviales et dans les ouvrages. La détermination de leur spéciation dans un ouvrage pourra permettre d'améliorer sa gestion en anticipant les périodes de risques de relargage dans le milieu naturel.

2.3. Bassin de dépollution

2.3.1. Classification

Les bassins de dépollution sont des ouvrages connectés au réseau séparatif pluvial. Ils stockent et traitent les eaux pluviales par décantation et/ou filtration avant de les restituer au milieu naturel.

Il existe plusieurs types de bassins de dépollution des eaux pluviales :

- les bassins secs, alimentés en eau seulement lors d'évènements pluvieux ;
- les bassins en eau, avec un volume permanent en eau renouvelé lors du déversement d'eaux de ruissellement ;
- les bassins étanches empêchant l'infiltration des eaux pendant leur stockage ;
- les bassins d'infiltration restituant les eaux pluviales à la nappe souterraine.

Leur volume spécifique varie selon la taille du bassin versant et donc du volume d'eau de ruissellement à stocker (de la dizaine au millier de m³). La taille des bassins varie aussi selon leur emplacement : ils sont de faible dimension à la source du ruissellement et de dimension plus importante à l'exutoire du réseau pluvial. Ils peuvent assurer seul le stockage et le traitement des eaux pluviales (Le Coustumer, 2008; Sebastian, 2013) ou fonctionner en association avec un autre ouvrage de traitement, comme par exemple un filtre planté de roseau (Schmitt, 2014).

2.3.2. Fonctionnement

Nous nous intéressons ici seulement aux bassins étanches et en eau. Les problématiques liées à la nature du substrat d'infiltration ne seront donc pas évoquées.

Les bassins de stockage sont dimensionnés pour stocker un volume d'eau donné et lui assurer un temps de séjour suffisamment important pour permettre la décantation de la pollution particulaire. Le comportement des particules est soumis à trois phénomènes dans les bassins de décantation (Sebastian, 2013) :

- Le transport des MES par advection (mouvement des particules avec le fluide), dispersion (mélange et homogénéisation des concentrations des particules dans la colonne d'eau) et sédimentation ;
- L'agglomération ou la désaggrégation des particules (mise en jeu du mouvement brownien et du cisaillement du fluide) ;
- La remise en suspension des particules.

2.3.3. Performances

Sebastian (2013) a recensé les efficacités événementielles des bassins de rétention de 9 études. Pour les MES, les efficacités varient entre 42 et 91 %. Pour les ETM, les efficacités varient en fonction du métal et de la géométrie de l'ouvrage. Les ETM étant majoritairement sur la phase particulaire, les efficacités événementielles peuvent atteindre 95% pour le Cd, le

Pb, le Zn et le Cu. Les données concernant les substances organiques sont plus rares, et les études portant sur l'abattement de ces substances montrent que les efficacités sont très variables. (<0 à plus de 80% d'efficacité événementielle pour les HAP). Les valeurs négatives s'expliquent par une remise en suspension des MES accumulées au fond des ouvrages.

Les performances de décantation dépendent de nombreux facteurs : les caractéristiques des particules polluantes (fonction des caractéristiques du bassin versant et de la pluie), le fonctionnement de l'ouvrage qui dépend de sa conception (Bressy, 2010), des concentrations en entrée (plus les concentrations sont élevées et plus la performance de l'ouvrage sera bonne) mais aussi de la saison. En effet, Semadeni-Davies (2006) a démontré que les performances des bassins de rétention étaient différentes en été et en hiver. Elles sont plus faibles en hiver à cause des effets combinés des faibles températures de l'eau, du gel des bassins et du sel utilisé pour le déneigement des surfaces urbaines.

2.4. Filtres plantés de roseaux verticaux sub-surfaciques

Les filtres plantés de roseaux (FPR) sont utilisés depuis les années 90 pour le traitement des eaux usées. Depuis quelques années, leur utilisation est étendue aux eaux pluviales dans le cadre de déversoirs d'orage (mélange d'eaux usées et pluviales) et de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales (eaux pluviales strictes, à la source de l'émission des eaux pluviales ou à l'exutoire du réseau séparatif pluvial).

Les informations concernant les filtres plantés de roseaux sont issues du guide technique du projet Systèmes Extensifs pour la Gestion et le Traitement des Eaux Urbaines de temps de Pluie » (SEGTEUP, 2013).

2.4.1. Classification et fonctionnement

2.4.1.1. Définition et classification

Les FPR sont des ouvrages d'épuration des eaux constitués de graviers ou de sable de granulométrie différentes. Ils sont plantés de macrophytes à leur surface. Leurs fonctions sont hydraulique (atténuer les pics de débit en stockant les eaux pluviales) et physico-chimique (assurer la filtration et un temps de contact suffisant pour obtenir un bon abattement de la pollution des eaux pluviales).

Les FPR sont à écoulement horizontal ou vertical. Dans le cas d'un FPR à écoulement vertical, l'eau est répartie uniformément à la surface du filtre et s'écoule verticalement à travers une succession de couches de matériaux à granulométrie croissante (Figure 17). Le filtre est un milieu variablement saturé et aéré passivement grâce à des puits d'aération réparti sur l'ensemble du filtre.

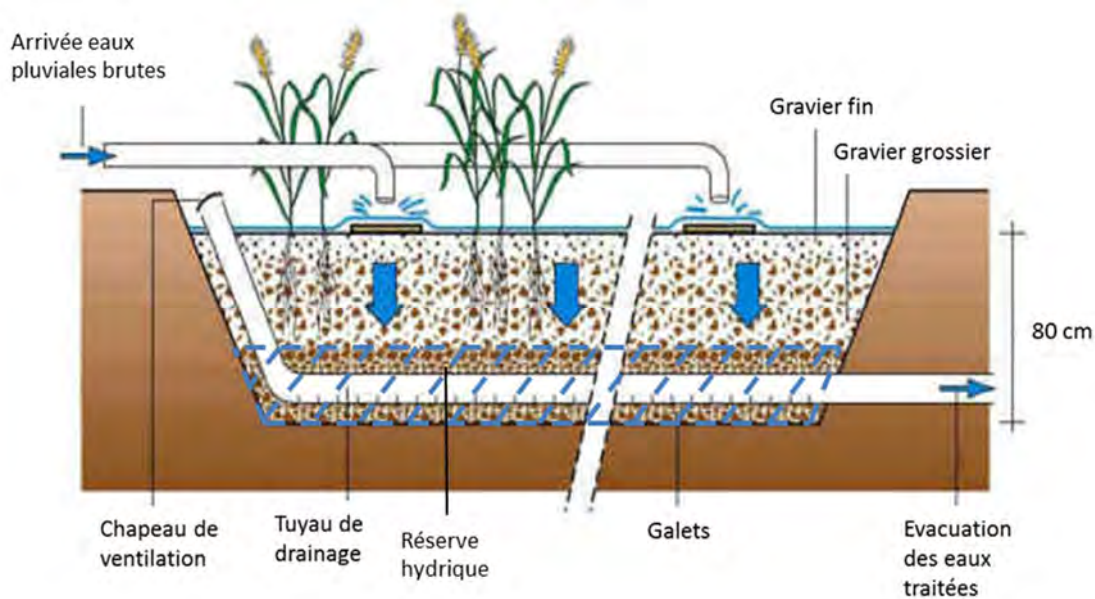


FIGURE 17: PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT D'UN FILTRE PLANTE DE ROSEAUX A ECOULEMENT VERTICAL DANS LE CONTEXTE PLUVIAL (D'APRES GRISON, 1999)

2.4.1.2. *Hydraulique*

L'écoulement dans le filtre est gravitaire. Il dépend de ses caractéristiques (liées aux matériaux utilisés et à la conception de l'ouvrage) qui sont : la perméabilité du milieu, le débit de régulation de drainage et la présence d'une réserve d'eau au fond du filtre. L'historique de fonctionnement du filtre influe aussi sur les écoulements (état de saturation, colmatage, rhizosphère). Enfin, l'hydraulique du filtre dépend des caractéristiques de la pluie en entrée et du réseau (intensité de la pluie, débit en entrée du filtre).

Plusieurs phases hydrauliques ont lieu lors du déversement du volume d'eau pluviale dans le filtre (SEGTEUP, 2013) :

1. Phase de saturation progressive du fond du filtre. La vitesse de saturation dépend de l'état initial du filtre et de la dynamique de l'épisode pluvieux. De plus, la répartition du volume d'eau à la surface du filtre n'est pas homogène et les racines de la végétation à la surface du filtre peuvent créer des passages préférentiels ;
2. Phase de saturation complète et de flacage à la surface du filtre (stockage d'eau). La durée de cette phase impacte la teneur en oxygène dissous dans le filtre et est fonction du débit de drainage ;
3. Phase de désaturation et de réoxygénation du filtre. La durée de cette phase dépend du débit de drainage dans un premier temps puis des forces capillaires ;
4. Phase sèche avec un mouvement ascendant de l'eau par capillarité causé par l'évapotranspiration des roseaux.

2.4.1.3. Rôle des roseaux

Les roseaux plantés dans les filtres sont majoritairement des *Phragmites australis* en Europe et des *Typha latifolia* aux Etats-Unis. Bien qu'ils utilisent des nutriments pour leur développement et qu'ils fixent des métaux dans leur rhizosphère, les concentrations retrouvées dans les roseaux sont négligeables par rapport aux charges apportées (Schmitt, 2014). Leur rôle dans les FPR n'est donc pas la phytoremédiation. Leur action principale dans le filtre est mécanique : le développement de leurs rhizomes dans la surface du filtre permet d'assurer sa perméabilité, de développer des chemins préférentiels pour l'écoulement de l'eau, d'aider à l'oxygénation du milieu en temps sec et enfin d'être le support d'une population bactérienne retenant les polluants métalliques et dégradants certains polluants organiques.

2.4.1.4. Processus de traitement

Dans les FPR, les polluants particuliers sont traités par filtration mécanique alors que les polluants dissous sont sorbés par le substrat (composé de minéraux, de matière organique et de micro-organismes) ou bio-assimilés par les plantes et les micro-organismes reliés aux racines. Par exemple, la matière organique dissoute est dégradée par la biomasse bactérienne fixée sur le support filtrant et les racines des roseaux. La prépondérance d'un mécanisme sur l'autre dépend des caractéristiques physico-chimiques du polluant. Les polluants avec un $\log K_{ow}$ élevé seront bioaccumulés dans les plantes du filtre (alkylphénols) alors que ceux avec un $\log K_{oc}$ élevé se lieront de préférence au substrat du filtre (HAP) (INERIS, 2005a).

Le traitement de l'azote organique nécessite une alternance des conditions en aérobie pour la nitrification et des conditions en anoxie pour la dénitrification. L'azote organique est apporté dans le filtre lors de l'alimentation en eaux pluviales : le filtre peut alors être saturé et le milieu désoxygéné. La nitrification de l'azote ammoniacal n'est donc pas possible durant la période de saturation du filtre. Afin de remédier à ce problème, de la zéolite (minéral microporeux) est en général mélangée avec le sable du filtre lors de sa construction. La zéolite absorbe l'azote ammoniacal pendant la phase d'alimentation du filtre et le stocke en attendant la période de temps sec, où le filtre sera oxygéné (par convection et diffusion de l'oxygène).

2.4.2. Performances

Il existe peu de données concernant les performances des filtres plantés de roseaux verticaux dans le cadre des eaux pluviales strictes. (Schmitt, 2014) a étudié en France un filtre planté de roseaux vertical précédé d'une mare de décantation, traitant des eaux pluviales strictes issues d'un bassin versant résidentiel. Les rendements observés sur la filière sont compris entre 60 et 99% pour tous les paramètres étudiés (Table 29). Terzakis et al. (2008) ont étudié deux filtres plantés de roseaux verticaux en Grèce traitant des eaux pluviales strictes issues d'une autoroute. La première filière (filtre 1) est dimensionnée pour un temps de séjour de 12h et la seconde (filtre 2) pour un temps de séjour de 24h. Les

performances des deux filtres sont très bonnes pour tous les paramètres (>40%), excepté pour les Cr, Ni et Pb.

Les performances des filtres devraient intuitivement dépendre du temps de contact des eaux pluviales avec le substrat du filtre, afin de favoriser les interactions entre les polluants et le substrat. Pourtant, l'étude de Terzakis a montré qu'il n'existait pas de différence statistiquement significative pour les performances de traitement entre un temps de séjour de 12h et un temps de séjour de 24h.

TABLE 29 : RENDEMENTS DE DEUX FILIERES DE FILTRES PLANTES DE ROSEAUX TRAITANT DES EAUX PLUVIALES STRICTES (SCHMITT, 2014; TERZAKIS ET AL., 2008)

	Terzakis, 2008 - Filtre 1	Terzakis, 2008 - Filtre 2	Schmitt, 2014
DCO	40 %	44,5 %	-
MES	85 %	88,5 %	-
N	43,5 %	46,5 %	74 %
NH4	-	-	73 %
NO2	-	-	64 %
NO3	46 %	52,5 %	84 %
P	53,5 %	59,5 %	92 %
Cu	33 %	39 %	87 %
Cr	-	-	88 %
Ni	20 %	14,5 %	-
Pb	25 %	42 %	91 %
Zn	50 %	61 %	99 %
HAP (16)	49 %	58 %	-

2.5. Que retenir du fonctionnement des bassins de décantation et des filtres plantés de roseaux ?

Les bassins de stockage des eaux pluviales existent sous différentes formes : bassin de retenue, bassin de retenue et d'infiltration et bassin de décantation. Les performances de ces ouvrages dans le contexte pluviale sont très variables à cause des risques de remis en suspension des sédiments stockés au fond.

Les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical filtrent mécaniquement les polluants particuliers et sorbent les polluants dissous. Les performances des FPR sont très bonnes pour la majorité des polluants.

2.6. Vieillessement des filières de traitement rustique

2.6.1. Accumulation de sédiments dans les ouvrages

Les ouvrages de gestion des eaux pluviales sont sujets à l'accumulation des sédiments. C'est l'objectif des bassins ou des mares de décantation : ils sont dimensionnés pour retenir la pollution particulaire, qui sédimente au fond de l'ouvrage. Au cours des années d'utilisation, une couche de sédiments se forme, alimentée par les déversements successifs de RUTP et par la biomasse en décomposition (végétaux, algues, micro-organismes). Sa vitesse de formation dépend des apports en sédiments liés au bassin versant, de la nature des particules, de la configuration de l'ouvrage de stockage et son hydrodynamique (Sebastian, 2013). Bien que les sédiments au fond du bassin participent au traitement des eaux pluviales (complexation des métaux avec la matière organique dans les sédiments par exemple), l'augmentation de leur volume peut poser problème pour le bon fonctionnement de l'ouvrage. En effet, l'augmentation du volume de sédiments implique la diminution du volume utile de stockage pour l'eau. Dans les ouvrages à grande surface, la répartition des sédiments peut être hétérogène, selon l'hydraulique.

Les ouvrages de filtration stockent aussi des volumes de sédiments à leur surface. En filtrant la pollution particulaire, l'ouvrage retient à sa surface les sédiments à granulométrie supérieure à celle du substrat. Comme pour les ouvrages de décantation, cette couche de sédiment intervient dans l'efficacité de l'ouvrage car elle contient de la MO. Mais le risque dans le cas des ouvrages de filtration est le colmatage : une épaisseur trop importante de sédiment à la surface peut empêcher l'infiltration des eaux pluviales. Le colmatage sera abordé plus précisément par la suite (§2.6.3).

L'évaluation de l'épaisseur de sédiments au fond des ouvrages d'infiltration permet d'évaluer les risques de colmatage. Le Coustumer (2008) a estimé que le taux d'accumulation moyen annuel à la surface d'un ouvrage d'infiltration des eaux de ruissellement en France est compris entre 1 et 3,5mm. Färm (2001) a étudié les sédiments d'un bassin de retenue en Suède récoltant les eaux pluviales d'un bassin versant autoroutier. Après 18 mois de fonctionnement, le bassin a accumulé une épaisseur de 5 à 8 cm de sédiments en entrée et 1,5cm en sortie. En entrée, l'épaisseur de sédiments a donc augmenté en moyenne de 0,4cm/mois. En 20 ans, le bassin aura potentiellement accumulé 1 mètre de sédiments.

Au regard du nombre d'ouvrages de gestion des eaux pluviales existant, peu d'études existent sur l'évaluation des volumes de sédiments stockés. La quantification précise des volumes de sédiments présents dans les ouvrages est difficile à obtenir. En effet, la plupart des ouvrages sont en eau, ce qui rend l'estimation des volumes compliquée (Ruban et al., 2003). De plus, les ouvrages sont gérés par des gestionnaires très divers (directions départementales de l'équipement, collectivités locales, sociétés d'autoroutes, etc.). Néanmoins, une estimation des volumes de sédiments produits par les ouvrages a été

réalisée par Ruban et al. (2003). A l'échelle nationale, 39 745m³ de sédiments sont produits par les bassins de routes nationales et 55 000 m³ par les bassins autoroutiers en un an.

Ce stockage important de sédiments dans les ouvrages implique un entretien par curage, et une gestion des boues récoltées. Les boues ne font pas l'objet de réglementation spécifique. Elles peuvent être revalorisées, par exemple en remblai, ou stockées en déchetterie. Selon leurs caractéristiques, les boues peuvent être utilisées comme remblai routier, remblai de canalisation ou pour le remodelage de terrain (Hébrard-Labit, 2014). Si les concentrations en polluants sont trop élevées, les produits de curage ne peuvent pas être valorisés. Ils sont alors considérés comme déchets ultimes et peuvent être stockés dans les déchetteries, si leur siccité est inférieure à 30% (RF, 2002). Les boues de curage sont en général assimilées aux déchets de catégories D qui comprennent « les boues et matières de curage et de dragage des cours d'eau et des bassins fortement évolutifs, lorsqu'elles ne présentent pas de caractère spécial ».

2.6.2. Accumulation de micropolluants

Nous avons vu dans le paragraphe précédent que les ouvrages de gestion des eaux pluviales stockaient des volumes importants de sédiments. Ces sédiments contiennent des micropolluants, fixés sur les MES ou la MO par exemple. Parmi ces polluants, les métaux et les HAP sont ceux retrouvés en plus grande quantité.

Le Coustumer (2008) a étudié l'évolution des masses de métaux dans les sédiments du bassin d'infiltration « Django Rheinhardt » à Lyon. Ce bassin draine un bassin versant industriel et est précédé d'un bassin de décantation. L'évaluation des masses de Cu, Pb et Zn a été réalisée pendant 2 ans : en 2005 (soit après 20 ans de fonctionnement du bassin), en 2006 et en 2007 (Figure 18). En deux ans, Le Coustumer a observé une augmentation de 50% de la masse de Cu, 70% de la masse de Pb et 30% de la masse de Zn. En 2007, les quantités de métaux varient entre 50kg (Cu) et 300kg (Zn). Les quantités de métaux stockées par les ouvrages d'infiltration sont donc très importantes, bien que ce ne soit pas leur fonction première (ce stockage devrait être assuré par le bassin de décantation à l'amont).

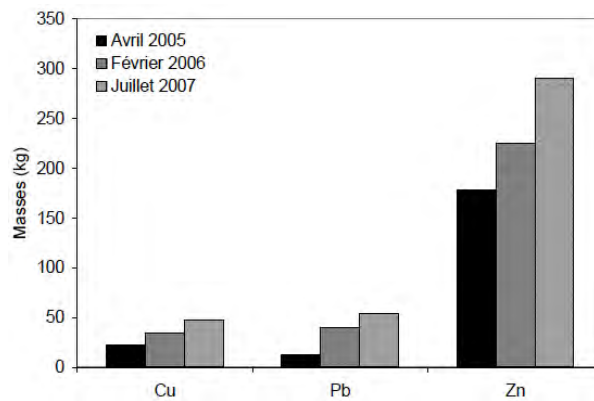


FIGURE 18 : EVOLUTION DES MASSES DE METAUX DANS LA COUCHE SUPERIEURE D'UN BASSIN D'INFILTRATION (LE COUSTUMER, 2008)

Les micropolluants sont stockés à la surface de l'ouvrage de filtration. (Datry et al., 2003) et (Dechesne et al., 2004a) ont montré que les métaux et les HAP étaient stockés majoritairement dans les 30 premiers centimètres du substrat dans des ouvrages en fonctionnement depuis respectivement 30 et 14 ans.

La Figure 19 présente les résultats de Deschenes pour le zinc, le plomb et les hydrocarbures dans différentes zones de l'ouvrage. Les teneurs en micropolluants sont très variables selon les points de prélèvements (pour le zinc, 250mg/kg au point 1 et 1800mg/kg au point 7). De plus, pour la majorité des points de prélèvements, les teneurs en micropolluants sont les plus importantes dans les 30 premiers centimètres de filtre. Ceci signifie que les ouvrages stockent des grandes quantités de micropolluants, dans des zones localisées et à leur surface.

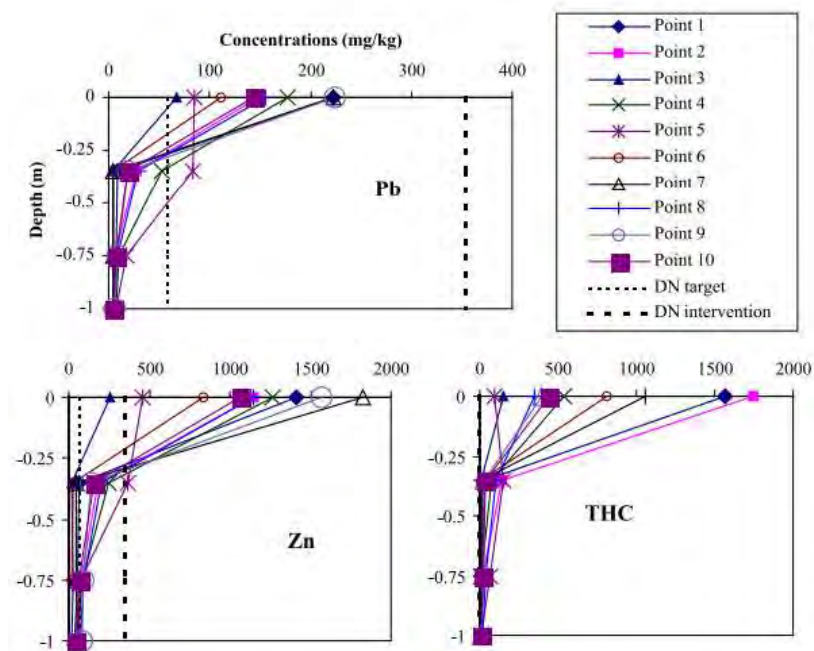


FIGURE 19: PROFILS DE CONCENTRATION DU ZINC, DU PLOMB ET DES HYDROCARBURES (THC) DANS LE SOL D'UN BASSIN D'INFILTRATION DES EAUX PLUVIALES (DECHESNE ET AL., 2004)

D'après Chebbo et al. (1995), cette accumulation de micropolluant en surface des ouvrages de filtration s'explique par la taille des sédiments dans le contexte pluvial. 80% des particules sédimentaires pluviales ont un diamètre inférieur à 100µm et ces 80% contiennent 70 à 80% de la micropollution. Les polluants sont fixés aux particules les plus fines, qui sont filtrées par les premiers centimètres des filtres.

2.6.3. Colmatage des dispositifs d'infiltration

2.6.3.1. Définition du colmatage

Le colmatage correspond à une diminution de la conductivité hydraulique ou de la porosité d'un sol (Le Coustumer, 2008). Dans les ouvrages d'infiltration, le processus de colmatage diffère selon la nature de l'ouvrage, sa conception, la qualité des eaux pluviales, le type de substrat du filtre et des conditions de sollicitation du système (Gonzalez-Merchan, 2012).

2.6.3.2. Différents types de colmatage

La diminution de la conductivité hydraulique d'un ouvrage d'infiltration peut être causée par différents types de colmatage (Gonzalez-Merchan, 2012; Le Coustumer, 2008) :

- Colmatage physique (ou mécanique): les dépôts de particules en surface et dans les interstices du milieu poreux créent un matelas colmaté sur la surface du filtre. En effet, les particules au plus grand diamètre s'accumulent à la surface du substrat ou dans les premiers centimètres de sol. Cette accumulation dépend de la concentration en sédiments des eaux pluviales et de la granulométrie des sédiments et du substrat.

- Colmatage biologique : il est lié à l'accumulation de matière organique dégradée ou vivante dans le milieu poreux et au développement de micro-organismes dans le sol, causé par cet apport en matière organique. La production de biomasse dépend de la concentration en matière organique des eaux pluviales, des variations des conditions d'humidité du sol ainsi que les conditions climatiques (température, ensoleillement).
- Colmatage chimique : il se produit dans le milieu poreux et est le résultat de la précipitation de carbonate de calcium (CaCO_3) et de la dissolution de minéraux qui peuvent altérer significativement la porosité et la perméabilité du sol.
- Colmatage lié à des raisons diverses : compactage du sol et développement de certaines plantes.

2.6.3.3. Facteurs influençant le colmatage

Le colmatage est favorisé par les facteurs suivants :

- La nature du substrat filtrant (granulométrie, porosité) ;
- Le volume d'eau transitant dans le filtre ;
- La charge en MES et la taille des particules dans ce volume d'eau ;
- La charge de MO apportée par l'eau et l'importance de la biomasse en surface du filtre (plantes, développement de micro-organismes) ;
- L'alternance entre période de temps sec et de temps de pluie : les périodes de temps sec permettent au système de restaurer en partie sa conductivité initiale en diminuant l'activité bactérienne en surface du filtre ;
- La température : la MO est dégradée rapidement avec des températures élevées, mais la biomasse se forme plus rapidement.

2.6.3.4. Rôle de la végétation

La végétation est essentielle au maintien de la conductivité hydraulique dans les ouvrages d'infiltration. D'après une synthèse bibliographique de Le Coustumer (2008), les sols végétalisés ont une conductivité hydraulique supérieure à un sol nu. Les racines des plantes créent des chemins préférentiels d'écoulement dans le substrat filtrant. Pendant l'établissement des racines, la conductivité du milieu diminue car les racines remplissent les macropores, qui se récréent quand elles meurent. Ce phénomène dépend du type de plante : les espèces à racines fines diminuent la conductivité hydraulique du sol car elles créent un tapis épais à la surface et remplit l'espace poral en créant de la matière organique. Les racines plus grosses poussent plus profondément dans le sol et créent des canaux où l'eau pourra s'écouler en profondeur.

2.6.3.5. Avènement du colmatage dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales

Le colmatage des systèmes d'infiltration des eaux pluviales (bassin d'infiltration, noue végétalisée, filtre planté de roseaux) est un enjeu pour leur bon fonctionnement. En effet, certains bassins d'infiltration permettent de recharger des nappes phréatiques. De plus, les systèmes filtrant permettent de traiter les eaux pluviales. Le bon écoulement des eaux

pluviales est donc nécessaire. Certains systèmes d'infiltration sont en fonctionnement depuis des dizaines d'années, et au vu des charges de sédiments transitant par ces ouvrages, les risques de colmatage sont réels.

2.6.3.5.1. Méthodes de mesure du colmatage

L'évaluation du colmatage *in situ* peut être réalisée en surface de l'ouvrage à l'aide d'infiltromètres à anneau simple (Reynolds and Elrick, 1990) ou à anneau double (Bois et al., 2015a). L'infiltromètre à anneau simple ou double est enfoncé dans le sol, mis à nu sans déstructurer le milieu poreux et le système racinaire, à une profondeur faible (5 à 10cm, selon le système). Les anneaux sont mis en eau, et le débit d'infiltration est quantifié par mesure de la diminution de la hauteur d'eau et chronométrage simultané. La vitesse d'infiltration mesurée peut être comparée à la vitesse d'infiltration initiale de l'ouvrage, si elle a été évaluée en début de fonctionnement. Il est aussi possible de mesurer le colmatage en profondeur du système d'infiltration par la méthode de Daniel (1989) inspirée du principe de la lysimétrie. Nous ne développerons pas ce point car ce sont seulement les premiers centimètres du substrat filtrant qui déterminent la capacité d'infiltration de l'ouvrage dans le contexte pluvial. Ces méthodes nécessitent que l'ouvrage soit à sec et de pouvoir mettre à nu le sol à plusieurs endroits sur une surface de l'ordre du m².

L'évaluation du colmatage peut aussi être réalisée en laboratoire à l'aide du test de Grant, utilisé majoritairement dans le contexte des eaux usées (Bois et al., 2015a; Cooper et al., 1996; LIENARD et al., 2000). Ce test permet de déterminer la vitesse d'infiltration du sol (après prélèvement sur site) à l'aide d'une colonne d'infiltration. Néanmoins, cette méthode est plus invasive que les méthodes *in situ* (destruction du substrat pour le prélèvement).

2.6.3.5.2. Colmatage des ouvrages de filtration

Le colmatage des FPR traitant les eaux pluviales est un sujet très peu étudié, nous n'avons d'ailleurs pas trouvé d'études *in situ* à ce sujet. Néanmoins, le colmatage est largement étudié pour les FPR traitant les eaux usées (Bois et al., 2015a; Langergraber et al., 2003; Winter and Goetz, 2003), pour les pilotes de FPR pluviaux en laboratoire (Tang et al., 2017) et pour les autres systèmes de filtration des eaux pluviales en site réel (Barraud et al., 1999; Dechesne, 2002; Detay et al., 1994; Le Coustumer, 2008; Mauclaire et al., 2004; Mousavi and Rezai, 1999; Schuh, 1990; Winter and Goetz, 2003). Les études portant sur l'évaluation du colmatage pour différents ouvrages de filtration *in situ* sont présentées dans la Table 21. Les auteurs ont mis en évidence que :

- L'état de colmatage des ouvrages n'est pas fonction de leur âge : des bassins en fonctionnement depuis 10 à 20 ans ne présentent aucun signe de colmatage (Dechesne, 2002) alors qu'un ouvrage plus récent est colmaté (Le Coustumer, 2008);
- Il existe un lien entre la sollicitation de l'ouvrage, le choix de la végétation dans l'ouvrage et l'état de colmatage (Le Coustumer, 2008) ;
- Le colmatage est variable en fonction des saisons (Schuh, 1990) ;

- Le colmatage est localisé dans les premiers centimètres du substrat filtrant (Mousavi and Rezai, 1999; Schuh, 1990) et hétérogène sur l'ensemble de la surface de l'ouvrage (Dechesne, 2002; Schuh, 1990);
- Les MES sont responsables du colmatage des 10 premiers centimètres du sol, la biomasse (biofilm) est responsable du colmatage plus profond (Mauclaire et al., 2004) ;
- Le curage des 15 premiers centimètres de la surface de l'ouvrage d'infiltration permet de retrouver la conductivité initiale (Mousavi and Rezai, 1999).

Le colmatage est un phénomène difficile à appréhender : il est fonction de la sollicitation de l'ouvrage qui dépend des conditions hydrauliques, est variable au sein même de la surface du système et évolue dans le temps. Afin d'appréhender le colmatage des ouvrages de filtration, il est donc nécessaire de réaliser des mesures à différentes localisation du système et d'effectuer un suivi régulier au fil des saisons.

TABLE 30: ETUDES DU COLMATAGE DES OUVRAGES DE FILTRATION IN SITU

Auteur	Objectif	Durée	Ouvrage	Age de fonctionnement	Mise en eau	Type d'effluent	Sol	Résultats
Schuh, 1990	Profondeur, cause et effets hydrauliques du colmatage + variations saisonnières	3 campagnes de 25 jours	15x15m bassin de recharge de nappe	0	Permanente	Eau turbide de rivière	Sable	Vitesse infiltration en automne divisée par deux par rapport au printemps, résistance hydraulique très faible dans les 8 premiers cm de sol et diminuent jusqu'à 30 cm, bassin à sec pendant 10 jours permet de retrouver la conductivité hydraulique initiale, colmatage plus important en entrée et aux points bas de l'ouvrage
Mousavi and Rezai, 1999	Evaluation de 4 méthodes de décolmatage	-	Bassin de recharge	5, 10 et 13 ans	Permanente	Eau de rivière	Sable	La conductivité hydraulique mesurée avant décolmatage est en moyenne égale à 20% de la conductivité initiale. Les expériences de décolmatage montrent que décaper 5 cm de sol permet d'atteindre 40% de la capacité initiale, et 15 cm 68% de la capacité initiale.
Dechesne, 2002	Etude du colmatage	-	4 Bassins d'infiltration	10, 14,15 et 21 ans	Ponctuelle	Eau pluviale	Fluvio-glaciaire	Les ouvrages ne sont pas colmatés. Il n'existe pas de relation entre l'âge de l'ouvrage et sa capacité d'infiltration.
Mauclaire et al., 2004	Influence de l'effluent sur le colmatage	-	Filtre à sable	2,5 ans	Permanente	Eau potable	Sable	La concentration en MES des eaux est très faible ($\approx 0,4$ mg/l). Les MES peuvent remplir au maximum 7% du volume des pores dans les 10 premiers cm du filtre. Il n'y a pas de précipitation de CaCO_3 . La biomasse réduit l'espace poral d'au moins 7%, dans les couches en surface mais aussi plus profondes.
Le Coustumer, 2008	Mise en évidence du colmatage	3 ans	1 bassin d'infiltration		Ponctuelle	Eau pluviale		Le colmatage a été mis en évidence: réduction par deux de la capacité d'infiltration en 2 ans. Lien entre sollicitation de l'ouvrage et colmatage. Le choix de la végétation permet de restaurer la conductivité initiale.

2.6.4. Impacts des variations saisonnières sur l'efficacité de traitement des ouvrages

Le fonctionnement des ouvrages de gestion des eaux pluviales dépend des conditions climatiques et des saisons. En effet, l'alimentation en eau des ouvrages est intermittente et dépend des événements pluvieux. Ils peuvent être alimentés en eau fréquemment ou alors être à sec pendant des périodes prolongées. De plus, les performances de traitement des polluants de ces ouvrages dépendent en partie de la végétation. Les plantes alternent les périodes de croissance et de sénescence, ce qui peut avoir des conséquences sur le traitement. Enfin, l'usage des bassins versants, et donc la qualité des eaux pluviales, est variable selon les saisons.

2.6.4.1. Alternance entre périodes de temps sec et de temps de pluie

Blecken et al. (2009) ont étudié l'impact des périodes de temps sec prolongées sur les performances d'abattement des métaux de biofiltres en laboratoire. Le suivi de 18 biofiltres a permis de mettre en évidence que les périodes de temps sec supérieures à 3 semaines affectaient de manière significative l'abattement des métaux par les biofiltres. Il existe une régression linéaire entre la concentration en métal en sortie de biofiltre et la période de temps sec précédant l'évènement pluvieux. Cette étude a aussi démontré l'utilité d'une zone immergée au fond du filtre. La réserve d'eau permet de réduire l'effet négatif de la durée de la période de temps sec pour le Cu et le supprimer pour le Pb. Bien que cette étude soit réalisée en laboratoire et non sur site réel, elle permet de démontrer l'impact possible des périodes de temps sec sur les performances de traitement des systèmes d'infiltration. Nous n'avons pas trouvé d'étude équivalente sur site réel.

2.6.4.2. Changements saisonniers dans l'usage du bassin versant amont

Semadeni-Davies (2006) a comparé l'abattement des métaux (Cu, Cd, Pb, Zn) et des MES dans un bassin de décantation des eaux pluviales entre différentes saisons (hiver, printemps, été). L'étude est réalisée en Suède, où les sels de déneigement sont utilisés en hiver et au printemps. Semadeni-Davies a démontré que les performances du bassin étaient plus faibles en hiver et au printemps, en lien avec l'utilisation de sels de déneigement. De plus, le bassin de décantation est une source de Pb, Zn et MES pendant cette période. Dans ce cas, l'usage du bassin versant amont en hiver (utilisation de sel de déneigement) induit des changements de conditions physico-chimiques qui permettent le relargage de certains polluants par l'ouvrage.

2.6.4.3. Alternance entre croissance et sénescence des plantes

Au cours de ces travaux de thèse, Saulais (2011) a étudié l'impact de l'alternance entre la croissance et la sénescence des végétaux sur le fonctionnement de bassins d'infiltrations. Trois périodes de la vie de l'ouvrage ont été identifiées :

- La **fin de la période estivale** (pic de croissance de la plante) : au cours de cette période, les teneurs en nitrates et en sulfates augmentent dans le sol. Les métaux sont majoritairement liés à la matière organique par complexation ;
- La **période hivernale** (sénescence de la plante) : les métaux sont moins mobiles et moins liés à la matière organique. Saulais fait l'hypothèse que la matière organique évolue et est plus condensée, piégeant ainsi les métaux ;
- La **période estivale** (croissance de la plante) : la texture du sol évolue et est plus fine, la teneur en métaux augmente.

La Figure 20 résume les résultats obtenus par Saulais sur l'impact de l'alternance entre croissance et sénescence des plantes sur les caractéristiques du sol des ouvrages de gestion des eaux pluviales.

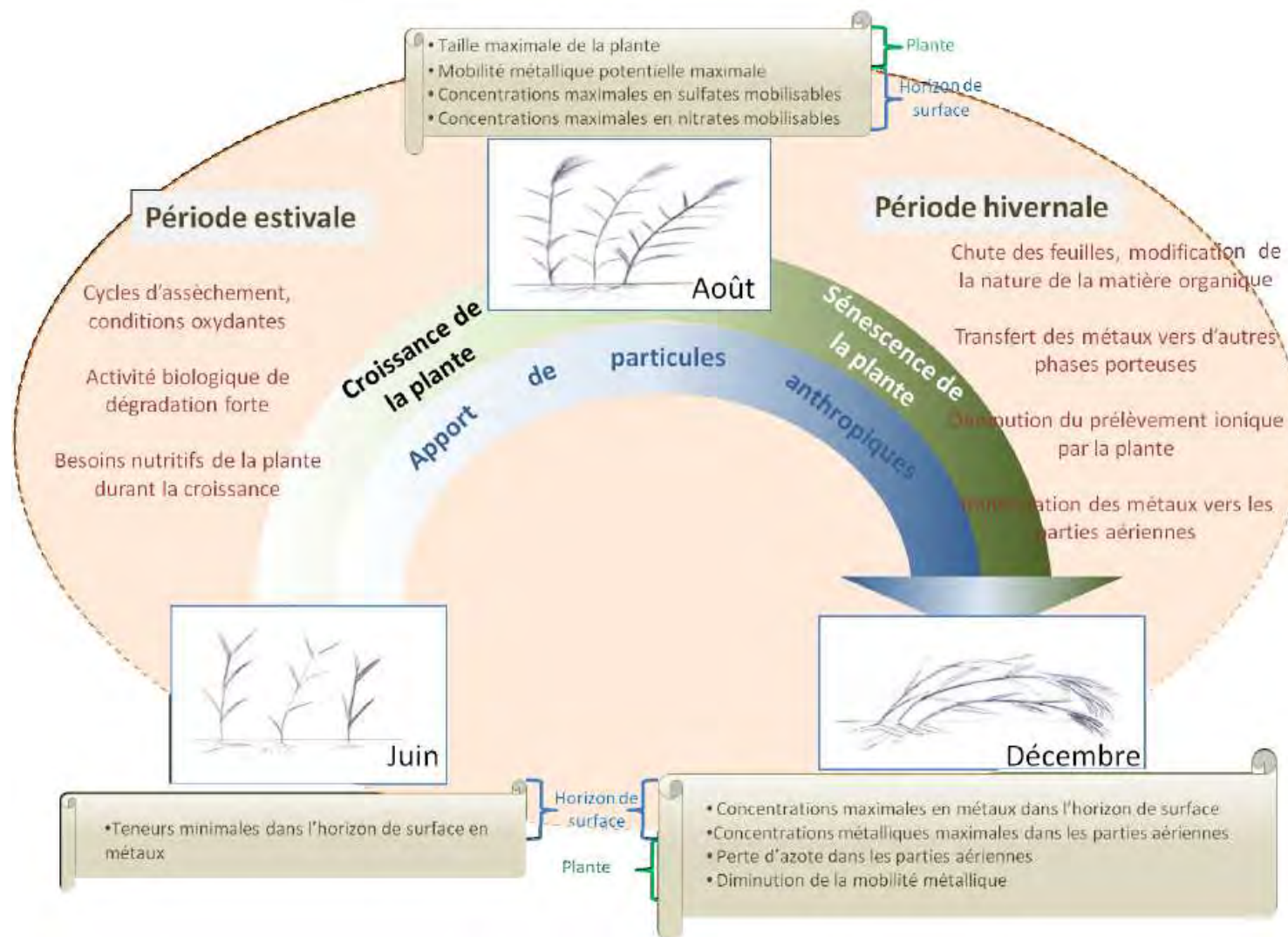


FIGURE 20 : EVOLUTIONS SAISONNIERES DES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DANS LE SOL DES OUVRAGES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES (SAULAI, 2011)

2.6.5. Que retenir sur le vieillissement des filières de traitement rustique ?

Les filières rustiques (bassin d'infiltration, filtre planté de roseaux, bassin de décantation, etc.) sont utilisées depuis des dizaines d'années pour la gestion des eaux pluviales. Ces ouvrages sont sujets à l'accumulation de sédiments : cette augmentation de la quantité de sédiments implique une diminution du volume utile de stockage d'eau et des risques de colmatage. Certains ouvrages d'infiltration présentent une vitesse d'accumulation de sédiments de 0,4 cm/mois. Les micropolluants sont stockés à la surface des ouvrages de filtration, majoritairement dans les 30 premiers centimètres. Ce stockage important nécessite un entretien par curage, et une gestion des boues récoltées.

La diminution de la conductivité hydraulique d'un ouvrage d'infiltration peut être causée par un colmatage physique (dépôts de particules en surface et dans les interstices du milieu poreux), biologique (accumulation de matière organique et développement de micro-organismes) et chimique (précipitation de carbonate de calcium). La végétation est essentielle au maintien de la conductivité hydraulique dans les ouvrages d'infiltration. L'état de colmatage des ouvrages n'est pas fonction de leur âge, dépend de sa sollicitation et du choix de la végétation et est variable en fonction des saisons. Le colmatage est localisé dans les premiers centimètres du substrat et est hétérogène sur l'ensemble de la surface de l'ouvrage. Il est causé par les MES dans les 10 premiers centimètres du sol et par la biomasse plus profondément. Le curage des 15 premiers centimètres de la surface de l'ouvrage d'infiltration permet de retrouver la conductivité initiale.

Le fonctionnement des ouvrages est impacté par les conditions climatiques et des saisons. En effet, les périodes de temps sec prolongées (3 semaines ou plus) affectent l'abattement en métaux des ouvrages. De plus, en hiver, l'utilisation de sels de déneigement sur les bassins versants provoque le relargage de métaux dans les eaux traitées par les ouvrages. Enfin, l'alternance des périodes de croissance (printemps/été) et de sénescence (automne/hiver) des végétaux influent sur les performances des systèmes d'infiltration.

Les filières rustiques sont bien sujettes aux signes de vieillissement d'ouvrage de traitement (comblement, colmatage) et leurs performances sont variables en fonction des échelles de temps long. Il est donc important d'étudier les ouvrages de traitement des eaux pluviales sur des échelles de temps supérieures à l'évènement pluvieux simple (mois/saison/année) afin d'identifier ces phénomènes.

3. Modélisation hydrologique des flux générés par les rejets pluviaux stricts

D'après Dechesne (2002), un modèle est un « ensemble de représentations mathématiques construites afin de reproduire une situation concrète, pouvant servir à l'analyse ou aux prédictions sur des événements. C'est une description simplifiée de la réalité basée sur des paramètres considérés pertinents. Les résultats du modèle sont dépendant des entrées du modèle ». Modéliser les flux de micropolluants en sortie du bassin versant et les écoulements dans le filtre planté de roseaux est donc un moyen de décrire, comprendre et prédire le fonctionnement du système de traitement. La modélisation permet de tester des hypothèses de fonctionnement, de conception et de dimensionnement sans nécessiter une étude sur pilote.

Nous nous intéressons dans ce chapitre aux différentes approches de modélisation, qui sont fonctions des objectifs visés, aux considérations d'échelles de temps et d'espace, aux différents modèles hydrologiques et enfin aux modèles d'écoulement dans les filtres plantés de roseaux.

3.1. Différentes approches de modélisation

Selon les objectifs de l'étude, les besoins de précision et la complexité du système étudié, différentes approches de modélisation peuvent être adoptées (Dechesne, 2002; Fournel, 2012) :

- **Modèle conceptuel/modèle empirique** : les *modèles conceptuels* représentent le fonctionnement d'un système en utilisant des concepts simples. L'objectif n'est pas de représenter de manière précise le fonctionnement du système mais son fonctionnement global. Ces modèles sont nommés « boîtes noires » ou « black box ». Ils sont robustes, reproduisent bien des systèmes complexes et nécessitent un nombre de paramètres limités en entrée. De ce fait, ils sont souvent utilisés en hydrologie urbaine. Les *modèles empiriques* sont élaborés à partir d'observation et d'expérimentation. Ils sont simples mais valables uniquement pour les conditions d'application dans lesquels ils ont été développés. La connaissance du contexte et des conditions expérimentales est essentielle pour une bonne utilisation de ces modèles.
- **Modèle déterministe/modèle stochastique** : les *modèles déterministes* considèrent que les paramètres et variables opérationnelles du système et les équations qui les relient sont déterminés ou déterminables. Au contraire des modèles déterministes, les *modèles stochastiques ou probabilistes* considèrent que les paramètres et variables opérationnelles du système et les équations qui les relient peuvent être incertaines. Chaque grandeur est associée à un nombre fini ou infini de valeurs probables auxquelles sont attachées une probabilité ou une loi de probabilité. Ces modèles sont utilisés en cas de phénomène aléatoire ou de système complexe. Ils permettent d'obtenir en sortie des scénarios statistiquement représentatifs.

- **Modèle mécaniste/modèle fonctionnel** : les *modèles mécanistes* utilisent les principes et les équations de la mécanique pour décrire un système. Leurs hypothèses sont très restrictives et rarement vérifiées en pratiques. Les *modèles fonctionnels* décrivent les mécanismes de manières simplifiées. Ils sont moins lourds et servent d'outils de prédiction et/ou de gestion.

3.2. Echelles de temps et d'espace

Les modèles s'inscrivent dans une échelle d'espace, qui peut être (Dechesne, 2002; Fournel, 2012) :

- **L'échelle microscopique** : c'est l'échelle du pore du sol. Elle permet de distinguer les différentes fractions des eaux, de considérer les phénomènes d'interface solide/liquide et les réactions chimiques.
- **L'échelle macroscopique** : c'est l'échelle de la colonne de laboratoire. Les caractéristiques du sol (porosité, conductivité hydraulique) peuvent être mises en relation avec les transferts de l'eau. Cette échelle permet l'établissement d'une équivalence entre le milieu réel dispersé et un milieu continu fictif. C'est l'échelle la mieux adaptée pour la description de l'hydrodynamique dans les milieux poreux.
- **L'échelle mégascopique** : c'est l'échelle du site à taille réel (ouvrage, bassin versant, territoire). Elle est utilisée pour l'étude de l'anthropisation et correspond à une représentation globale des phénomènes hydrauliques. Associée à une grande échelle de temps, l'échelle mégascopique permet d'intégrer et de compenser les phénomènes observables à l'échelle macroscopique. Ce niveau d'observation ne permet de prendre en compte l'hétérogénéité du sol : il faut multiplier les observations afin de prendre en compte cette hétérogénéité.

De plus, les modèles peuvent être abordés à différentes échelles de temps, comme décrit par Dechesne (2002) et Fournel (2012) :

- **L'échelle évènementielle** : elle correspond à la durée de mise en eau de l'ouvrage et à l'infiltration de l'eau dans le sol. Elle représente une variation à court terme, de quelques heures à quelques jours. Utilisées en laboratoire ou sur site, cette approche n'est pas pertinente pour tous les phénomènes *in situ*. Par exemple, le stockage de sédiments ou le colmatage d'un ouvrage ne sera pas observable à cette échelle de temps.
- **L'échelle intra-évènementielle** : c'est la mesure d'un phénomène à un pas de temps fin. Elle peut permettre la compréhension du fonctionnement de l'ouvrage à l'échelle d'un évènement ;
- **L'échelle inter-évènementielle** : elle permet de compléter les observations réalisées à l'échelle évènementielle, et permet par exemple d'observer le transfert de polluant en dehors des périodes d'infiltration ;

- **L'échelle périodique** : elle peut être mensuelle, trimestrielle, annuelle ou selon les saisons. Cette échelle permet d'envisager un nombre important d'évènements de ruissellement et d'infiltration. Selon la périodicité, elle permet d'observer les évolutions lentes comme les variations de polluants dans le sol ou encore le colmatage.
- **L'échelle diachronique** : c'est l'échelle d'observation du vieillissement de l'ouvrage. Elle permet d'appréhender les modifications causées par des apports successifs d'eaux de ruissellement comme le colmatage, les variations des conductivités hydrauliques, l'impact de l'ouvrage sur le milieu récepteur.

Les trois premières échelles sont les échelles du court terme alors que les deux dernières sont celles du long terme.

3.3. Modélisation des flux issus d'un bassin versant

Les modèles permettant de calculer les quantités d'eaux pluviales et leur qualité en sortie de bassin versant sont d'importants outils d'aide à la décision pour la localisation et le dimensionnement des TA. Ces modèles mathématiques peuvent être classés en deux catégories : les modèles déterministes et les modèles stochastiques (Obropta and Kardos, 2007).

Une première vague de modèles déterministes ont été développés entre les années 1970 et 1980 et sont pour la plupart en libre-accès (Storm Water Management, Model (SWMM), Hydrologic Simulation Program-Fortran (HSPF), Storage, Treatment Overflow Runoff Model (STORM) and Distributed Routing Rainfall Runoff Model-Quality (DR3M-QUAL)). Dans les années 90, deux autres modèles commerciaux ont été développés (MOUSETRAP et Hydroworks). Ces modèles représentent les charges en sédiments et en polluants en sortie de BV en utilisant une approche « accumulation-lessivage » des polluants sur le BV et dans le réseau d'assainissement. Ils ne prennent pas en compte, ou alors de manière très simplifiée, les interactions entre les polluants, leur partition et transformation et leur dégradation microbienne, mis à part MOUSETRAP (DHI, 2004). Le modèle SWMM (Metcalf and Eddy, Inc. et al., 1971), à partir des paramètres d'accumulation et de lessivage d'un bassin versant, produit des pollutographes pour la macropollution (DBO5, COD, azote, phosphore, MES) à n'importe quel point du BV. Il ne prend pas en compte les interactions entre polluants et de nombreuses limitations du modèle ont été reportées (difficulté de calibration, mauvaise qualité de la simulation d'après Obropta and Kardos (2007)). STORM (Storage, 1977) est un modèle similaire à SWMM mais simplifié. Il ne fournit pas d'informations détaillées sur le niveau de pollution en sortie du BV. HSPF (Bicknell et al., 1996) est le modèle hydrologique disponible le plus complexe. Il fournit la qualité des eaux en sortie de BV à l'échelle de l'heure ou de la journée, en continu ou à l'échelle de l'évènement pluvieux. Le BV est divisé en BV intermédiaires homogènes en termes d'occupation du sol, de topographie et de propriétés du sol. Ce modèle requiert de nombreux paramètres en entrée, mais fournit des charges en macropollution et des paramètres physico-chimiques (température, pH, oxygène

dissous). DR3M-QUAL (Alley and Smith, 1982) représente différemment le BV (succession de surfaces planes, de canaux, de tuyaux pour le ruissellement et de réservoirs. De même, Hydroworks (Wallingford Software, 1997) représente le BV comme une succession de petits BV composés de multiples surfaces de ruissellement avec une seule occupation du sol. C'est un modèle complexe qui requiert beaucoup de paramètres à calibrer et de données à collecter, ce qui augmente l'incertitude liée aux résultats (Obropta and Kardos, 2007). Aucun des modèles présentés ci-dessus ne modélise les charges en micropolluants.

Les modèles stochastiques permettent de prendre en compte les incertitudes associées aux données et fournissent plusieurs solutions statistiquement représentatives en sortie. (Rossi et al., 1999) proposent un modèle qui donne en sortie des relations entre les paramètres d'entrées les plus sensibles et les résultats en sortie. (Kanso et al., 2003) utilisent une méthode Monte-Carlo par chaînes de Markov pour la calibration et fournissent en sortie un ensemble de paramètres optimisés et une distribution de probabilité des paramètres. A partir du modèle développé par Behera et al. (2006), Chen and Adams (2006) transforment une distribution de probabilité des volumes de pluies en distribution de probabilité du ruissellement et des charges en polluants par évènement pluvieux. Plus récemment, (Mannina and Viviani, 2010) et (Vezzaro et al., 2015) utilisent la « Generalized Likelihood Uncertainty Estimation technique » (GLUE, (Beven and Binley, 1992) pour fournir une distribution de probabilité des flux de macropolluants et micropolluants, respectivement.

Partie 2 - Matériel et méthode

4. Site d'étude et instrumentation

4.1.Description du site d'étude

4.1.1. L'Ostwaldergraben

4.1.1.1. Description générale du cours d'eau

L'Ostwaldergraben est un cours d'eau urbain phréatique de 7 km, affluent de l'Ill (Figure 21). Sa source se situe à Geispolsheim Gare, rue de Paris et correspond à une résurgence de la nappe d'accompagnement de l'Ill. L'Ostwaldergraben se situe en milieu urbain : c'est un cours d'eau canalisé et rectiligne. Il longe essentiellement des zones résidentielles, quelques parcelles agricoles et une friche industrielle (ancienne tannerie). Sa largeur varie de 3m à la source à 8m au point de confluence. Sa pente moyenne, relativement faible, varie entre 0,12 et 0,14% (Schmitt, 2014). De par son alimentation par remontée de nappe, le débit de l'Ostwaldergraben est très faible en période de basses eaux (10L/s) alors qu'en période pluvieuse, les débits peuvent atteindre 500 L/s pour une pluie annuelle et 1000L/s pour une pluie décennale (Ecoscop & Fluvial IS, 2006).

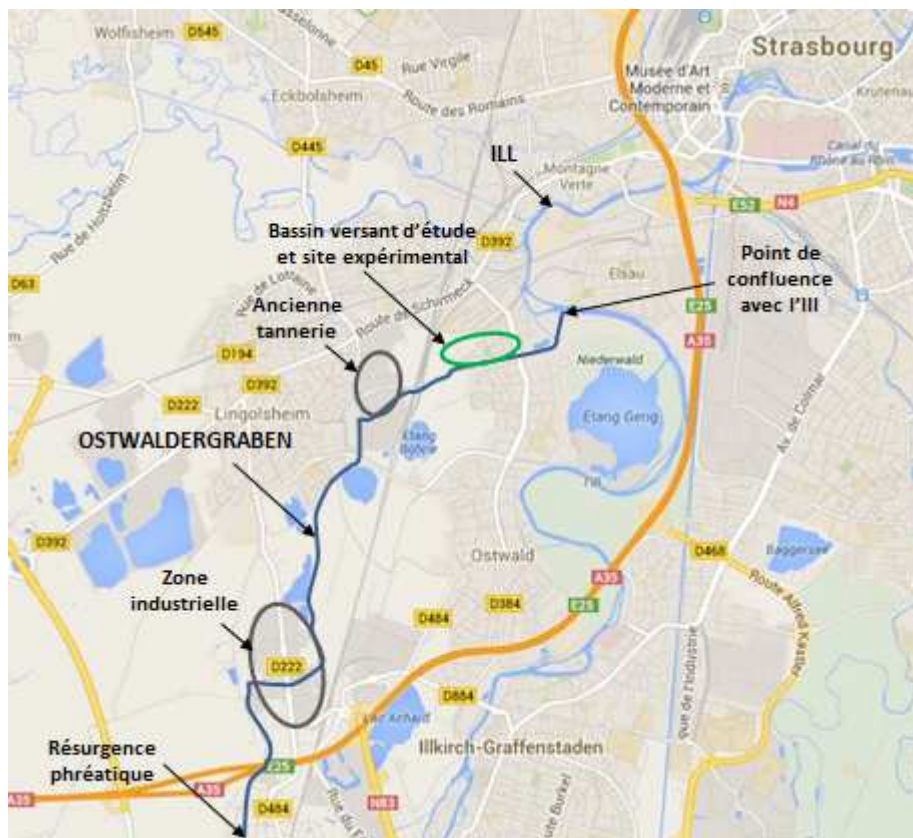


FIGURE 21: LOCALISATION DE L'OSTWALDERGRABEN AU SUD-OUEST DE STRASBOURG ET DU SITE EXPERIMENTAL, D'APRES (SCHMITT, 2014)

4.1.1.2. Qualité de l'Ostwaldergraben

4.1.1.2.1. Qualité générale

L'Ostwaldergraben est l'exutoire de nombreux 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). Les rejets des surverses de déversoirs d'orage ont longtemps créé des nuisances olfactives pour les riverains lors des périodes d'étiage. Afin de limiter ces nuisances, des aménagements ont été réalisés au fil des années : par exemple, une station de pompage a été installée au niveau de la résurgence phréatique pour rincer les eaux des surverses de déversoir d'orage afin de prévenir la stagnation des eaux usées. De nombreux points de franchissement (ponts ou buses) ont également été installés, altérant la continuité hydraulique et écologique du cours d'eau (Schmitt, 2014).

4.1.1.2.2. Qualité chimique de l'eau

En avril 2006, une campagne de détermination de la qualité du cours d'eau a été réalisée. La qualité de l'Ostwaldergraben est :

- Bonne à l'amont des anciennes tanneries (qualité 1B d'après le SEQ-Eau, ((MEED et Agences de l'eau, 2003; Sinbio, 2010)) ;
- Bonne à très bonne jusqu'au passage le long de l'ancienne tannerie (Sinbio, 2010) ;
- Mauvaise (qualité 3) à l'aval de l'ancienne tannerie. Les concentrations en polluants augmentent fortement, impactant de façon très significative la qualité du cours d'eau.

4.1.1.2.3. Qualité des sédiments

Les sédiments du cours d'eau présentent des teneurs très élevées en Cr et Cu (respectivement 1600 et 1500mg/kg de matière sèche en avril 2006). Ces teneurs dépassent les valeurs guides en matière de pollution des sols (respectivement 95 et 65mg/kg MS) (BRGM, 2002). La teneur très élevée en Cr peut s'expliquer par l'activité de la tannerie, dont les procédés industriels produisent des rejets très riches en Cr. Les analyses de sédiments ont aussi révélé la présence d'HAP, bien qu'en deçà des valeurs guides en matière de pollution des sols (RF, 2010). Les PCB n'ont quant à eux pas été détectés (Schmitt, 2014).

4.1.1.2.4. Indice Biologique Global normalisé

La qualité des eaux de l'Ostwaldergraben 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 (Schmitt, 2014):

- 7/20 à l'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 de l'Ostwaldergraben, la qualité est mauvaise voire très mauvaise en matière de biodiversité des macro-invertébrés (Sinbio, 2010). Cela est dû notamment à la faible diversité des substrats et au faciès lentique généralisé le long du cours d'eau.

4.1.1.3. Conclusion sur la qualité de l'Ostwaldergraben : le projet de restauration/renaturation

L'état actuel de l'Ostwaldergraben est classé comme « mauvais », et ne respecte pas les conditions de qualité fixée par la DCE (CE, 2000). Les objectifs de la DCE pour son état chimique et écologique devront être atteints en 2027. Pour ce faire, l'Eurométropole de Strasbourg a entrepris un projet de restauration/renaturation de l'Ostwaldergraben en deux temps.

Premièrement, en 2012, 3 filières de dépollution des eaux pluviales ont été construites entre l'exutoire de 3 bassins versants résidentiels urbain et l'Ostwaldergraben (Figure 22). Le principe de ces filières est présenté en §4.1.3. Deuxièmement, en 2015, le lit du cours d'eau a été redynamisé sur 2 tronçons (600m de linéaire en tout, Figure 23), avec pour objectif de créer un corridor écologique pour rétablir la biodiversité (réintroduction du Crapaud vert). À Ostwald, la création de radiers, d'épis en galets et en pieux redynamisent le cours d'eau. En secteur urbanisé, des banquettes végétalisées ont été créées pour permettre la constitution d'un corridor écologique entre des sites naturels présents en amont et en aval du projet. De plus, le lit a bénéficié de techniques élaborées d'aménagement. Par exemple, les merlons pollués au Cr et au Zn longeant le cours d'eau ont été excavés.

Suite aux travaux, les premiers résultats sont concluants sur la faune et la flore de l'Ostwaldergraben : le grèbe huppé, le martin pêcheur, la couleuvre à collier et le chevalier guignette sont réapparus sur le site (Eurométropole de Strasbourg, 2015).

Ce travail de thèse se concentre sur le fonctionnement d'une filière de dépollution (BV1). Le fonctionnement de la filière BV3 a été étudiée par Schmitt (2014).

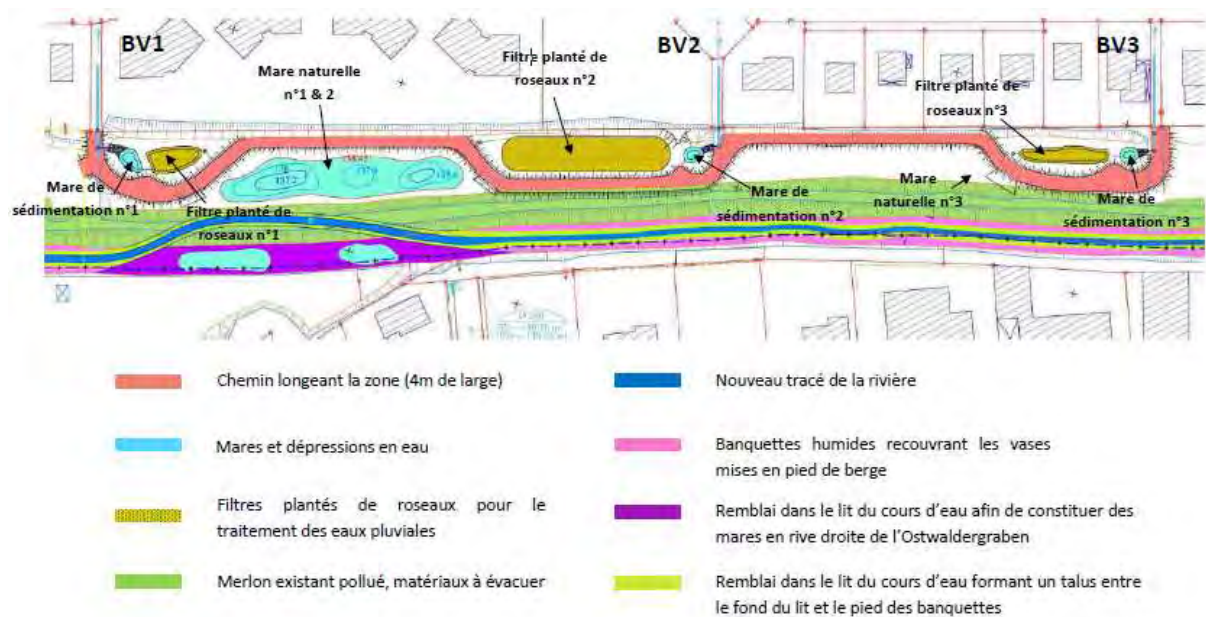


FIGURE 22: AMENAGEMENTS REALISES DANS LA PREMIERE PHASE DU PROJET DE RESTAURATION/RENATURATION DE L'OSTWALDERGRABEN (SINBIO, 2010) – SITE EXPERIMENTAL DE DEPOLLUTION DES EAUX PLUVIALES

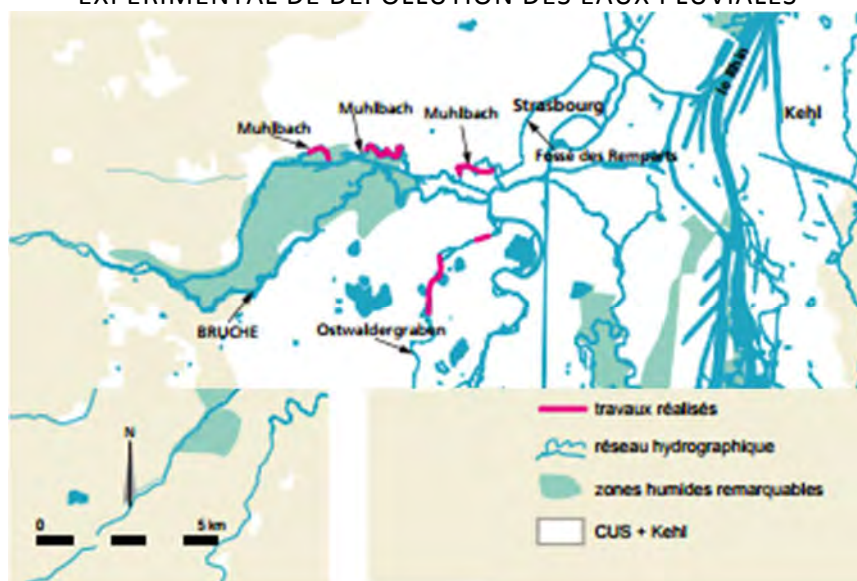


FIGURE 23: RESTAURATION DE 2 TRONÇONS DE L'OSTWALDERGRABEN (EN ROSE) D'APRES(EUROMETROPOLE DE STRASBOURG, 2015)

4.1.2. Le bassin versant résidentiel urbain

4.1.2.1. Description générale du bassin versant

Le bassin versant étudié est situé au sud-ouest de Strasbourg (67). Il fait partie d'un site expérimental de recherche mis en place en 2012 constitué de trois bassins versants similaires.

Le bassin versant (BV1) est de type résidentiel et urbain et a une surface totale de 2,17 ha. Il est connecté au réseau séparatif pluvial : les effluents collectés par ce réseau se déversent

directement dans le milieu récepteur sans passage par une station de traitement. La délimitation du BV1 et de son réseau d'assainissement séparatif pluvial associé sont représentés dans la Figure 24.



FIGURE 24: DELIMITATION DU BV1 ET DU RESEAU D'ASSAINISSEMENT SEPARATIF PLUVIAL (SCHMITT, 2014)

L'occupation du sol du BV1 est essentiellement composée d'habitations individuelles (maison, cour pavée et jardin) sur la partie ouest, et d'habitat collectif à faible densité (immeuble, parking) sur la partie est (Figure 25). Les toitures des habitations sont essentiellement en tuiles et les gouttières en zinc. La voirie est peu fréquentée et uniquement par les habitants du bassin versant. Les jardins représentent quasiment deux tiers de l'occupation du sol (Figure 26), puis la voirie (26%) et enfin les toitures (15%). Le coefficient d'imperméabilisation (CI) du BV1 (rapport entre surface imperméabilisée et surface totale) est égal à 33% (Table 31). C'est une valeur faible, correspondant à un quartier résidentiel à habitat individuel (CI quartier résidentiel : 20 à 40% ; CI habitations très denses, parking : 0,8 à 1), (CERTU, 2003).



(a) Occupation résidentielle de la partie Ouest du BV1

(b) Habitats collectifs de la partie Est du BV1

FIGURE 25 : PHOTOGRAPHIES AERIENNES DU BV1 REPRESENTANT LES TYPES D'OCCUPATION DU SOL

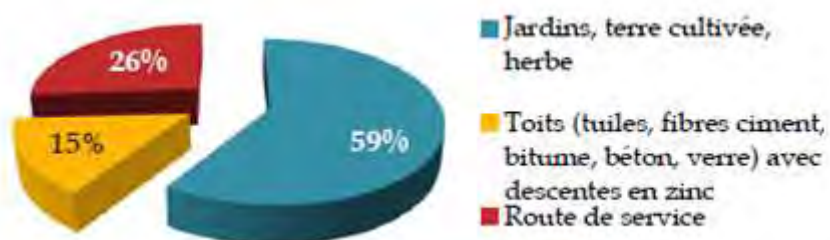


FIGURE 26 : REPARTITION DES TYPES D'OCCUPATION DU SOL DU BV1
TABLE 31 : CARACTERISTIQUES DU BASSIN VERSANT 1

Type	Résidentiel urbain
Surface totale (ha)	2,71
Surface toiture (ha)	0,42
Surface voirie (ha)	0,48
Surface active (ha)	0,9
Coefficient d'imperméabilisation	0,33

4.1.3. La filière de traitement : description et fonctionnement

La filière de traitement traite les eaux pluviales issues du réseau d'assainissement séparatif. Elle est composée d'une mare de sédimentation suivie d'un filtre planté de roseaux à écoulement vertical. L'exutoire de la filière est une mare dite naturelle reliée par infiltration à l'Ostwaldergraben. Les Figure 27 et Figure 28 présentent une vue de dessus et en coupe de la filière.

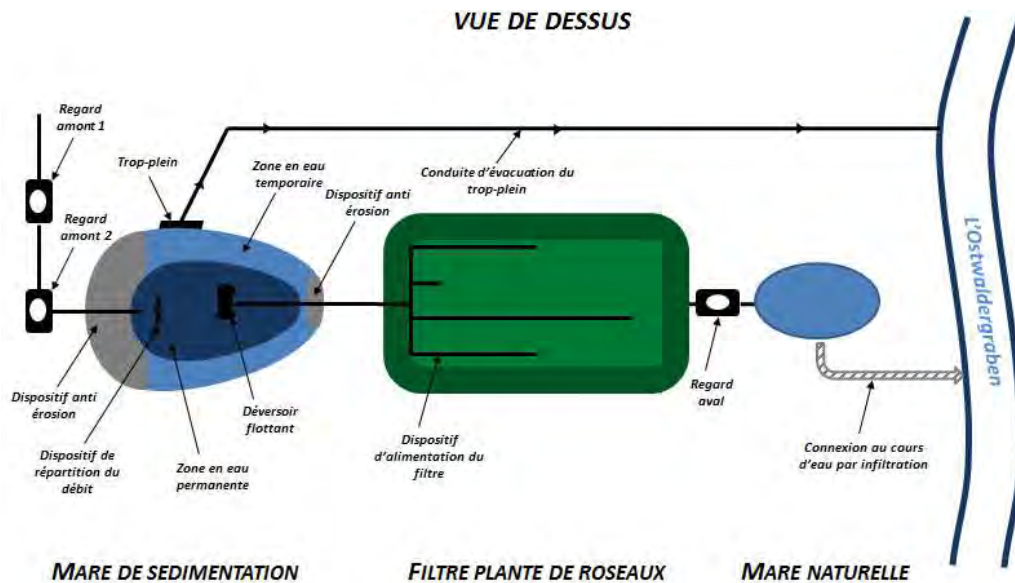


FIGURE 27 : VUE DE DESSUS DE LA FILIERE DE TRAITEMENT DES EAUX PLUVIALES STRICTES (SCHMITT, 2014)

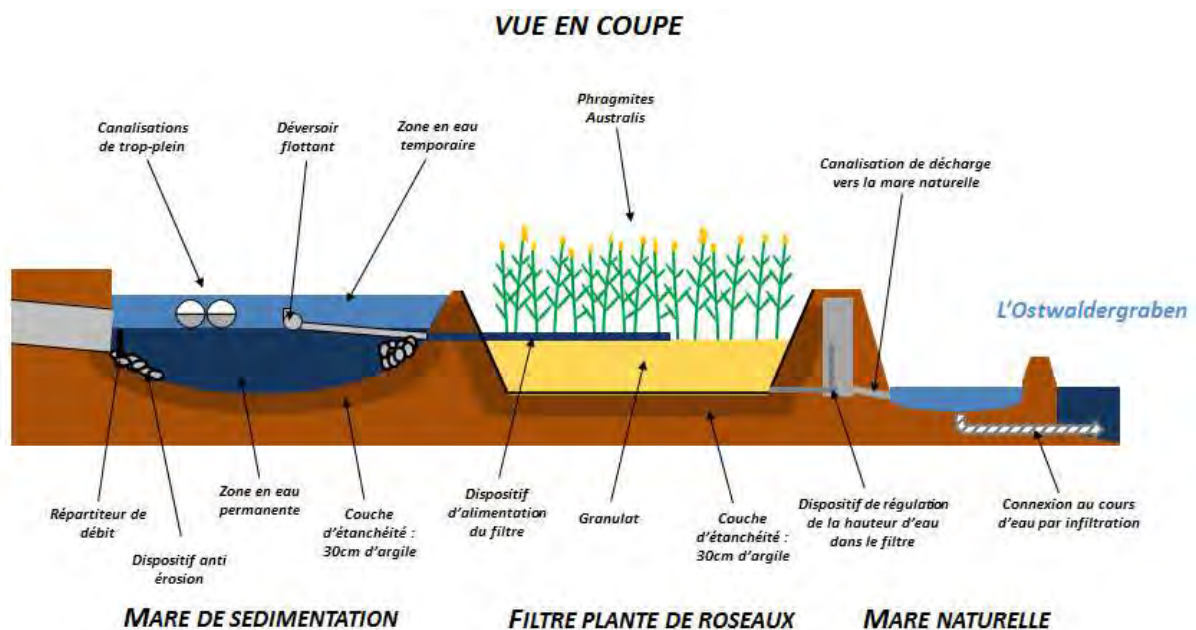


FIGURE 28 : VUE EN COUPE DE LA FILIERE DE TRAITEMENT DES EAUX PLUVIALES STRICTES (SCHMITT, 2014)

4.1.3.1. Mare de sédimentation

La mare de sédimentation récolte les eaux de ruissellement issues du BV1 via une canalisation DN800. Le débit arrivant dans la mare est cassé par un répartiteur afin d'éviter l'érosion en entrée. Le volume d'eau permanent de la mare est de 28m³ mais peut atteindre 56m³ en temps de pluie (Table 32). L'étanchéité est assurée par une couche d'argile de 30cm. Lors d'un évènement pluvieux, le niveau de la mare augmente jusqu'à atteindre une hauteur suffisante pour provoquer la vidange de l'eau stockée vers le filtre via un déversoir

flottant (Figure 30). Cette valeur seuil est égale à 0,28cm. Le détail de l'équipement de la mare est présenté en Figure 29.

TABLE 32: DIMENSIONS DE LA MARE DE SEDIMENTATION DU BV1

	Mare de sédimentation
Dimensions (plus grande longueur et plus grande largeur de la poire ; mxm)	11 x 9
Charge hydraulique appliquée ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{jour}$)	10
Volume d'eau permanent (m^3)	28
Volume d'eau temporaire (m^3)	56

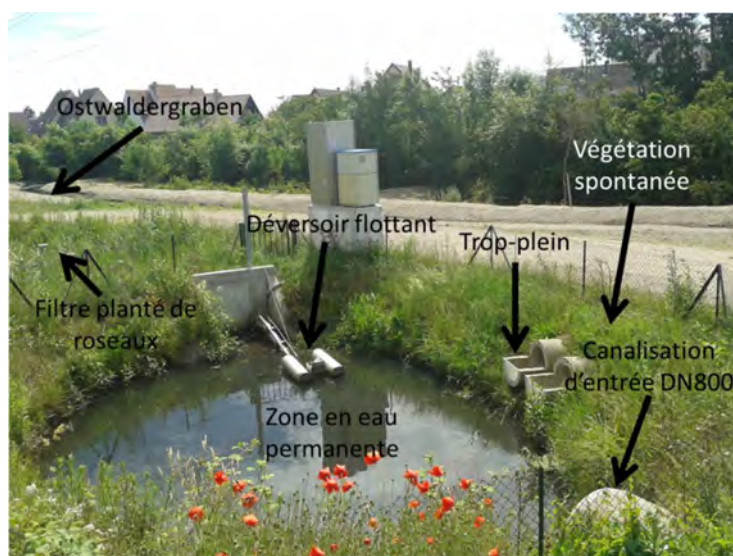


FIGURE 29: MARE DE SEDIMENTATION ET ELEMENTS PRINCIPAUX DE FONCTIONNEMENT (JUN 2015)



FIGURE 30 : DEVERSOIR FLOTTANT PERMETTANT LA CONNEXION HYDRAULIQUE ENTRE LA MARE DE SEDIMENTATION ET LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX (SCHMITT, 2014)

4.1.3.2. Filtre planté de roseaux

Le filtre planté de roseaux est à écoulement vertical. Son alimentation en eau dépend du niveau d'eau dans la mare, et donc de l'importance de la pluie. Le filtre est alimenté par 4

bras de répartition du débit, de longueurs différentes (Figure 31). Ce système a pour objectif une répartition homogène de l'eau à la surface du filtre. Le fond du filtre est étanchéifié avec une couche d'argile de 30cm.

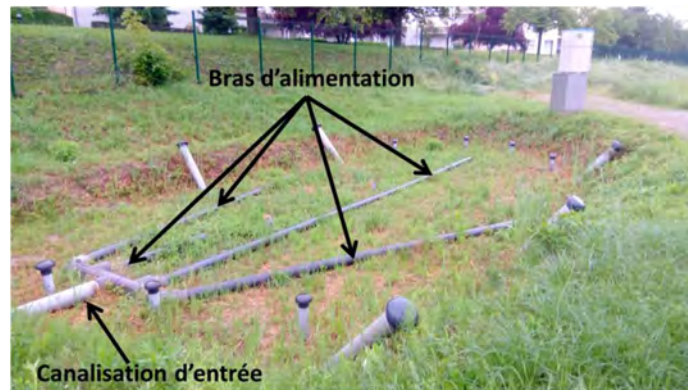


FIGURE 31: DISPOSITIF DE REPARTITION DU DEBIT DANS LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX (MAI 2017)

L'eau déversée dans le filtre s'écoule de la surface vers le fond du filtre. Elle traverse ainsi 3 couches de matériaux superposées verticalement à granulométrie croissante (Figure 32) : la 1^{ère} couche, dite couche active, est constituée de sable grossier ; la 2^{ème} couche, dite couche de transition, de gravier fin et la 3^{ème} couche drainante de gravier grossier. Les caractéristiques de ces 3 couches sont présentées dans la Table 33.

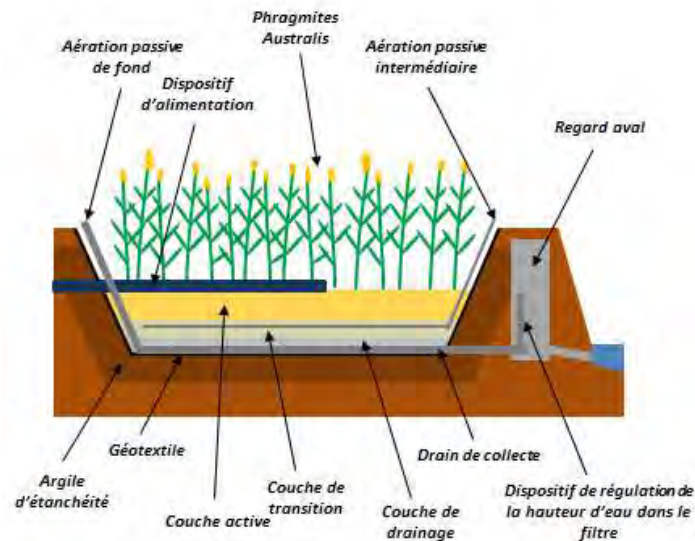


FIGURE 32: VUE EN COUPE DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX A ECOULEMENT VERTICAL (SCHMITT, 2014)

TABLE 33: CARACTERISTIQUES DES MATERIAUX DES COUCHES DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX (D_{10} : DIAMETRE LAISSANT PASSER 10% DE LA MASSE, D_{60} : DIAMETRE LAISSANT PASSER 60% DE LA MASSE)

	Couche active	Couche de transition	Couche drainante
Type de matériau	Sable grossier	Gravier fin	Gravier grossier
Epaisseur (m)	0,20	0,25	0,20 à 0,30
Granulométrie (mm)	0 à 4	4 à 8	16 à 22,4
d_{10} (mm)	0,15	4,2	14,7
d_{60} (mm)	0,45	6,0	20,0
Conductivité hydraulique (m/s)	$2,61 \cdot 10^{-4}$	-	-

Après avoir traversé les 3 couches, l'eau est collectée par un drain au fond du filtre et est évacuée vers le regard aval via une canalisation verticale (Figure 33) puis vers la mare naturelle connectée à l'Ostwaldergraben. Cette rehausse permet de maintenir un niveau d'eau constant au fond du filtre et de créer une zone saturée, permettant ainsi d'éviter le stress hydrique des *Phragmites australis* en période de temps sec prolongée. La mare naturelle n'est pas imperméabilisée : elle est donc directement connectée à la nappe d'accompagnement de l'Ostwaldergraben et permet la connexion des eaux traitées par la filière et le cours d'eau. La hauteur d'eau de la mare naturelle est déterminée par la hauteur de l'Ostwaldergraben : tant que ce niveau est inférieur à la rehausse du filtre aucune remontée d'eau ne peut se produire. Le cas échéant, l'eau de la mare peut remonter dans le regard aval puis dans le filtre.

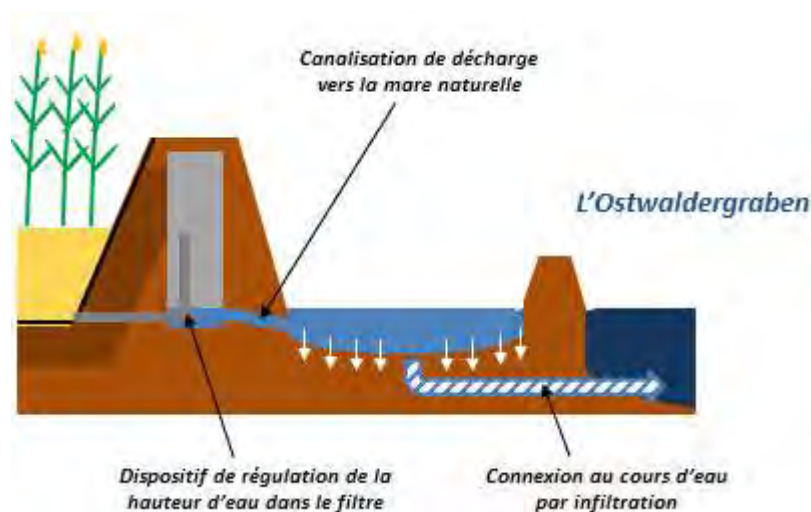


FIGURE 33: REHAUSSE EN SORTIE DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX (SCHMITT, 2014)

Le filtre planté est équipé de cônes d'aération (Figure 32, Figure 34) qui permettent l'aération passive au niveau des couches intermédiaires et au fond du filtre. Ceci permet le fonctionnement en aérobie du filtre, favorisé par l'alternance des périodes de temps secs et pluvieuses permettant une réoxygénation du milieu poreux.

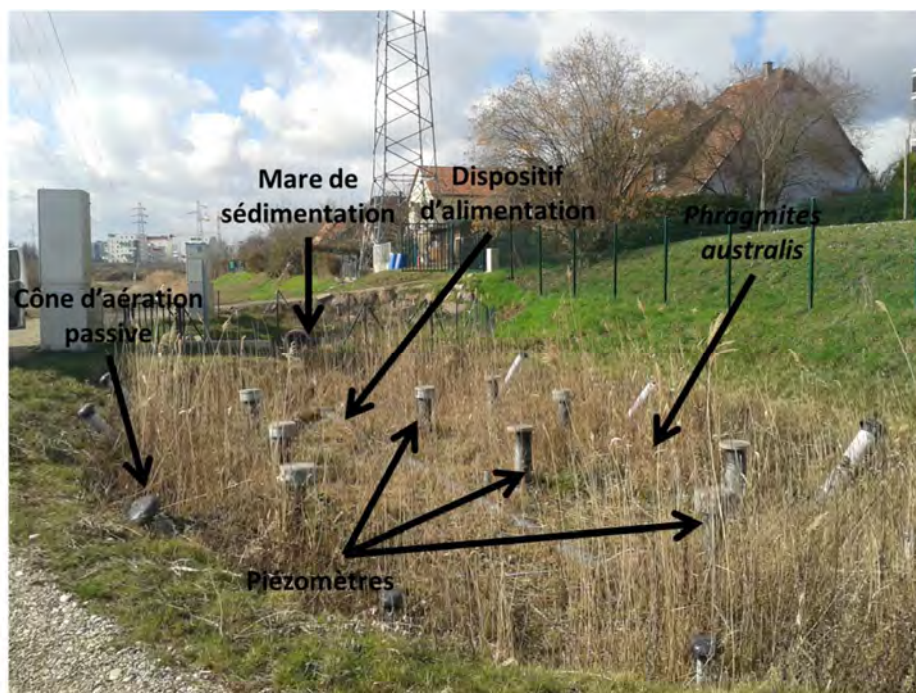


FIGURE 34: FILTRE PLANTE DE ROSEAUX A ECOULEMENT VERTICAL ET ELEMENTS PRINCIPAUX DE FONCTIONNEMENT (FEVRIER 2016)

4.1.3.3. Variations saisonnières du fonctionnement de la filière de traitement

Bien qu'elle n'ait pas été initialement végétalisée, la mare de sédimentation a été naturellement colonisée par différentes espèces végétales au cours des 5 années de fonctionnement (principalement des massettes). Le filtre planté de roseaux a aussi été colonisé par diverses espèces végétales (ronces, arbres), en plus des *Phragmites australis* initialement plantés. Au fil des saisons, la densité de végétaux varie dans la mare et le filtre. En automne et en hiver, la couverture végétale est très faible, au contraire du printemps et de l'été (Figure 35 et Figure 36). La végétation de la mare de sédimentation est régulièrement entretenue quand sa densité empêche le bon fonctionnement du déversoir flottant et l'accès à l'instrumentation. La végétation du filtre a été entretenue une seule fois en 5 ans au printemps 2017 (Figure 36). En hiver, les routes du bassin versant ne sont pas sujettes au déverglaçage de par leur faible fréquentation. Les habitants des maisons individuelles peuvent par contre épandre du sel de déneigement qui se retrouvera dans les eaux de ruissellement dans la mare, puis dans le filtre. Le sel de déneigement peut ainsi provoquer une forte variation de la conductivité dans la filière de traitement et provoquer le relargage des métaux stockés dans les sédiments de la mare et le sable du filtre dans l'eau.



FIGURE 35 : VEGETATION DE LA MARE DE SEDIMENTATION EN HIVER 2015 ET 2016 ET AU PRINTEMPS 2015 ET 2017



FIGURE 36 : VEGETATION DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX EN HIVER 2014 ET 2016 ET AU PRINTEMPS 2015 ET 2017

4.1.3.4. Synthèse sur les caractéristiques de la filière de traitement

BASSIN VERSANT N°1	
Type	Résidentiel urbain
Réseau pluvial	Séparatif strict
Surface totale (m ²)	27 000
Surface active (m ²)	9 000
Coefficient d'imperméabilisation	33%

MARE DE SEDIMENTATION	
Etanchéité	30cm d'argile
Vidange	Déversoir flottant ; Hauteur seuil=0,28 cm
Φ canalisation d'entrée (mm)	800
Temps de séjour théorique (min)	10
Dimensions (m x m)	11 x 9
Volume d'eau permanent (m ³)	28
Volume maximal temporaire (m ³)	56

FILTRE PLANTE DE ROSEAUX	
Type	Vertical
Dimensions (m x m)	15 x 7,5
Surface (m ²)	90
Pourcentage de la surface active (%)	1
Charge hydraulique (m ³ /m ² /an)	60
Etanchéité	30cm d'argile
Végétaux	<i>Phragmites</i> <i>Australis</i>
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/25cm ; φfente=1cm)
Conductivité hydraulique de la zone/couche active (m/s)	2,61.10 ⁻⁴

Zone/couche active	Sable 0/4 (0,2m)
Zone/couche de transition	Gravier fin 4/8 (0,25m)
Zone/couche de drainage	Gravier grossier 16/22,4 (0,2 à 0,3m)
Epaisseur globale des matériaux (m)	0,7
Hauteur de rehausse à l'aval (m)	0,325

4.2. Instrumentation de la filière de traitement

La filière de traitement est instrumentée depuis 2015 afin d'effectuer un suivi de l'hydrologie du bassin versant, de l'hydraulique au sein de la filière de traitement, des paramètres physico-chimiques en temps sec et en temps de pluie, et des micropolluants dans les différents compartiments du système (eau, sédiments et sable).

4.2.1. Suivi hydrologique

Une station météorologique est installée à proximité immédiate du BV1. La station (ADCON, Klosterneuburg, Autriche) mesure la température, l'humidité, la pression atmosphérique, la vitesse et la direction du vent, les précipitations et l'ensoleillement (Figure 37). La précision du pluviomètre est de 0,1mm.

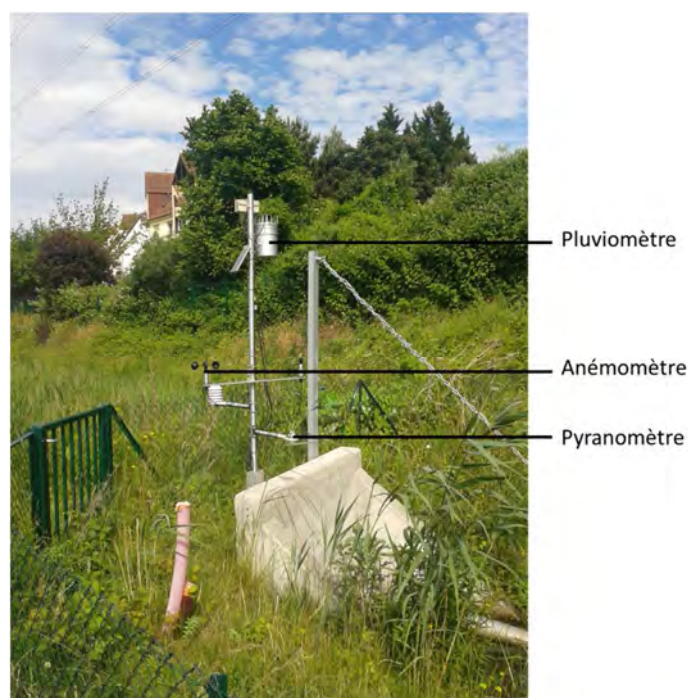


FIGURE 37: STATION METEOROLOGIQUE DU BV1

4.2.2. Suivi hydraulique au fil de l'eau

La filière de traitement est équipée de diverses sondes permettant le suivi des hauteurs d'eau à différents points stratégiques du système.

4.2.2.1. Hauteur d'eau dans la canalisation d'entrée de la mare : sonde à ultra-son

Une sonde à ultrason (Siemens, Munich, Allemagne) mesure la hauteur d'eau dans la canalisation d'entrée de la mare de sédimentation (Figure 38). La sonde émet une onde ultrasonore qui réfléchit sur la surface de l'eau et revient vers son émetteur-récepteur. Ainsi la sonde calcule le temps qu'a mis l'onde à faire l'aller-retour. Connaissant la vitesse de l'ultrason dans l'air (340m.s^{-1} à 20°C), et la hauteur du fond de l'ouvrage (la tare), la sonde peut alors calculer la distance qui la sépare de la surface de l'eau et ainsi la hauteur d'eau.



FIGURE 38: SONDE A ULTRASON A L'AMONT DE LA MARE DE SEDIMENTATION

4.2.3. Hauteur d'eau dans la mare de sédimentation : sonde pression

Une sonde pression (Endress & Hauser, Reinach, Suisse) est installée sur le madrier répartiteur de débit (Figure 39). Elle mesure la hauteur d'eau dans la mare et permet :

- Le déclenchement des préleveurs ;
- La détection d'une surverse vers le milieu récepteur via le trop-plein ;
- La détection du fonctionnement du déversoir flottant ;
- Le calcul des débits en entrée et en sortie de la mare.

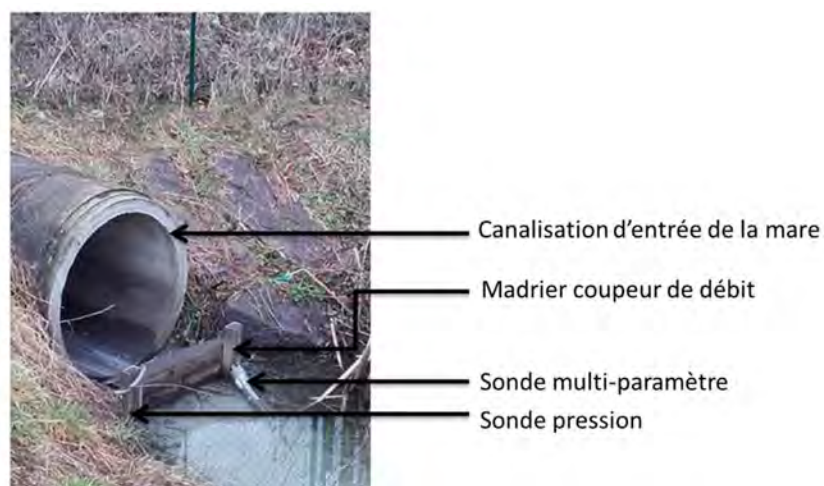


FIGURE 39: INSTRUMENTATION DANS LA MARE DE SEDIMENTATION

4.2.3.1. Hauteur d'eau au fond du filtre planté de roseaux : piézomètres

Deux piézomètres sont installés dans le filtre (Figure 34). Ce sont des sondes de pression (Endress & Hauser, Reinach, Suisse) qui permettent de connaître la hauteur d'eau au sein du milieu poreux. Le dispositif n'est pas perforé et atteint le fond du filtre.

4.2.3.2. Hauteur d'eau en sortie de filière : radar

Un radar (IJINUS, Mellac, France) se situe dans le regard de sortie, à l'aval du filtre (Figure 40). Il permet de détecter la vidange du filtre, ou la remontée de la mare naturelle dans le système.

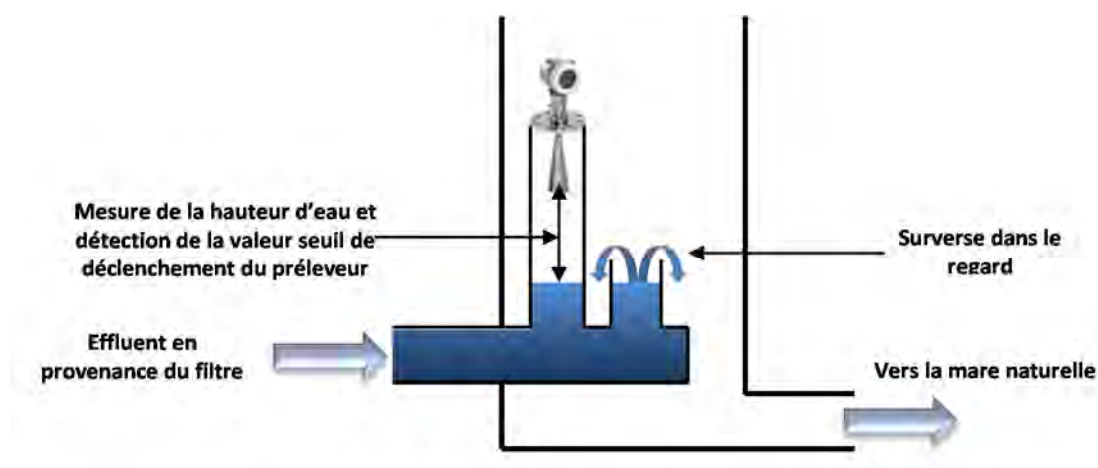


FIGURE 40: PRINCIPE DE MESURE DU RADAR EN SORTIE DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX

4.2.3.3. Vitesses d'infiltration du filtre planté de roseaux

Les vitesses d'infiltration dans la couche active du filtre planté de roseaux sont déterminées grâce à un infiltromètre à double anneau. Après avoir fauché les végétaux présents sur la zone de mesure, les deux anneaux sont enfoncés à une dizaine de centimètres dans le substrat. Les deux compartiments de l'infiltromètre sont mis en eau grâce à une pompe prélevant dans le regard aval. La vitesse d'infiltration est suivie dans le compartiment central

à l'aide d'une baguette graduée sur flotteur et d'un chronomètre. Les expériences d'infiltration ont été menées à différentes saisons pendant 2 ans. Les vitesses d'infiltration ont été déterminées sur deux points du filtre planté de roseaux : une zone avec une forte densité de roseaux, supposée très alimentée en eau de la mare, et une zone avec une plus faible densité, supposée moins alimentée. Chaque mesure est répétée trois fois sur le même point et la vitesse d'infiltration du point est la moyenne des trois expériences. Le détail du protocole de mesure des vitesses est présenté dans Bois et al. (2015).

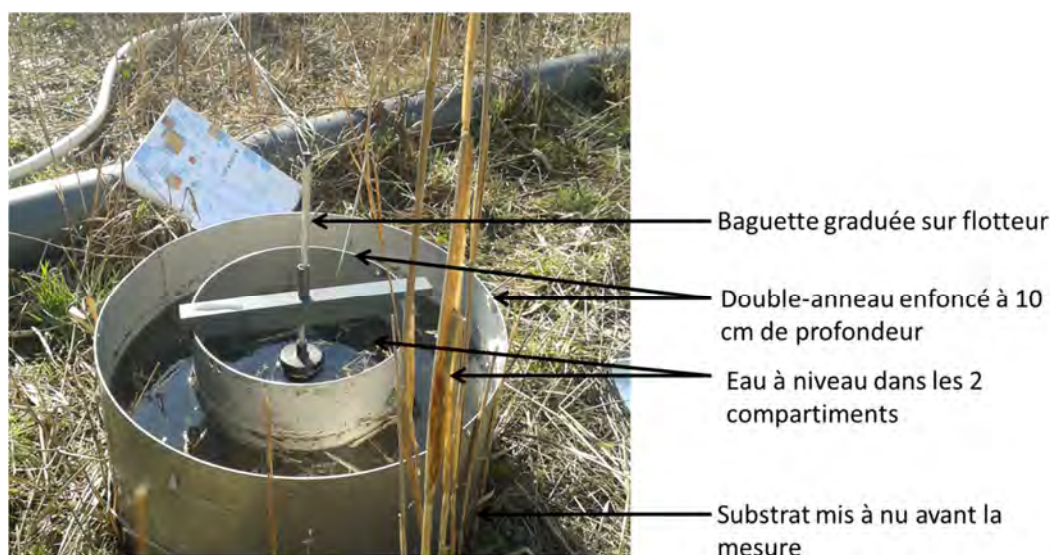


FIGURE 41: MESURE DE VITESSE D'INFILTRATION AVEC UN INFILTROMETRE A DOUBLE ANNEAU

4.2.4. Suivi en continu des paramètres physico-chimiques

Deux sondes multi-paramètres (YSI, Yellow Springs, USA) sont installées dans la filière de traitement : la première se situe sur le madrier répartiteur de débit en entrée de mare (Figure 39) et la seconde dans le piézomètre central du filtre planté (Figure 34).



FIGURE 42: SONDE MULTI-PARAMETRES

La sonde multi-paramètres mesure la température ($^{\circ}\text{C}$), la conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), l'oxygène dissous ($\text{mgO}_2\text{.L}^{-1}$), l'oxygène dissous à saturation (%), le pH et le potentiel rédox (mV) de l'eau en continu.

Il est important de noter que toutes les sondes de terrain sont étalonnées avant chaque installation sur site. La fréquence d'étalonnage dépendra à la fois de l'usage et des prescriptions du fabricant.

4.2.5. Suivi ponctuel en temps de pluie : dispositif de prélèvement

Trois préleveurs automatiques réfrigérés (Endress & Hauser, Reinach, Suisse) sont installés sur le site afin de suivre la qualité de l'eau en entrée du système et ces performances de traitement :

1. Le premier point de prélèvement, dit préleveur amont, prélève les eaux ruisselées brutes dans la canalisation en amont de la mare ;
2. Le second point de prélèvement, dit préleveur intermédiaire, prélève l'eau de la mare décantée pendant son transfert dans le déversoir flottant ;
3. Le troisième point de prélèvement, dit préleveur aval, prélève l'eau décantée et filtrée par le filtre planté dans le regard aval avant rejet dans la mare naturelle.

Leur localisation est présentée dans la Figure 43.

Les matériaux utilisés pour les éléments constitutifs des préleveurs sont conformes aux recommandations du projet AMPERES (Choubert et al., 2009) afin de limiter les risques de contaminations des échantillons : le tuyau de prélèvement est en fluoropolymère, matériaux inerte chimiquement et les flacons sont en verre. Cependant, certains éléments internes du préleveur automatique n'ont pas pu être maîtrisés, et sont notamment en PVC, en polystyrène ou en silicone (Figure 44). Les risques de contamination sont malgré tout minimes car le temps de contact entre l'eau prélevée et les matériaux est inférieur à 1min.

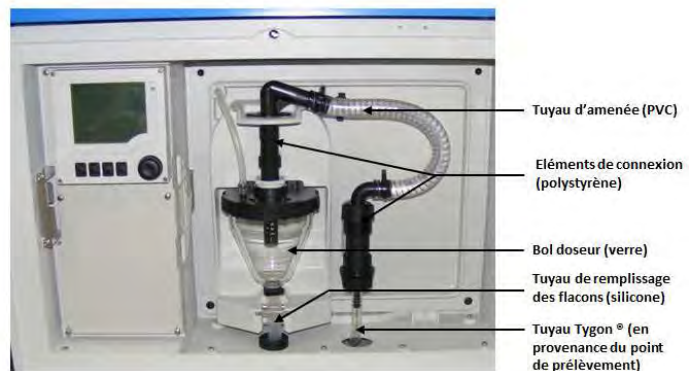
Afin d'évaluer les risques de contamination des échantillons par les préleveurs, nous avons réalisé une campagne blanche selon le protocole de Eymery et al. (2011). De l'eau d'Evian a été prélevée selon le protocole d'échantillonnage du préleveur, puis conditionnée comme lors d'une campagne de prélèvement standard et analysée de même en métaux et HAP. Les résultats des analyses indiquent que les concentrations en métaux et HAP sont inférieures aux limites de détection. Les matériaux des préleveurs ne relarguent donc pas les micropolluants recherchés dans notre étude dans les échantillons.



FIGURE 43: LOCALISATION DES PRELEVEURS AUTOMATIQUES ET DES POINTS DE PRELEVEMENTS



(a) Préleveur automatique



(b) Système d'aspiration de l'eau et matériaux



(c) Système de répartition de l'eau prélevée et matériaux

FIGURE 44: ELEMENTS CONSTITUTIFS D'UN PRELEVEUR AUTOMATIQUE

4.3. Que retenir de l'instrumentation de la filière de traitement ?

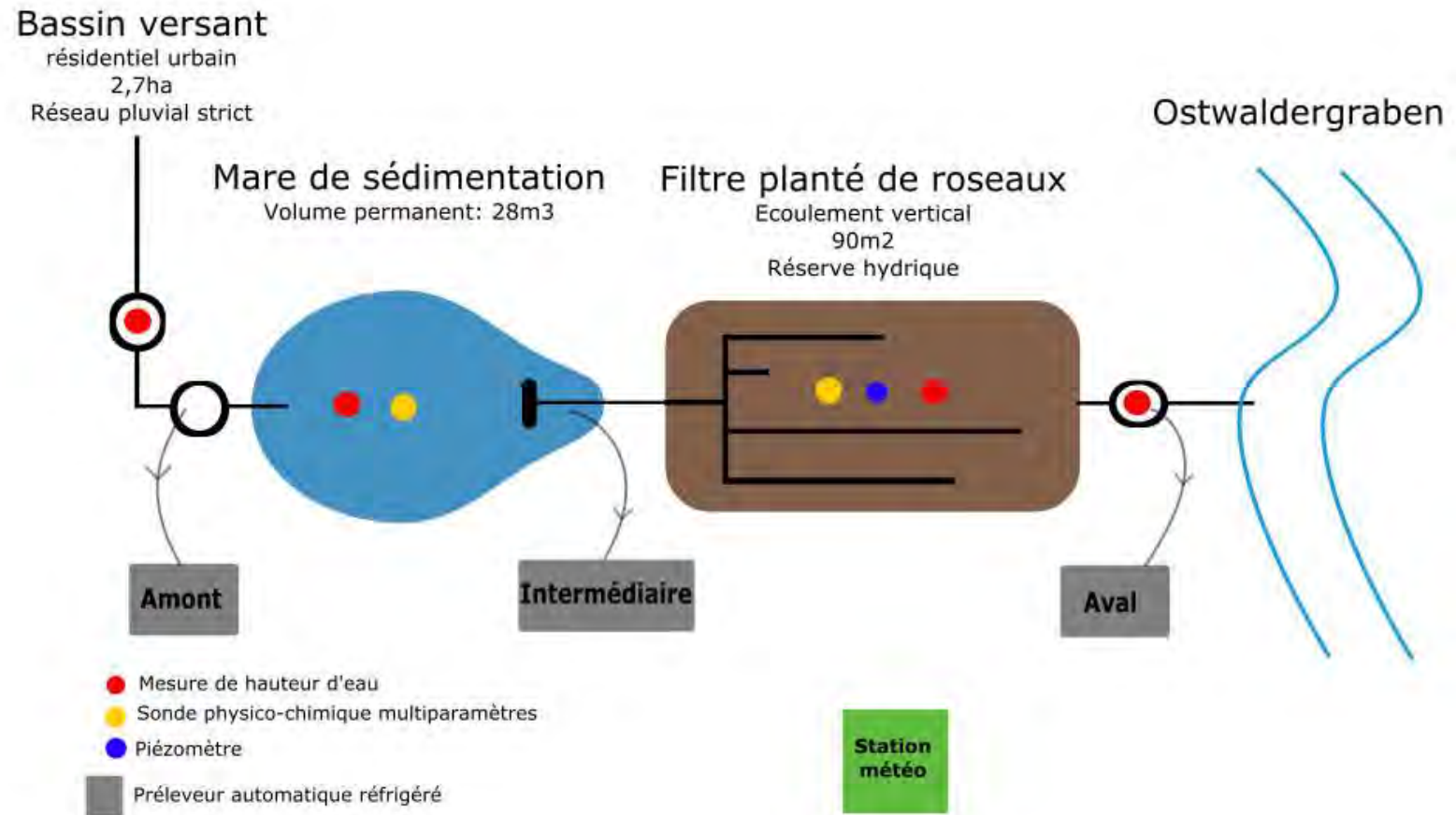


FIGURE 45: INSTRUMENTATION DE LA FILIERE DE TRAITEMENT

5. Evaluation de la qualité des eaux pluviales et des matrices solides

5.1. Evaluation de la qualité des eaux pluviales

5.1.1. Suivi ponctuel de la qualité des eaux pluviales: campagnes de prélèvement en temps de pluie

5.1.1.1. Déclenchement des préleveurs

Les préleveurs automatiques sont déclenchés seulement en cas d'évènement pluvieux. Les 3 préleveurs sont asservis à la hauteur d'eau de la mare. Une augmentation du niveau d'eau dans la mare signifie qu'il y a un évènement pluvieux. L'automate situé dans l'armoire centrale est réglé pour déclencher les préleveurs s'il détecte une variation de hauteur d'eau suffisante dans la mare. C'est l'ultrason dans la mare relié à l'automate qui délivre cette information. La variation de hauteur d'eau nécessaire pour déclencher les préleveurs est à l'appréciation de l'opérateur, et est modifiée à chaque campagne de prélèvement. Elle est déterminée selon le niveau d'eau initial dans la mare et l'importance de l'évènement pluvieux à venir.

5.1.1.2. Programmes d'échantillonnage

Les programmes d'échantillonnage des 3 préleveurs sont asservis au temps. Bien qu'il ait été démontré que l'asservissement au volume écoulé avec prise de volume fixe est la méthode la plus performante (Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse and INSA de Lyon, 2010), ce n'était pas possible de la mettre en place sur notre système. En effet, les préleveurs automatiques sont équipés d'une pompe à membrane avec bol en verre, ce qui ne permet pas d'asservir les prélèvements au débit. Dans notre cas, 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.

Méthodologie de reconstitution de l'échantillon évènementiel moyen (Schmitt, 2014)

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 $V_{b_{tot}} = \sum_{i=1}^n V_{b_i}$

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

$$V_{\text{échantillon composite}} = \sum \alpha_i \times V_{b_i} \quad \text{ÉQUATION 5.1-1}$$

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

Une version évolutive de ce calcul consiste à considérer 100% du volume de la bouteille i correspondant à la valeur maximale de α . Le volume V_{b_i} de la $i^{\text{ème}}$ bouteille contribuant ainsi à l'échantillon composite selon le ratio α_i/α_{max} (Figure 46). 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 :

$$A = \frac{V_{m_{tot}}}{V_{m_{év. pluvieux}}} \quad \text{ÉQUATION 5.1-2}$$

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.

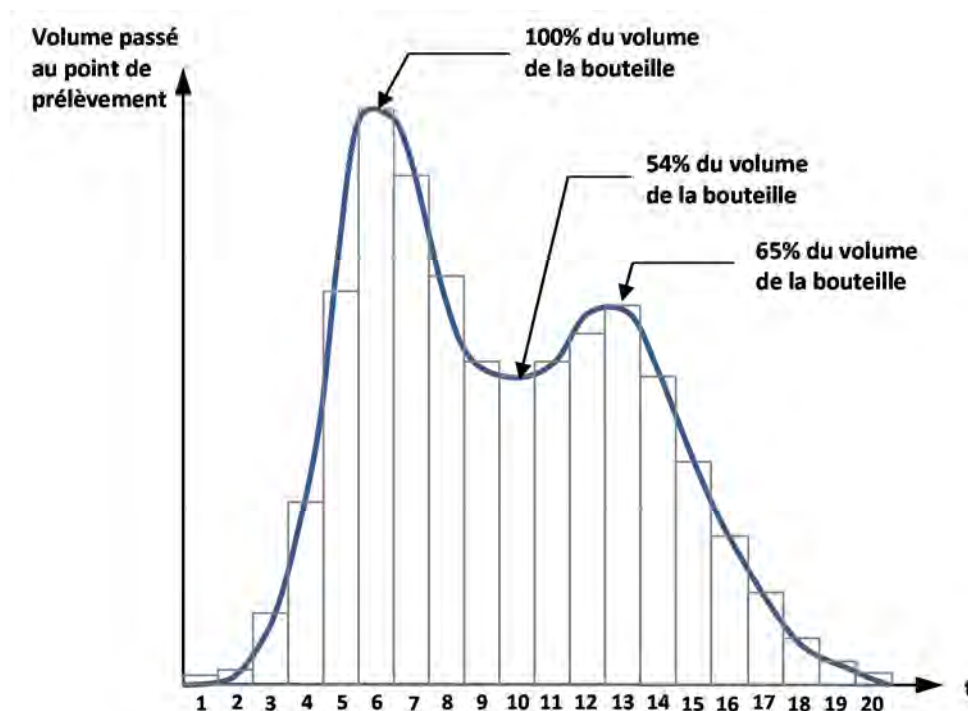


FIGURE 46: METHODOLOGIE DE RECONSTRUCTION DE L'ECHANTILLON EVENEMENTIEL MOYEN (SCHMITT, 2014)

Deux programmes d'échantillonnage ont été mis en place : le premier pour les points amont et intermédiaire et le second pour le point aval, les deux programmes se déclenchant en même temps. Les deux programmes ont été réalisés selon les temps de séjour estimés de l'eau dans la mare et le filtre, et des possibilités du préleveur.

Le premier programme prélève 200mL d'eau toutes les 3min pendant 6h. Cela permet de prélever pendant toute la période de déversement de la mare vers le filtre lors des événements pluvieux courts et longs. Le second programme prélève 200ml toutes les heures pendant 5jours. Cela permet de prélever pendant l'ensemble du déversement de l'eau traitée du filtre vers le regard aval.

TABLE 34 : PROGRAMMES D'ECHANTILLONNAGE

Point de prélèvement	Amont et intermédiaire	Aval
Volume d'un échantillon		200 mL
Nombre d'échantillons par bouteille		5
Volume d'une bouteille		5 x 200 mL = 1 L
Nombre de bouteilles par point d'échantillonnage		24
Fréquence de prélèvement	3 min	60 min
Durée de remplissage d'une bouteille	3 min x 5 = 15 min	60 min x 5 = 5 h
Durée totale de prélèvement	6h	5 jours

5.1.2. Suivi ponctuel de la qualité des eaux pluviales : campagnes de prélèvement en temps sec

Afin d'évaluer les dynamiques de stockage des micropolluants dans la filière de traitement, une campagne de prélèvement en temps sec a été réalisée sur la filière de traitement. L'eau du système a été prélevée en 3 points de prélèvement : dans la mare, dans le filtre planté de roseaux et dans le regard aval en sortie du filtre.

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une canne de prélèvement suivant les recommandations d'AQUAREF pour les prélèvements en rivière (Botta et al., 2010).

5.1.3. Analyse de la matrice eau

Suite aux campagnes de prélèvement en temps de pluie ou en temps sec, les échantillons sont conditionnés (échantillons acidifiés pour les analyses des métaux dissous) dans un flaconnage adapté (verre pour les HAP, plastique pour les métaux) et envoyés pour analyse à un laboratoire prestataire certifié COFRAC.

Les analyses des paramètres globaux, des HAP et des métaux sont réalisées sur les échantillons en temps de pluie. Pour les échantillons en temps sec, les HAP et les métaux sont recherchés.

5.1.3.1. Analyse des paramètres globaux

Les **matières en suspension** (MES) sont déterminées par filtration sur filtre en fibres de verre (NF EN 872). À l'aide d'un équipement de filtration sous vide, l'échantillon est filtré sur un filtre en fibres de verre. Le filtre est ensuite séché à 105 ± 2 °C et la masse du résidu retenu sur le filtre est déterminée par pesée.

La teneur en **matières volatiles en suspension** (MVS) est déterminée de la même manière que pour les MES, avec une étape de calcination en plus (méthode adaptée de NF EN 872 et XP P 94-047).

Les **nitrites** et **nitrates** sont déterminés par analyse avec injection de flux (FIA) et détection spectrométrique (NF EN ISO 13395). L'échantillon est introduit à l'aide d'une valve d'injection dans une solution tampon à écoulement continu. Le nitrate contenu dans l'échantillon est réduit en nitrite par du cadmium métallique. Ensuite, une solution de réactif d'acide phosphorique est introduite. Le nitrite initialement présent et le nitrite résultant de la réduction du nitrate produisent une réaction de diazotation du sulfanilamide, en milieu acide, en un sel de diazonium, qui est ensuite transformé en un colorant rouge par couplage avec le dichlorure de N-(naphtyl-1) éthylènediamine. Le nitrite est déterminé, sans utilisation de la réduction au cadmium, directement par la diazotation et par la réaction de couplage citée ci-dessus. Le nitrate est donné par la différence (nitrite/nitrate- nitrite).

L'**ammonium** est dosé par spectrophotométrie au bleu d'indophénol (NF T 90-015-2). En milieu alcalin ($10,4 < \text{pH} < 11,5$), l'ammonium forme un composé de type indophénol par réaction avec du phénol et de l'hypochlorite, en présence de nitroprussiate comme catalyseur. La coloration obtenue est mesurée par spectrophotométrie, à une longueur d'onde voisine de 630 nm.

Les **orthophosphates** sont dosés par spectrométrie au molybdate d'ammonium (NF EN ISO 6878). Les ions orthophosphates réagissent avec une solution acide contenant des ions molybdate et de l'antimoine pour former un complexe d'antimonyl-phosphomolybdate. Ce complexe est ensuite réduit par de l'acide ascorbique pour former un complexe de bleu de molybdène de couleur vive. L'absorbance du complexe est mesurée pour déterminer la concentration en orthophosphates.

La **demande chimique en oxygène** (DCO) est déterminée par ébullition à reflux d'une prise d'essai de l'échantillon, en milieu acide, en présence d'une quantité connue de dichromate de potassium, de sulfate d'argent (jouant le rôle d'un catalyseur d'oxydation) et de sulfate de mercure (II) permettant de complexer les ions chlorures (NF EN 1899-1). L'excès de dichromate est déterminée avec une solution titrée de sulfate de fer (II) et d'ammonium en présence de la solution d'indicateur ou par un système de mesure potentiométrique. La DCO est calculée à partir de la quantité de dichromate de potassium réduite.

La **demande biochimique en oxygène après 5 jours** (DBO5) est déterminée par dilution et ensemencement avec apport d'allylthio-urée (NF EN 1899-1). L'échantillon d'eau à analyser est prétraité et dilué avec différentes quantités d'eau de dilution enrichie en oxygène dissous et contenant un ensemencement de micro-organismes aérobies, avec suppression de la nitrification. L'échantillon est ensuite incubé à 20 °C pour une durée fixée de 5 jours à l'obscurité, dans un flacon entièrement rempli et fermé. La concentration en oxygène dissous est déterminée avant et après incubation.

Le **carbone organique total** (COT) et le **carbone organique dissous** (COD) sont déterminés par oxydation du carbone organique présent dans l'eau en dioxyde de carbone par combustion (NF EN 1484). Le carbone inorganique est éliminé par acidification et dosé séparément. Le dioxyde de carbone formé par l'oxydation est dosé après réduction en méthane (CH₄) par ionisation de flamme.

L'**azote Kjeldahl** (NTK) est déterminé par minéralisation de l'échantillon au sélénium pour former du sulfate d'ammonium, libération et distillation de l'ammoniac puis dosage par titrimétrie (NF EN 25663).

Le **phosphore** est dosé par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES) (NF EN ISO 11885). Cette méthode consiste à mesurer l'émission de lumière par une technique de spectroscopie optique. Les échantillons sont nébulisés et l'aérosol ainsi produit est transporté dans une torche à plasma où se produit l'excitation. Les spectres d'émission caractéristiques sont produits par un plasma à couplage inductif par haute fréquence (ICP). Les spectres sont dispersés par un spectromètre à réseau et l'intensité des raies est évaluée par un détecteur. Les signaux du (des) détecteur(s) sont traités et contrôlés par un système informatique.

Les normes des méthodes d'analyses, les incertitudes et les limites de quantification (LQ) sont présentées dans l'Annexe 1.

5.1.3.2. Analyse des HAP dans l'eau

Les 16 **hydrocarbures aromatiques polycycliques** (HAP) sont dosés dans l'échantillon par HPLC avec détection par fluorescence après extraction liquide-liquide (NF EN ISO 17993). Les HAP présents dans l'échantillon aqueux sont extraits de l'échantillon d'eau à l'aide d'hexane. L'extrait est concentré par évaporation, et le résidu est repris dans un solvant approprié pour l'analyse par HPLC. Les HAP sont séparés par HPLC à l'aide d'une phase stationnaire appropriée, en utilisant un gradient d'élution. L'identification et la quantification sont effectuées au moyen de la détection par fluorescence avec programmation de longueurs d'onde pour les longueurs d'onde d'excitation et d'émission.

La liste de 16 HAP recherchés, les normes des méthodes d'analyses, les incertitudes et les limites de quantification (LQ) sont présentées dans l'Annexe 1.

5.1.3.3. Analyse des éléments traces métalliques dans l'eau

Les métaux sont déterminés sur la fraction totale et la fraction dissoute de l'échantillon.

Les **métaux totaux** sont dosés par spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS) (NF EN ISO 17294-2). L'échantillon est introduit dans un plasma induit par haute où les processus de transfert de l'énergie engendrés par le plasma provoquent la désolvatation, la décomposition, l'atomisation et l'ionisation des métaux. L'extraction des ions du plasma est réalisée par une interface sous vide à pompage différentiel avec optique ionique intégrée et séparation sur la base de leur rapport masse/charge au moyen d'un spectromètre de masse. Les ions sont ensuite introduits dans l'unité de séparation des masses et détectés en utilisant un montage à multiplicateur d'électrons à dynode en continu, puis l'information ionique est traitée par un système de traitement des données. Enfin, la détermination quantitative des ions est réalisée après étalonnage avec des solutions d'étalonnage appropriées. La relation entre l'intensité du signal et la concentration en masse est généralement linéaire sur un intervalle étendu (habituellement supérieur à plusieurs ordres de grandeur). La méthode par ICP-MS permet d'obtenir des limites de quantifications plus basses qu'avec un ICP-OES.

Les **métaux dissous** sont dosés par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES), après filtration à 0,45µm de l'échantillon (NF EN ISO 11885). Cette méthode consiste à mesurer l'émission de lumière par une technique de spectroscopie optique. Les échantillons sont nébulisés et l'aérosol ainsi produit est transporté dans une torche à plasma où se produit l'excitation. Les spectres d'émission caractéristiques sont produits par un plasma à couplage inductif par haute fréquence (ICP). Les spectres sont dispersés par un spectromètre à réseau et l'intensité des raies est évaluée par un détecteur. Les signaux du (des) détecteur(s) sont traités et contrôlés par un système informatique. Une correction appropriée du bruit de fond est utilisée pour compenser les variations des contributions du bruit de fond.

La liste des 7 métaux recherchés, les normes des méthodes d'analyses, les incertitudes et les limites de quantification (LQ) sont présentées dans l'Annexe 1.

5.2. Evaluation de l'impact des eaux pluviales sur le vivant à l'aide des bio-essais

Afin d'évaluer l'impact des eaux de la filière de traitement sur le vivant, des bio-essais ont été réalisés en complément des analyses physico-chimiques. Trois types de tests ont été effectués : l'évaluation de la toxicité générale de l'eau, de sa génotoxicité et ses effets perturbateur endocrinien. Ils ont été réalisés par un laboratoire d'analyse extérieur (Tronico Vigicell) dans le cadre du projet Lumieau-Stra.

Les protocoles présentés ci-dessous sont simplifiés. Plus de détails sur les différents tests sont disponibles dans Guérin et al. (2017).

5.2.1. Stratégie de prélèvement

Les objectifs des bio-essais sont d'évaluer :

1. l'efficacité de la filière de traitement à diminuer l'impact des eaux rejetées dans le milieu naturel en temps de pluie ;
2. l'impact de l'eau de la filière de traitement sur le vivant en temps sec (70% du temps de fonctionnement du système).

Ainsi, deux types de campagnes ont été réalisés. Des échantillons d'eau ont été prélevés en même temps que les campagnes de prélèvement pour les analyses chimiques (cf protocole §4.2.5) pour l'impact du système en temps de pluie et indépendamment de toute campagne d'analyse chimique pour l'impact du système en temps sec. En temps de pluie, l'eau est prélevée en trois points du système (entrée de la mare, sortie de la mare, sortie du filtre). En temps sec, un point de prélèvement supplémentaire est réalisé dans la mare de rejet connectée à l'Ostwaldergraben (Figure 47).

Les échantillons sont stockés dans des flacons de verre, conservés à 4°C et envoyés le jour même au laboratoire prestataire dans une glacière.

Quatre campagnes ont été réalisées : deux en temps de pluie au printemps et en été (27/05/2016 et 28/06/2017) et deux en temps sec en été et en hiver (12/09/2016 et 07/12/2016). L'ensemble des bio-essais présentés ci-dessus (toxicité générale, génotoxicité, perturbation endocrinienne) a été réalisées pour chaque campagne et sur tous les échantillons prélevés.

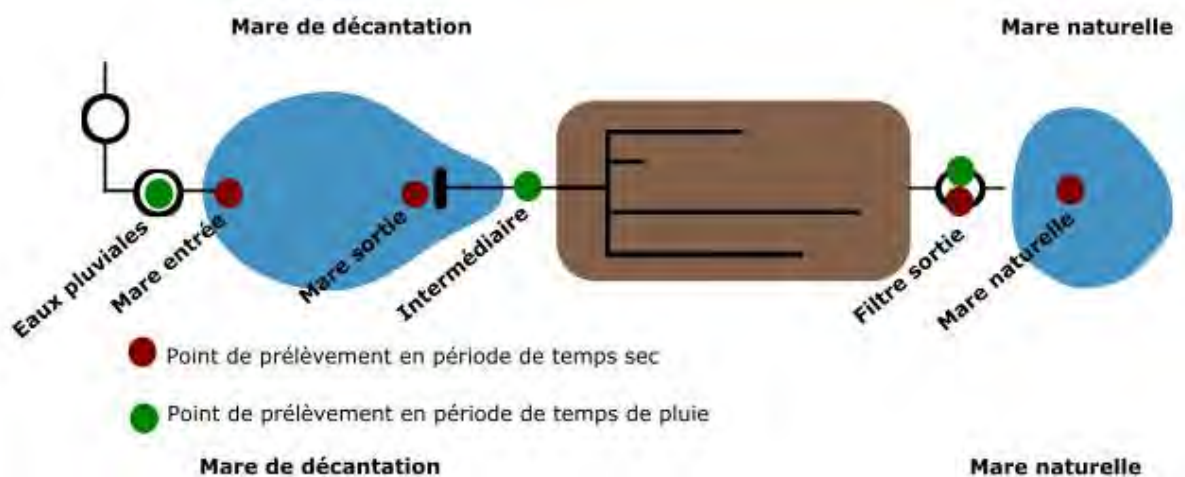


FIGURE 47: LOCALISATION DES POINTS DE PRELEVEMENT DANS LA FILIERE DE TRAITEMENT POUR LA REALISATION DES BIO-ESSAIS EN TEMPS SEC ET EN TEMPS DE PLUIE

5.2.2. Protocole d'évaluation de la toxicité générale des échantillons

La toxicité générale des eaux est évaluée sur cinq organismes différents : des bactéries, des algues, des levures, un champignon et des cellules humaines sanguines (Table 35). Deux types de bactéries et de levures sont utilisés : un modèle dit sauvage (sans modification) et

un modèle dit sensible avec suppression des pompes d'efflux. Ces pompes sont des protéines présentes dans les membranes qui permettent l'exportation de molécules de l'intérieur de la bactérie vers l'extérieur. Les expositions des modèles sont aiguë (impact à court terme), chronique (impact à long terme) ou les deux. Les critères d'effet sont l'inhibition de la croissance de la population (bactéries, algues, levures, champignon) ou la viabilité (cellule humaine). Tous les essais sont réalisés sur une eau filtrée (0,22µm).

TABLE 35: CARACTERISTIQUES DES BIO-ESSAIS UTILISES POUR L'EVALUATION DE LA TOXICITE GENERALE DES EAUX DE LA FILIERE DE TRAITEMENT

Organisme modèle	Type d'exposition	Critère d'effet	Durée d'exposition	Matrice
Bactéries (E. coli) : Un modèle sauvage et un modèle déplété en pompes d'efflux	Toxicité aigüe et chronique	Cinétique de croissance	8 h	Eau : Filtration 0.22µm, ajustement du pH si nécessaire
Algues (C. reinhardtii) : Un modèle sauvage et un modèle déplété en parois	Toxicité aigüe et chronique	Cinétique de croissance	3 j	Eau : Filtration 0.22µm, ajustement du pH si nécessaire
Levures (S. cerevisiae) : Un modèle sauvage et un modèle déplété en pompes d'efflux	Toxicité aigüe et chronique	Cinétique de croissance	24 h	Eau : Filtration 0.22µm, ajustement du pH si nécessaire
Champignon (S. tritici) : Un modèle sauvage	Toxicité chronique	Cinétique de croissance	7 j	Eau : Filtration 0.22µm, ajustement du pH si nécessaire
Cellules humaines (PBMC)	Toxicité aigüe	Viabilité	24 h	Eau : Filtration 0.22µm, ajustement du pH si nécessaire

5.2.3. Protocole d'évaluation de la génotoxicité des échantillons

L'évaluation de la génotoxicité permet de déterminer si l'échantillon induit des modifications physique ou fonctionnelle dans le génome de l'organisme modèle. Les essais de génotoxicité sont réalisés sur des bactéries et des cellules humaines.

Les bactéries utilisées sont des organismes génétiquement modifiés (OGM), qui produisent de la lumière en cas de détérioration de leur ADN. Pour les cellules humaines, c'est la phosphorylation des histones (qui a lieu lors d'une détérioration de l'ADN) qui est détectée grâce à un marquage immunologique fluorescent.

TABLE 36 : CARACTERISTIQUES DES BIO-ESSAIS UTILISES POUR L'EVALUATION DE LA GENOTOXICITE DES EAUX DE LA FILIERE DE TRAITEMENT

Organisme modèle	Type d'exposition	Critère d'effet	Durée d'exposition	Matrice
Bactérie (E. coli) : Modifié	Activation système SOS	Luminescence	3h	Eau : Filtration 0.22µm, ajustement du pH si nécessaire
Cellules humaines: LST174 et AchN lignées cancer rénal et épithélium intestinal (colon)	Phosphorylation histone H2ax sur cellules avec forte et ou faible capacité de métabolisation	Immunocytochimie	24h	Eau : Filtration 0.22µm, ajustement du pH si nécessaire

5.2.4. Protocole d'évaluation du potentiel perturbateur endocrinien des échantillons

L'évaluation du potentiel perturbateur endocrinien est réalisée in vitro sur 3 types de cellules humaines (Table 37). Trois récepteurs hormonaux sont testés (androgène, œstrogène et thyroïdien). La présence de perturbateur endocrinien dans les eaux entraîne une activation ou une inactivation (action agoniste ou antagoniste) du récepteur qui sera révélé par un gène rapporteur (production de fluorescence).

TABLE 37 : CARACTERISTIQUES DES BIO-ESSAIS UTILISES POUR L'EVALUATION DU POTENTIEL PERTURBATEUR ENDOCRINIEN DES EAUX DE LA FILIERE DE TRAITEMENT

Organisme modèle	Type d'exposition	Critère d'effet	Durée d'exposition	Matrice
Cellule humaine : PALM lignée cancéreuse prostate modifiée	Agoniste Antagoniste interaction récepteur androgène	- Luminescence	19 h	Eau : Filtration 0.22 µm, ajustement du pH si nécessaire
Cellule humaine : HG5LN lignée carcinome utérus modifiée	Agoniste Antagoniste interaction récepteur thyroïdien	- Luminescence	19 h	Eau : Filtration 0.22, ajustement du pH si nécessaire µm
Cellule humaine : MELN lignée cancéreuse mammaire modifiée	Agoniste Antagoniste interaction récepteur oestrogénien	- Luminescence	19 h	Eau : Filtration 0.22, ajustement du pH si nécessaire µm

5.2.5. Interprétation des résultats

Le résultat d'un bio-essai est interprété selon des références :

- « Réf. » : eau pure (ajoutée au milieu de culture).
- « C+ » : contrôle positif (substance induisant la réponse).

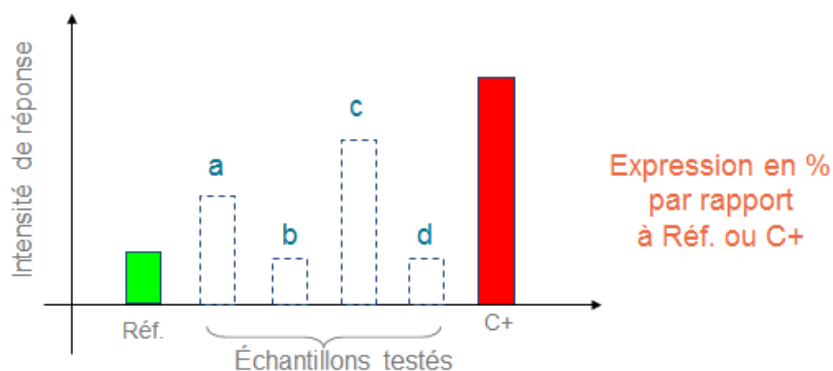


FIGURE 48 : INTERPRETATION DES RESULTATS D'UN BIO-ESSAIS SELON LA REFERENCE ET LE CONTROLE POSITIF (TRONICO VIGICELL, 2015)

L'intensité de la réponse de l'organisme à la mise en contact avec l'eau étudiée est exprimée en pourcentage par rapport à la référence ou au contrôle positif. Un code couleur est mis en place pour une meilleure visualisation des résultats (Table 38). Une réponse peut être positive ou négative. Par exemple, pour les bactéries, le critère d'effet est la cinétique de croissance. Si l'eau étudiée provoque une augmentation de la croissance des bactéries, alors la réponse sera positive et supérieure à 0% (référence, pas d'effet sur la croissance). Au contraire, si l'eau étudiée provoque une mort des bactéries, la réponse sera négative et inférieure à 0%.

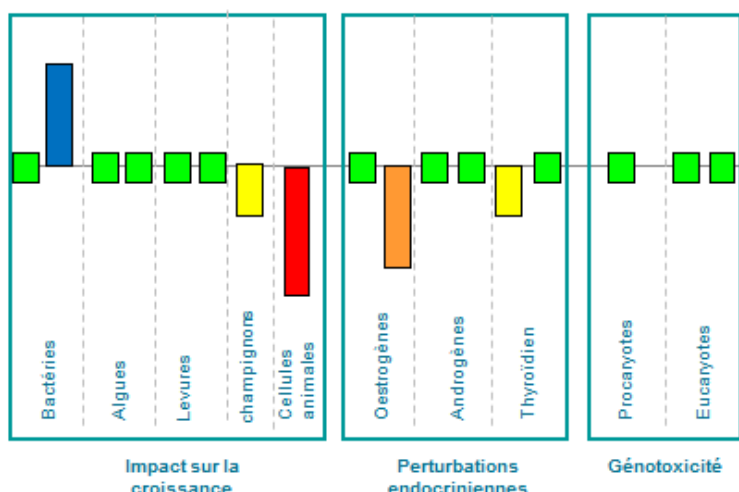


FIGURE 49:REPRESENTATION DES RESULTATS DES BIO-ESSAIS

TABLE 38: LIEN ENTRE RESULTATS DES BIO-ESSAIS ET LE CODE COULEUR ASSOCIE

		Effet fort	Effet moyen	Effet faible mais significatif	Pas d'effet significatif	Effet faible mais significatif	Effet moyen	Effet fort
Bactéries	AG100A	Au delà de -90%	de -30 à -90 %	de -15 à -30 %	de -15 à +15 %	de 15 à 30 %	de 30 à 90 %	Au delà de 90 %
	NR698	Au delà de -90%	de -60 à -90 %	de -30 à -60 %	de -30 à +30 %	de 30 à 60 %	de 60 à 90 %	Au delà de 90 %
Levures	WT	Au delà de -90%	de -60 à -90 %	de -30 à -60 %	de -30 à +30 %	de 30 à 60 %	de 60 à 90 %	Au delà de 90 %
	AD1-9	Au delà de -90%	de -30 à -90 %	de -15 à -30 %	de -15 à +15 %	de 15 à 30 %	de 30 à 90 %	Au delà de 90 %
Champignon	<i>Septoria tritici</i>	Au delà de -95%	de -60 à -95 %	de -30 à -60 %	de -30 à +30 %	de 30 à 60 %	de 60 à 95 %	Au delà de 95%
Algues	WTS	Au delà de -95%	de -60 à -95 %	de -30 à -60 %	de -30 à +30 %	de 30 à 60 %	de 60 à 95 %	Au delà de 95%
	CW15-J4							
Cellules humaines	PBMC	Au delà de -90%	de -50 à -90 %	de -20 à -50 %	≥ -20 %			
Génotox procaryote	rec A	Au delà de 90%	de 60 à 90 %	de 30 à 60 %	< 30 %			
Génotox eucaryote	LST274	Au delà de 95%	De 60 à 95 %	De 30 à 60 %	< 30 %			
	AchN	Au delà de 95%	De 60 à 95 %	de 30 à 60 %	< 30 %			
PE	HG5Ln	> à +95%	de +60 à +95 %	de +20 à +60 %	< +20 %			
	MELN	> à +95%	de +60 à +95 %	de +20 à +60 %	< +20 %			
	PALM	> à +95%	de +60 à +95 %	de +20 à +60 %	< +20 %			

5.3.Évaluation de la qualité des matrices solides

5.3.1. Stratégie de prélèvement des sédiments et du sol

Les sédiments de la mare sont prélevés manuellement. Un seul point de prélèvement est effectué dans la mare à cause de l'accessibilité difficile des sédiments au fond de la mare.

Dans le filtre, deux zones de prélèvement ont été définies. Dans une étude précédente (Walaszek et al., 2015), il a été démontré que l'alimentation en eau du filtre n'est pas uniforme et que deux zones se distinguent : la première est suffisamment alimentée en eau par les déversements pour permettre le bon développement des roseaux. La seconde zone est peu alimentée en eau et les roseaux sont moins développés. Cette frontière est donc visible à l'œil nu. Cette différence est aussi visible au niveau de la couche superficielle organique qui est peu présente dans la zone peu alimentée en eau. Dans chaque zone de prélèvement, 3 points de prélèvement sont choisis aléatoirement (Figure 51). A chaque point de prélèvement, le sol du filtre est prélevé à 3 profondeurs différentes : en surface du filtre (horizon organique), le sable en-dessous de la surface (couche de sable en contact avec l'horizon organique) et le sable plus en profondeur (sable sans trace visible de matière organique). Le détail des points de prélèvements dans le filtre est présenté dans la Figure 51. Les échantillons composites sont ensuite réalisés en mélangeant ensemble les couches de même profondeur des 3 points de prélèvement et de la même zone. Les échantillons sont envoyés pour analyse à un laboratoire prestataire certifié COFRAC.

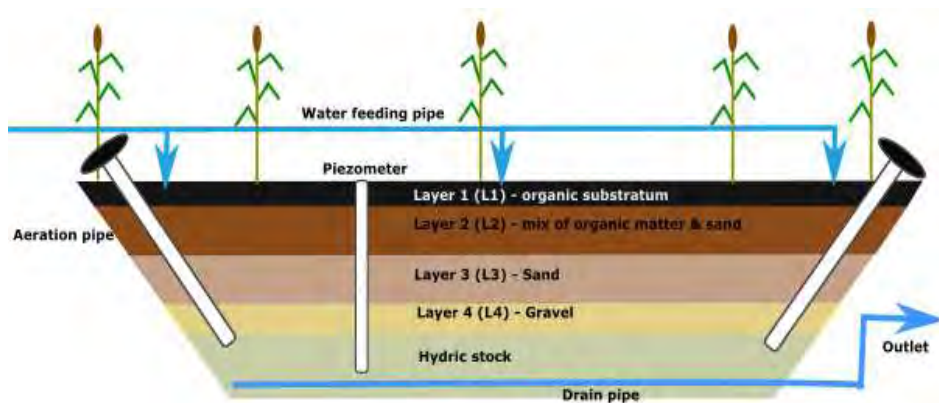


FIGURE 50: COUCHES PRELEVEES DANS LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX (L1, L2 ET L3)

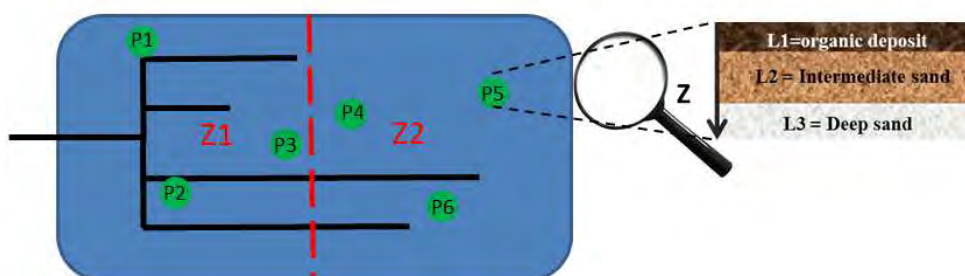


FIGURE 51: LOCALISATION DES POINTS ALEATOIRES DE PRELEVEMENTS (P1 A P6) A 3 PROFONDEURS (L1 A L3) DANS LA ZONE ALIMENTEE EN EAU (Z1) ET LA ZONE PEU ALIMENTEE EN EAU (Z2) DU FILTRE PLANTE DE ROSEAUX

5.3.2. Analyse des métaux dans le sol

Les métaux sont dosés par extraction à l'eau régale (NF EN ISO 11885 et NF EN 13346 méthode B). L'échantillon pour laboratoire est préparé en vue d'obtenir une prise d'essai représentative qui est extraite avec l'eau régale selon le mode de chauffage suivant : ébullition durant environ 15 min dans un tube en verre jaugé, ajustement au volume dans le même tube, en laissant décanter et ensuite transfert de la solution surnageante pour l'analyse. Les métaux dans la solution surnageante sont ensuite dosés par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES).

La liste des 7 métaux recherchés, les normes des méthodes d'analyses, les incertitudes et les limites de quantification (LQ) sont présentées dans l'Annexe 1.

5.3.3. Analyse des HAP dans le sol

Les **HAP** sont dosés par chromatographie en phase gazeuse avec détection par spectrométrie de masse (CG-MS) (NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)). L'extraction est effectuée en utilisant de l'acétone et de l'éther de pétrole. L'acétone est un extractant efficace, notamment parce qu'elle est capable de disloquer les agrégats de sol. L'éther de pétrole accroît l'efficacité de l'extraction et son utilisation comme solvant est nécessaire lors de la procédure de concentration qui suit. Il convient que toute méthode d'extraction des HAP utilise au moins 50 ml d'acétone et 50 ml d'éther de pétrole (pour un

échantillon ayant été soumis à un séchage chimique). Si l'échantillon utilisé est humide, il convient d'augmenter la quantité d'acétone jusqu'à au moins 100 ml. Différentes méthodes d'extraction peuvent conduire aux mêmes résultats, à condition qu'elles respectent les recommandations susmentionnées. Si l'échantillon contient une grande quantité d'eau ou si l'on a ajouté de l'eau, il convient d'ajouter du chlorure de sodium (NaCl) pour augmenter l'efficacité de l'extraction. L'échantillon brut prélevé sur le terrain est extrait à deux reprises avec de l'acétone, puis on ajoute de l'éther de pétrole à l'extrait d'acétone. L'extrait est lavé deux fois à l'eau puis la phase organique est déshydratée avec du sulfate de sodium anhydre. L'extrait est ensuite analysé par chromatographie capillaire en phase gazeuse. L'identification et la quantification des HAP sont effectuées par détection par spectrométrie de masse, en utilisant des HAP deutérés appropriés comme étalons internes.

La liste des 16 HAP recherchés, les normes des méthodes d'analyses, les incertitudes et les limites de quantification (LQ) sont présentées dans l'Annexe 1.

5.4. Que retenir de l'évaluation de la qualité des eaux pluviales et des matrices solides ?

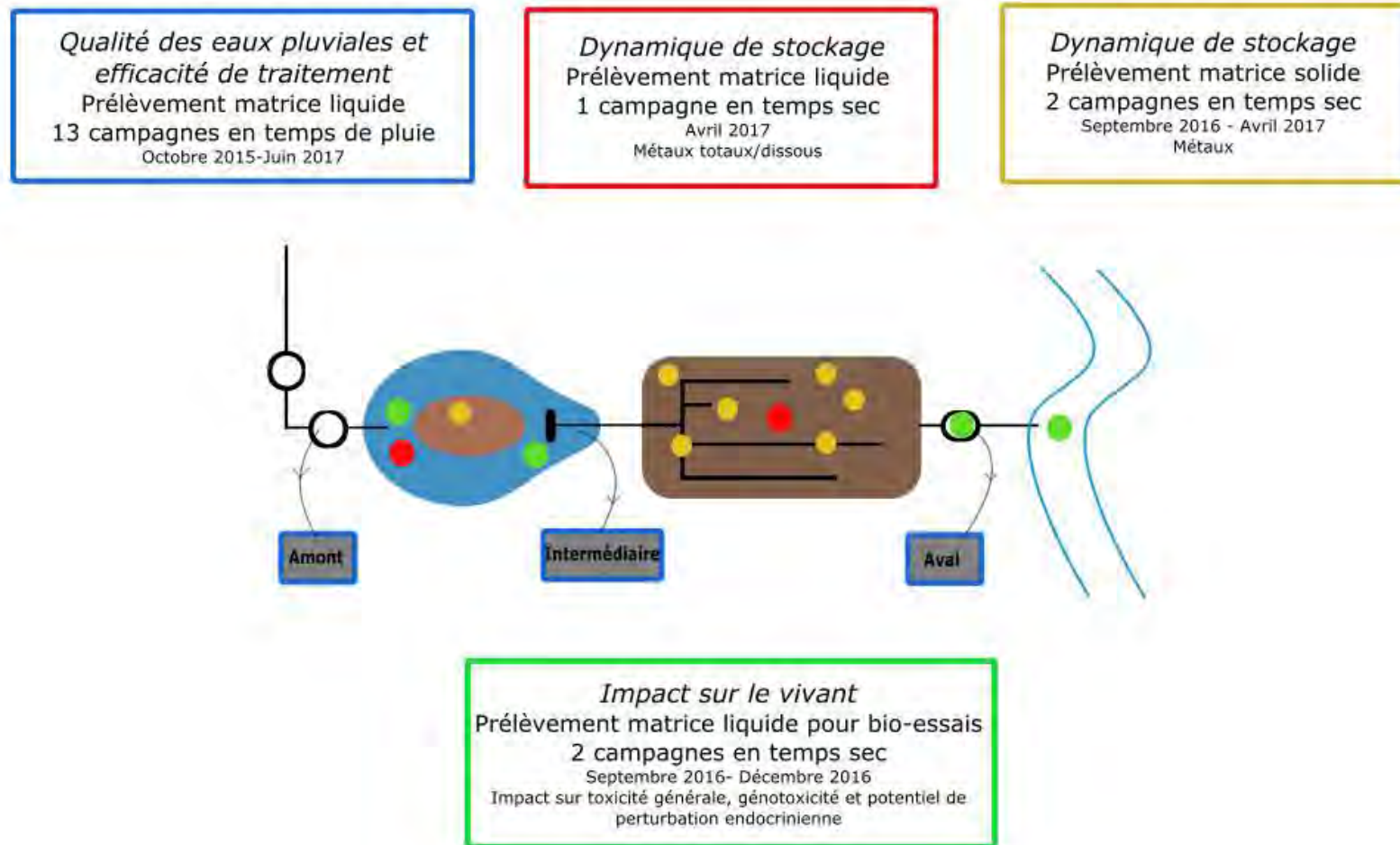


FIGURE 52: CAMPAGNES DE PRELEVEMENT POUR L'EVALUATION DE LA QUALITE DES EAUX PLUVIALES ET DES MATRICES SOLIDES

Au moment de la finalisation de ce rapport, de nouvelles campagnes ont été réalisées. La figure 52 ci-dessus doit être complétée par les nouvelles campagnes listées ci-dessous :

- 5 campagnes de temps de pluie réalisées courant 2018 ;
- 1 campagne bio-essais de temps de pluie réalisée en Mai 2018 ;
- 1 campagne bio-essais de temps de temps sec réalisée en Juillet 2018 ;
- 1 campagne d'analyses de la matrice solide réalisée en 2019.

6. Traitement de données

6.1.Méthodes de calcul

6.1.1. Détermination des caractéristiques hydrologiques des pluies

Définition d'un évènement pluvieux

Un évènement pluvieux est en général défini par une lame d'eau et une période de temps sec minimum entre deux séries de pluie. Nous avons testé deux définitions d'évènements pluvieux aux données de pluviométrie du bassin versant (Table 39). Ces définitions ont été établies dans le cadre d'études hydrologiques relatives au fonctionnement d'un ouvrage de traitement.

TABLE 39 : DEFINITIONS D'UN EVENEMENT PLUVIEUX

Référence	Critères
Définition 1	Hauteur d'eau >1mm
(Hannouche, 2012)	Durée de temps sec >30min
Définition 2	Intensité moyenne >0,1mm/h
(Sebastian, 2013)	Temps de pluie ≥ 4min
	Durée de temps sec >4h

En fonction de la définition utilisée, le nombre d'évènement pluvieux sur le bassin versant varie. Or les évènements pluvieux qui nous intéressent et dont nous voulons connaître les caractéristiques sont ceux provoquant un ruissellement dans le réseau séparatif pluvial et une arrivée d'eau dans la mare de sédimentation. A l'aide du capteur de hauteur présent dans la canalisation amont de la mare, nous connaissons un nombre théorique d'évènements pluvieux. C'est en comparant ce nombre et le nombre d'évènement pluvieux obtenu avec les deux définitions que nous avons décidé d'utiliser la définition 2. C'est la définition la moins restrictive. En effet, de par la sensibilité du pluviomètre et le pas de temps d'enregistrement de la station météo, les critères intensité moyenne et temps de pluie sont toujours respectés. Le seul critère discriminant est la durée de temps sec. Cette définition nous permet de prendre en compte toutes les séries pluvieuses car toutes les hauteurs de pluie supérieures à 0,1mm (précision du pluviomètre) sont regroupées en un évènement pluvieux jusqu'à ce que la durée entre séries pluvieuses soit supérieure à 4h.

Durée de pluie

La durée de pluie T_p (min) est le temps pendant lequel un évènement pluvieux est enregistré.

Hauteur de pluie

La hauteur de pluie (mm) est la hauteur d'eau cumulée sur toute la durée de l'évènement pluvieux.

Durée de temps sec

La durée de temps sec (h) est le temps séparant deux évènements pluvieux.

Intensité moyenne

L'intensité moyenne (I_{moy}) correspond à la hauteur de pluie (H) tombée sur toute la durée de la pluie (T_p) telle que :

$$I_{moy} (mm/h) = \frac{H (mm)}{T_p (min)} \times 60 \quad \text{ÉQUATION 6.1-1}$$

Intensité maximale sur 15 min

L'intensité maximale (mm/h) est calculée sur 15 min (I_{max15}). Pour un évènement pluvieux donné, des intensités sont calculées avec la hauteur de pluie précipitée toutes les 15 min. I_{max15} correspond au maximum de ces intensités.

Volume cumulé

Le volume d'eau (V) cumulé (m^3) est le volume d'eau ruisselé théorique sur l'ensemble de la surface du bassin versant (S) tel que :

$$V (m^3) = H(mm) \times 0,001 \times S(m^2) \quad \text{ÉQUATION 6.1-2}$$

Période de retour

La période de retour d'une pluie est sa probabilité d'occurrence. Les périodes de retour sont déterminées à partir des courbes intensité-durée-fréquence (IDF) (Figure 53).

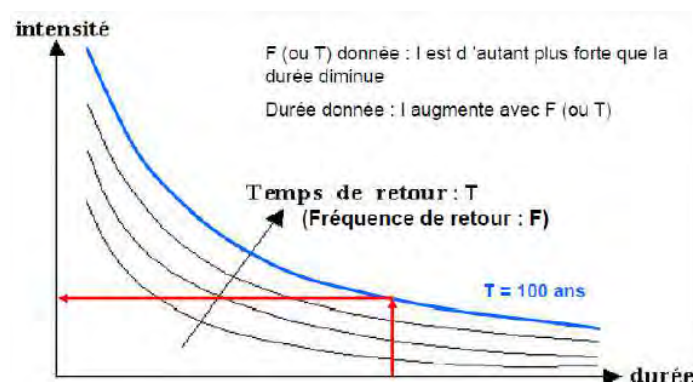


FIGURE 53: PRINCIPE DES COURBES IDF (INTENSITE/DUREE/FREQUENCE)

Ces courbes sont déterminées à partir de la formule de Montana (Mohymont and Demarée, 2006) :

$$I = a \times t^{-b} \quad \text{ÉQUATION 6.1-3}$$

Avec I l'intensité maximale, t le temps en min et a et b les coefficients de Montana. Les coefficients de Montana sont spécifiques à une zone géographique donnée. Afin de les calculer, il est nécessaire d'avoir un grand nombre de données. Il faut 3 à 4 fois plus de données que la période de retour à déterminer. Dans notre cas, nous avons 12 ans de données disponibles à la station météo de la ville de Strasbourg située sur le bassin versant, ce qui ne permet pas de déterminer des périodes de retour supérieures à 3 ans. Nous avons donc utilisé les coefficients de Montana du poste Météo-France de Entzheim (à 8km du

bassin versant). Les intensités sont calculées à partir des coefficients de Montana pour des durées allant de 6 à 1440 minutes et pour des périodes de retour variant de 1 semaine à 100 ans. Les intensités maximales calculées à partir de nos données de pluviométrie sont comparées à l'intensité théorique selon la période de retour. Si l'intensité maximale se situe entre deux courbes IDF, on retiendra celle avec la période de retour la plus élevée.

6.1.2. Calcul des bilans hydriques

Les hauteurs d'eau mesurées le long de la filière de traitement permettent de déterminer trois débits dans le système : le débit en entrée de la mare (Q_{em}), le débit en sortie de la mare (Q_{sm}) qui est égal au débit en entrée du filtre (Q_{ef}) et le débit en sortie de filtre (Q_{sf}).

6.1.2.1. Détermination du débit en entrée de mare

En appliquant un bilan de matière à la mare (Accumulation = Entrée – Sortie + Production), on obtient l'équation suivante :

$$V_{stock\ mare} = V_{entrée\ mare} + V_{pluie} - V_{sortie\ mare} - V_{infiltration\ mare} - V_{évaporation} \quad \text{ÉQUATION 6.1-4}$$

Avec $V_{stock\ mare}$ le volume stocké dans la mare de sédimentation, $V_{entrée\ mare}$ le volume en entrée de la mare, V_{pluie} le volume en entrée de mare provoqué par les précipitations, $V_{sortie\ mare}$ le volume de déversement dans le filtre et $V_{infiltration\ mare}$ le volume infiltrée au fond de la mare.

Afin de déterminer le débit en entrée dans la mare, on écrit :

$$Q_{entrée\ mare} = \frac{V_{entrée\ mare}}{\Delta t} \quad \text{ÉQUATION 6.1-5}$$

$$= \frac{V_{stock\ mare} + V_{sortie\ mare} + V_{infiltration\ mare} + V_{évaporation} - V_{pluie}}{\Delta t}$$

Le volume stocké dans la mare pendant Δt est calculé de la manière suivante :

$$V_{stock\ mare} = h_{mare(t+\Delta t)} \times S_{mare(t+\Delta t)} - h_{mare(t)} \times S_{mare(t)} \quad \text{ÉQUATION 6.1-6}$$

Le volume en sortie de mare est calculé tel que :

$$V_{sortie\ mare} = \begin{cases} 0 & \text{si } h_{mare} < 0,28 \\ 0,6519 \times h_{mare}^{5,062} & \text{si } 0,28 \leq h_{mare} \leq 0,39 \\ 0,4119 \times h_{mare} + 0,3781 & \text{si } h_{mare} \geq 0,4 \end{cases} \quad \text{Équation 6.1-7}$$

Cette loi de déversement de la mare dans le filtre $V_{sortie\ mare} = f(h_{mare})$ a été déterminée en injectant de l'eau dans le système jusqu'à remplissage complet et en suivant la hauteur d'eau dans la mare en fonction du temps lors de la vidange.

Le volume d'infiltration dans le fond de la mare $V_{infiltration\ mare}$ est calculé à partir de la loi de Darcy, en prenant $K=10^{-8}$ m/s correspondant aux 30cm d'argile présents au fond de la mare. Cela implique une infiltration de l'ordre de $1,9.10^{-3}$ m/h.

Le volume de pluie sur la mare est calculé grâce à la formule :

$$V_{pluie} = h_{pluie} \times S_{mare} \quad \text{ÉQUATION 6.1-8}$$

Le volume évaporé de la mare est calculé d'après la formule de (Rohwer, 1931) :

$$V_{évaporation} = 0,484 \times (1 + 0,64 \times u) \times \left(1 - \frac{H_r}{100}\right) \exp\left(\frac{17,27 \times T}{237,3 + T}\right) \times S_{mare} \quad \text{ÉQUATION 6.1-9}$$

Avec u la vitesse du vent (m/s), H_r l'humidité relative de l'air (%) et T la température ambiante (C°)

Une reconstruction 2D de la mare de sédimentation a été créée à partir d'un relevé topographique fin. Cette reconstruction nous permet d'obtenir une loi de la surface de la mare en fonction de la hauteur d'eau $S_{mare} = f(h_{mare})$:

$$S_{mare} = 32,437 \times h_{mare} + 39,565 \quad \text{ÉQUATION 6.1-10}$$

6.1.2.2. Détermination du débit en sortie de filtre

De même pour le filtre, on obtient :

$$V_{stocké\ filtre} = V_{entrée\ filtre} + V_{pluie} - V_{sortie\ filtre} - V_{évapotranspiration} - V_{infiltration} \quad \text{ÉQUATION 6.1-11}$$

Avec $V_{stocké\ filtre}$ le volume stocké dans le filtre, $V_{entrée\ filtre}$ le volume déversé par la mare dans le filtre, V_{pluie} le volume en entrée de filtre provoqué par les précipitations, $V_{sortie\ filtre}$ le volume de sortie du filtre et $V_{infiltration}$ le volume d'eau infiltrée dans le fond du filtre.

Afin de déterminer le débit en sortie du filtre, on écrit :

$$\text{ÉQUATION 6.1-12}$$

$$Q_{sortie\ filtre}$$

$$\begin{aligned} &= \frac{V_{sortie\ filtre}}{\Delta t} \\ &= \frac{V_{entrée\ filtre} + V_{pluie} - V_{stocké\ filtre} - V_{évapotranspiration} - V_{infiltration}}{\Delta t} \end{aligned}$$

Le volume en entrée du filtre est égal au volume en sortie de mare calculé précédemment. Le volume de pluie et le volume d'infiltration sont calculés de même que pour la mare.

Le volume d'évapotranspiration est évalué à partir des mesures de transpiration réalisées sur les *Phragmites australis* du filtre à différentes saisons (Table 40) à l'aide d'un analyseur de gaz CO₂/H₂O (Figure 54) grâce à la formule suivante :

$$V_{\text{évapotranspiration}} = \text{Taux d'évapotranspiration} \times 10^{-3} \times S_{\text{filtre}} \times \Delta t \quad \text{ÉQUATION 6.1-13}$$



FIGURE 54: PRINCIPE DE L'ÉVALUATION DU TAUX D'ÉVAPOTRANSPIRATION DES ROSEAUX DU FILTRE PLANTE AVEC UN ANALYSEUR DE GAZ

TABLE 40: VALEURS D'ÉVAPOTRANSPIRATION MESURÉES SUR LES *PHRAGMITES AUSTRALIS* DE LA FILIÈRE DE TRAITEMENT

Saison	Taux d'évapotranspiration (L/m ² /h)
Hiver	0
Printemps	0,07
Été	1,57
Automne	0,31

Comme pour la mare, une reconstruction 3D du filtre a permis de déterminer une loi du volume d'eau dans le filtre en fonction de la hauteur d'eau :

$$V_{\text{stocké filtre}} = 0,4 \times (17,981 \times h_{\text{filtre}}^2 + 20,258 \times h_{\text{filtre}} + 1,1601) \quad \text{ÉQUATION 6.1-14}$$

6.1.3. Calcul des efficacités de traitement

Les efficacités de la mare, du filtre planté de roseaux et de la filière de traitement complète sont calculées pour l'ensemble des campagnes de prélèvements et des paramètres à partir des formules suivantes :

$$\text{Efficacité en concentration (\%)} = \frac{[X]_{\text{entrée}} - [X]_{\text{sortie}}}{[X]_{\text{entrée}}} \times 100 \quad \text{ÉQUATION 6.1-15}$$

Efficacité massique (%)

$$= \frac{[X]_{\text{entrée}} \times \text{Volume}_{\text{entrée}} - [X]_{\text{sortie}} \times \text{Volume}_{\text{sortie}}}{[X]_{\text{entrée}} \times \text{Volume}_{\text{entrée}}} \times 100$$

avec $[X]_{\text{entrée}}$ la concentration du polluant X en entrée du compartiment, $\text{Volume}_{\text{entrée}}$ le volume d'eau en entrée du compartiment pendant la durée de prélèvement, $[X]_{\text{sortie}}$ la concentration du polluant X en sortie et $\text{Volume}_{\text{sortie}}$ le volume d'eau en sortie du compartiment pendant la durée de prélèvement.

Le calcul des efficacités de traitement n'est pas réalisé si les concentrations en entrée et en sortie sont comprises entre la limite de quantification (LOQ) et $10 \times \text{LOQ}$ (cas 4, Figure 55). En effet, d'après Choubert et al. (2011b), les incertitudes analytiques dans cette zone sont comprises entre 50 et 100%. Lorsque la concentration en entrée ou en sortie est inférieure à $10 \times \text{LOQ}$ (cas 1, 2 et 3, Figure 55), la concentration est remplacée par une valeur égale à $\text{LOQ}/2$.

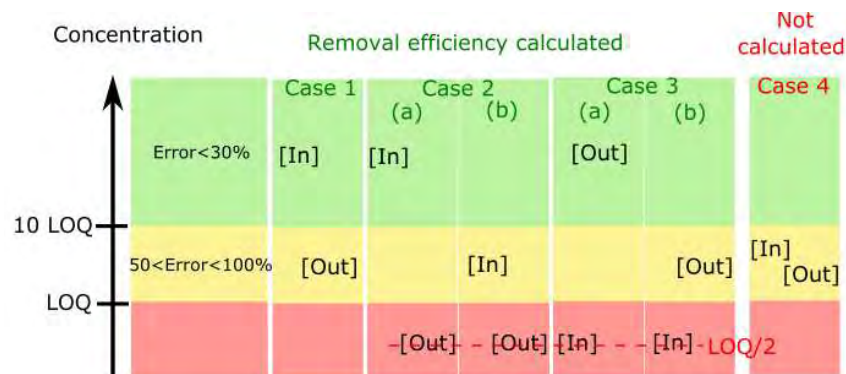


FIGURE 55: REGLES DE CALCUL DES EFFICACITES DE TRAITEMENT EN CONCENTRATION (LOQ : LIMITE DE QUANTIFICATION, [IN] : CONCENTRATION EN ENTREE DU COMPARTIMENT, [OUT] : CONCENTRATION EN SORTIE DU COMPARTIMENT) ADAPTE DE (CHOUBERT ET AL., 2011B)

6.2.Outils d'analyse statistique

6.2.1. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

La Classification Ascendante Hiérarchique est une méthode de classification itérative. La dissimilarité entre N objets est calculée. Les deux objets dont le regroupement minimise un critère d'agrégation donné sont regroupés ensemble, créant ainsi une classe comprenant ces deux objets. Ensuite, la dissimilarité entre cette classe et les $N-2$ autres objets est calculée avec le critère d'agrégation. Puis les 2 objets ou classes d'objets dont le regroupement minimise le critère d'agrégation sont regroupés ensemble. Ce processus est recommencé jusqu'à ce que tous les objets soient regroupés. Un dendrogramme, ou arbre binaire de classification, est ainsi réalisé. Il représente une hiérarchie de partition, et il est ainsi possible de choisir une partition en tronquant l'arbre à un niveau donné pour obtenir un nombre de classe. La détermination du nombre de classes à constituer à partir du dendrogramme se fait grâce à la méthode du "k-mean" qui donne un pourcentage d'inertie : plus il est proche de 100% et plus la répartition en classes sera juste.

6.2.2. Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode factorielle qui permet, à partir d'un jeu de données rectangulaires représentant n individus (appelées aussi « vecteurs ») définis par p variables (coordonnées de vecteurs), de déterminer des représentations géométriques de ces individus et de ces variables (Lamprea, 2009). Les représentations des individus permettent de déterminer s'il existe un agencement cohérent, non connu a priori, sur cette population. De la même façon, les représentations des variables permettent d'étudier la forme des liaisons linéaires sur l'ensemble des variables considérées. A travers cette analyse, on déterminera si l'on peut mettre en évidence des groupes dans l'ensemble des individus en observant quels sont les individus qui se distinguent des autres, ceux qui se ressemblent, etc. Pour les variables, on définira quelles sont celles qui ne sont pas corrélées aux autres et celles qui, à l'opposé, sont très corrélées entre elles. Il s'agit d'abord d'une méthode graphique de représentation qui permet de formuler des hypothèses à conforter à l'aide de modèles statistiques.

6.2.3. Les tests statistiques

6.2.3.1. Test de Shapiro-Wilk

Le test de Shapiro–Wilk teste l'hypothèse nulle H_0 selon laquelle un échantillon x_1, \dots, x_n est issu d'une population normalement distribuée. Si la p -value (probabilité d'obtenir la même valeur du test si H_0 était vraie) est strictement supérieure au seuil de signification α ($\alpha=0,05$ dans cette étude) alors H_0 est vraie et l'échantillon suit une loi normale.

6.2.3.2. Test de Student

Le test paramétrique de Student teste l'hypothèse selon laquelle les espérances de deux échantillons indépendants suivant une loi normale et de variance inconnue sont égales. Si la

p-value est inférieure à α alors les espérances ne sont pas égales et les deux échantillons sont significativement différents l'un de l'autre.

6.2.3.3. *Test Wilcoxon Mann-Whitney*

Le test Wilcoxon Mann-Whitney est un test non paramétrique (l'échantillon doit être symétrique et non plus normal). Il permet de comparer deux échantillons indépendants (k_1 et k_2) et d'identifier si les échantillons indépendants proviennent d'une même population ou de deux populations différents. Si la p-value est inférieure à α alors les deux échantillons sont significativement différents l'un de l'autre.

6.2.3.4. *Test de Kruskal Wallis*

Le Test de Kruskal Wallis est une généralisation du test de Wilcoxon-Mann-Whitney à N échantillons. Ce test va permettre de déterminer si les N sommes des rangs se révèlent être trop disparates pour que l'unité de la population soit retenue. Si la p-value est inférieure à α alors au moins 1 échantillon est significativement différents des autres. Sinon, les N échantillons sont issus de la même population.

La Figure 56 résume l'ensemble de ces tests et leurs conditions d'application.

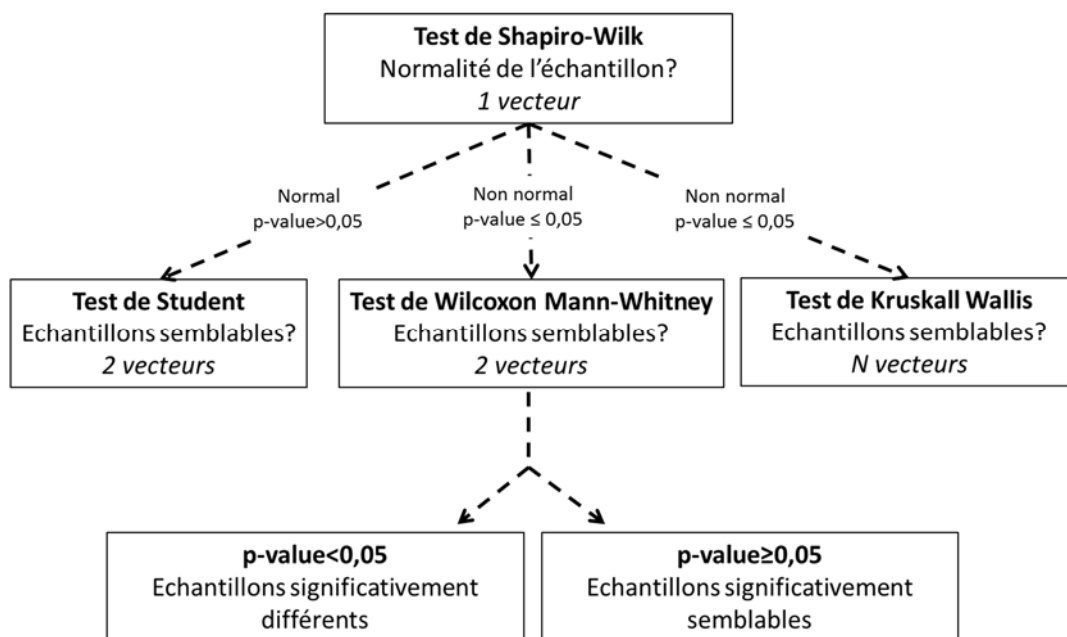


FIGURE 56: TEST STATISTIQUES PARAMETRIQUES ET NON-PARAMETRIQUES

7. Modélisation hydrologique des flux générés par les rejets pluviaux stricts

7.1.Objectif de la modélisation des flux générés par les rejets pluviaux stricts

L'objectif final de la modélisation du fonctionnement du site d'étude (bassin versant et système de traitement) est d'obtenir un outil d'aide à la décision et au dimensionnement. A terme, le modèle devra permettre d'obtenir, à partir d'une hauteur de pluie, les volumes d'eau en entrée de la mare, du filtre et en sortie et les quantités de micropolluants retenus par le système. Dans ce chapitre, nous présenterons les deux premières étapes du développement de ce modèle intégratif (Figure 57). La première étape est le développement d'un modèle hydrologique permettant de calculer, à partir de la hauteur d'eau d'un évènement pluvieux, les charges de micropolluants en entrée du système de traitement. A terme, ce modèle permettra de déterminer l'impact d'un bassin versant sur le milieu naturel, et l'intérêt de traiter ses rejets pluviaux. La seconde étape est le développement d'un modèle des écoulements verticaux 1D dans le filtre planté de roseaux variablement saturé. A terme, ce modèle permettra entre autre de déterminer l'impact des périodes de temps sec prolongées sur le fonctionnement général du filtre.

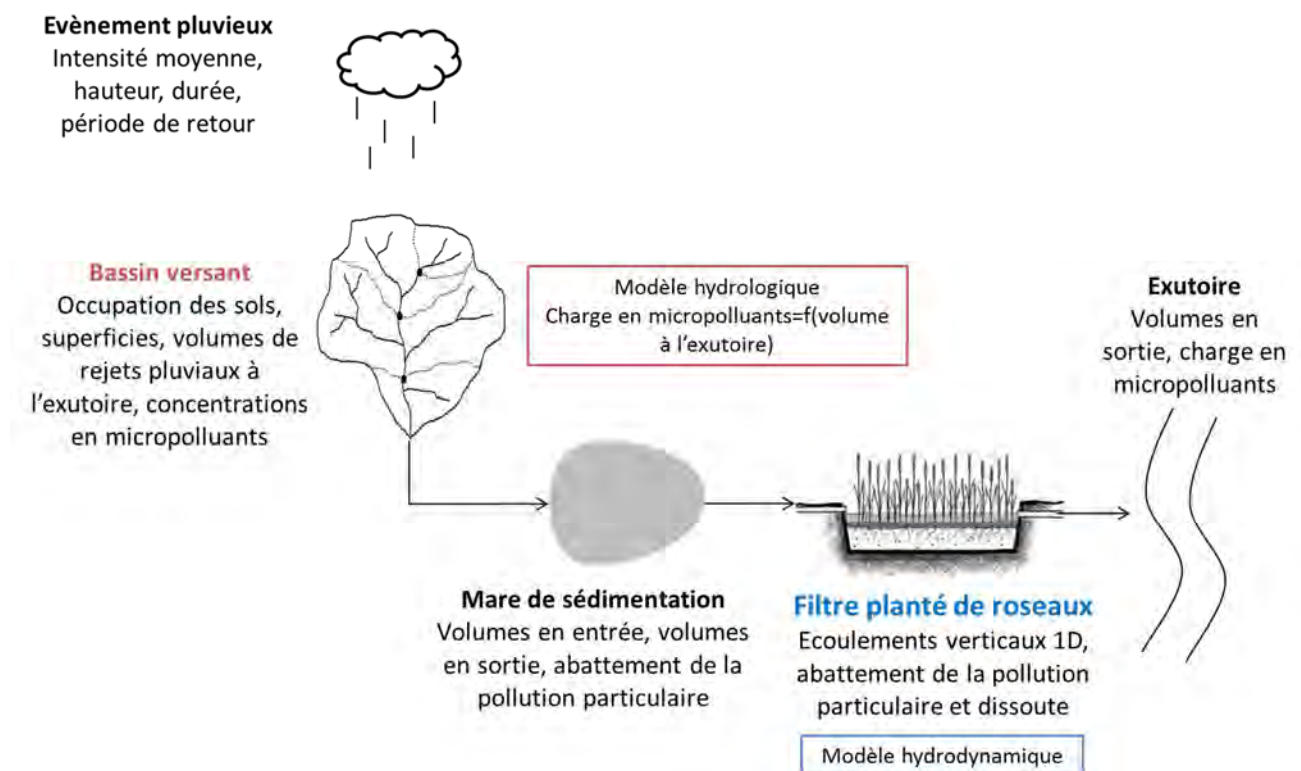


FIGURE 57: PRINCIPE DU MODELE INTEGRATIF DU FONCTIONNEMENT DE L'OUVRAGE DE TRAITEMENT DES EAUX PLUVIALES

7.2. Modélisation des flux de micropolluants émis par le bassin versant

7.2.1. Objectif

L'estimation des charges de micropolluants en entrée des systèmes d'eaux pluviales est une condition préalable fondamentale lors de la préparation de stratégies pour réduire les rejets de micropolluants des eaux pluviales dans les eaux naturelles (Vezzaro, 2015). La connaissance tant quantitative que qualitative des flux de micropolluants permet d'une part d'anticiper l'impact environnemental des eaux pluviales sur le milieu récepteur et par ailleurs un meilleur dimensionnement des systèmes de dépollution des eaux pluviales. Cet objectif se heurte à une difficulté majeure : les charges de micropolluants issus des eaux pluviales strictes vont dépendre de la variabilité extrême de l'hydrologie du bassin versant, de son urbanisation (habitats, routes, couvertures végétales) ainsi que des activités artisanales ou industrielles, proches ou lointaines, génératrices de rejets atmosphériques et dont les particules sont susceptibles de précipiter et de ruisseler.

L'objectif ici est de modéliser les charges de micropolluants (métaux et HAP) arrivant dans le système de traitement à partir de données d'émissions de polluants issues de la littérature. Les charges calculées théoriques seront ensuite comparés aux résultats des campagnes de prélèvement.

7.2.2. Méthode

Les charges de micropolluants (métaux et HAP) sont calculées grâce à un modèle basé sur la connaissance du type de surface constituant le bassin versant, des facteurs d'émission des micropolluants et des flux volumiques mesurés (Figure 58). Les campagnes analytiques permettent de tester les capacités du modèle à reproduire la réalité.

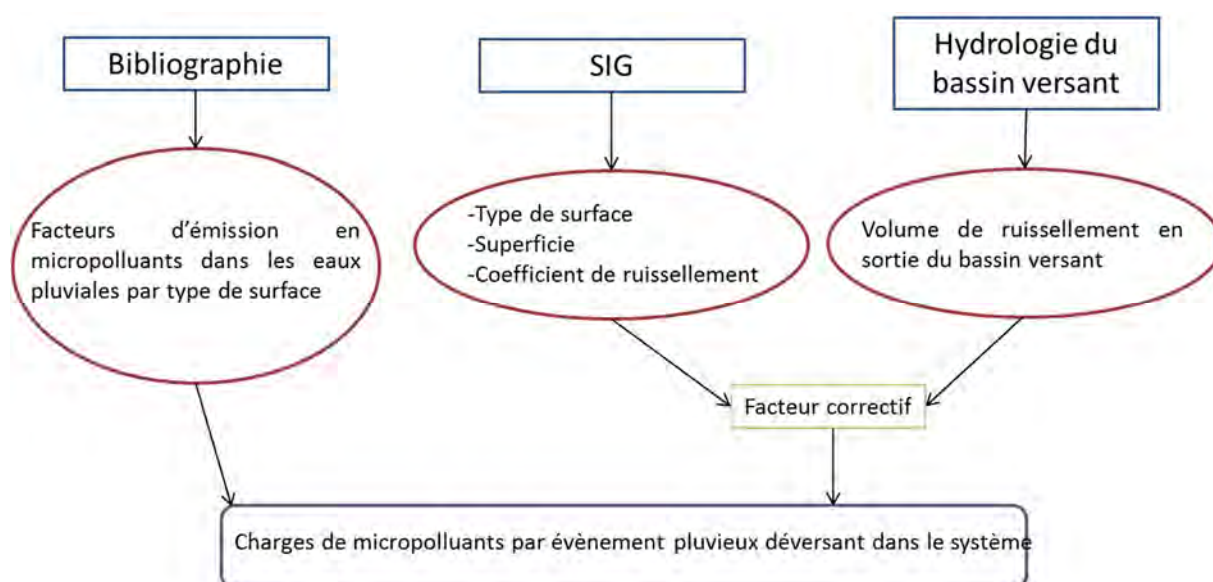


FIGURE 58 : METHODE POUR LA DETERMINATION DES CHARGES DE MICROPOLLUANTS EN SORTIE DU BASSIN VERSANT

La charge d'un micropolluant x pour une pluie i donnée sur une surface S se calcule avec l'équation suivante :

$$\text{Chargé}_{x,i} = \left(\sum_{s=1}^k S_s \times E_{s,x} \times CR_s \times h_{pluie,i} \right) \times FC \quad \text{Équation 7.2-1}$$

avec la charge $\text{Chargé}_{x,i}$ en μg , s le type de surface, S la surface en m^2 , E l'émission du micropolluant pour le type de surface s en $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, CR le coefficient de ruissellement adimensionnel pour une surface s donnée, $h_{pluie,i}$ le cumul moyen d'eau précipitée pour une pluie i en m , $V_{\text{ruissellé},i}$ le volume ruisselé mesuré en m^3 et FC le facteur correctif tel que :

$$FC = \frac{V_{\text{ruissellé},i}}{\sum_s (CR_s \times S_s) \times h_{pluie,i}} = \frac{\text{Volume ruisselé mesuré}}{\text{Volume ruisselé théorique}}$$

Sans ce facteur correctif, on supposerait que la lame d'eau se répartie de façon homogène sur toute la surface du bassin versant, ce qui ne correspond pas à la réalité hydrologique. Ce facteur doit être inférieur à 1, le volume de ruissellement théorique étant supposé supérieur au volume de ruissellement réel mesuré.

Le type de surface et leur superficie sur le bassin versant est déterminée à partir de photos aériennes combinées à la base de données de l'Eurométropole de Strasbourg traitées sous ArcGis. Ce travail a été réalisé par le bureau d'étude IRH, dans le cadre du projet Lumieau-STRA. Le volume ruisselé mesuré est évalué à partir des données de hauteurs d'eau dans la mare de sédimentation et d'un bilan hydrique, comme présenté dans le §6.1.2.1. La hauteur d'eau de la pluie est mesurée par la station météorologique sur le site. Les données d'émission de micropolluants sont issues d'une étude de (Göbel et al., 2007). Ces données sont présentées dans la Table 41.

TABLE 41: CONCENTRATIONS EN METAUX ET HAP MOYENNE, MIN ET MAX EMISES PAR TROIS TYPES DE SURFACE

			Types de surface		
			Jardins, terre cultivée, herbe	Toits (tuiles, fibres ciment, bitume, béton, verre) avec descentes en zinc	Route de service
Métaux (µg/L)	Cd	Moyenne	0,7	0,8	1,6
		Min	0,1	0,2	--
		Max	3,9	1,0	--
	Zn	Moyenne	80	1851	400
		Min	5	24	15
		Max	235	4880	1420
	Cu	Moyenne	11	153	86
		Min	1	6	21
		Max	355	3,4	140
	Pb	Moyenne	9	69	137
		Min	2	2	98
		Max	76	493	170
	Ni	Moyenne	2	4	14
		Min	1	2	--
		Max	14	7	--
	Cr	Moyenne	3	4	10
		Min	2	2	--
		Max	8	6	--
Somme des HAP (µg/L)		Moyenne	0,39	0,44	4,5
		Min	0,04	0,35	--
		Max	0,76	0,6	--

Les charges calculées théoriques sont comparées aux charges réelles mesurées dans les eaux pluviales en entrée du système de traitement au cours des campagnes analytiques en temps de pluie afin de tester la représentativité de la réalité du modèle. Lorsque la concentration d'un micropolluant est en dessous de sa limite de quantification (LQ), la charge est calculée à partir de la LQ divisée par deux.

Partie 3 – Résultats et discussion

8. Flux et qualité des eaux pluviales, efficacité et impact sur le vivant de la filière de traitement

Ce chapitre présente dans un premier temps les résultats des 28 mois de suivi hydrologique du BV et hydraulique de la filière de traitement. Ces suivis ont permis de déterminer les caractéristiques des EP (§8.1.1), leur impact sur le système de traitement (§8.1.2) et le fonctionnement hydraulique de la mare et du filtre en période de temps sec et en temps de pluie (§8.1.3). Dans un second temps, les résultats des 18 campagnes de prélèvement réalisées en temps de pluie sont présentés. La qualité des eaux pluviales en termes de macro et micropollution a été déterminée (§8.2). Les rendements massiques dans la mare, dans le filtre et dans l'ensemble du système permettent d'évaluer l'efficacité de traitement de la filière à l'échelle de l'évènement pluvieux. Une campagne en temps sec renseigne sur les dynamiques des micropolluants lorsque l'eau du système a atteint un pseudo-équilibre. Deux campagnes de prélèvements des sédiments dans la mare et du substrat du filtre permettent d'évaluer la contribution des différents compartiments de la filière au stockage des micropolluants à l'échelle de plusieurs années de fonctionnement. La qualité des eaux pluviales et l'efficacité du système sont comparées avec un système de traitement similaire (§8.4). De plus, deux campagnes de bio-essais en temps sec renseignent sur l'impact des eaux stockées dans la filière sur le vivant (§8.5). Enfin, les résultats d'une étude combinant les données hydrologiques, hydrauliques, physico-chimiques et de pollution des eaux pluviales permettent d'évaluer l'impact des variations saisonnières sur le fonctionnement de la filière (§8.6).

8.1. Fonctionnements hydrologique du bassin versant et hydraulique de la filière de traitement

8.1.1. Caractéristiques des évènements pluvieux du bassin versant

Un évènement pluvieux est défini par les trois critères suivants :

- Intensité moyenne $\geq 0,1 \text{ mm/h}$
- Durée de la pluie $\geq 4 \text{ min}$
- Durée de temps sec précédente $> 4 \text{ h}$.

Pendant les 28 mois d'instrumentation du site (janvier 2015-avril 2017), il y a eu 313 évènements pluvieux sur le bassin versant. Les caractéristiques de ces évènements pluvieux ont été déterminées (Table 42).

TABLE 42 : STATISTIQUES DES 313 PLUIES

	Durée de temps sec antécédent (jours)	Temps de pluie (h)	Intensité moyenne (mm.h ⁻¹)	Intensité maximum (mm.h ⁻¹)	Hauteur de pluie (mm)	Volume ruisselé (m ³)
Moyenne	2,2	4	0,84	2,14	2,8	75,5
Minimum	0	0,25	0,09	0,80	0,2	5,4
Maximum	22	30	6,40	37,60	40,4	1090,8

A partir d'une classification ascendante hiérarchique et d'une analyse des composantes principales de ces caractéristiques, 5 groupes de pluie représentatives des 313 événements pluvieux ont pu être déterminé. Les caractéristiques de ces groupes sont présentées dans la Table 43. Le groupe #1 est composé de 63% du total d'événements pluvieux. Ce groupe est constitué de pluie de faible intensité et durée. Le groupe #2 représente 11% du total des événements pluvieux et est composé de pluies à forte durée de temps sec et à faible période de retour. Le groupe #3 est constitué de 8% des pluies qui sont très intenses. Le groupe #4 représente 13% des pluies et est composé de pluies à forte durée et hauteur d'eau. Enfin, le groupe #5 est composé de 6% des pluies et aux caractéristiques très variables. Chaque groupe est caractérisé par une pluie représentative.

TABLE 43: CARACTERISTIQUES DES CINQ GROUPES DE PLUIES DU BASSIN VERSANT

Groupe <i>Effectif N</i>	Caractéristiques de la pluie barycentrique	Composantes principales (CP) et leur valeur moyenne	Caractéristiques
#1 <i>N = 195</i> <i>62,5% des pluies</i>	DTS = 669 min Tp = 223 min Imoy = 0,80 mm.h ⁻¹ Imax = 1,77 mm.h ⁻¹ H = 2,6 mm PdR = 87 jrs	Imoy = 0,67 mm.h ⁻¹ Imax = 1,10 mm.h ⁻¹ DTS = 1566 min PdR = 40 jrs H = 2,8 mm Tp = 114 min	Toutes les moyennes des CP sont en dessous de celles de la série entière. Il en va de même pour l'événement barycentrique. Ce sont des pluies fréquentes et faibles tant au niveau de l'intensité que de la durée.
#2 <i>N = 35</i> <i>11%</i>	DTS = 5565 min Tp = 263 min Imoy = 0,88 mm.h ⁻¹ Imax = 1,83 mm.h ⁻¹ H = 2,7 mm PdR = 97 jrs	DTS = 13160 min PdR = 50 jrs Imoy = 0,60 mm.h ⁻¹	Pluies de forte DTS, en moyenne fréquente (période de retour moyenne de 50 jrs) et assez proches des pluies du groupe 1.
#3 <i>N = 25</i> <i>8% des pluies</i>	DTS = 11759 min Tp = 194 min Imoy = 0,86 mm.h ⁻¹ Imax = 2,16 mm.h ⁻¹ H = 2,20 mm PdR = 102 jrs	Imoy = 2,10 Imax = 4,03 mm.h ⁻¹	Pluies très intenses et dont la durée de temps sec barycentrique est relativement élevée.
#4 <i>N = 39</i> <i>12,5% des pluies</i>	DTS = 23509 min Tp = 339 min Imoy = 0,96 mm.h ⁻¹ Imax = 5,14 mm.h ⁻¹ H = 3,1 mm PdR = 130 jrs	Tp = 751 min H = 7,0 mm DTS = 1453 min Imoy = 0,56 mm.h ⁻¹	Événements pluvieux extrêmes de par leur durée et la hauteur d'eau produite mais à la DTS et à l'intensité moyenne en-dessous de la moyenne de la série.
#5 <i>N = 19</i> <i>6% des pluies</i>	DTS = 2561 min Tp = 285 min Imoy = 0,88 mm.h ⁻¹ Imax = 3,08 mm.h ⁻¹ H = 3,7 mm PdR = 124 jrs	PdR = 672 jrs H = 15,6 mm Imax = 12,21 mm.h ⁻¹ Imoy = 1,90 mm.h ⁻¹ Tp = 612 min	Groupe de pluies très dispersées et donc aux paramètres très variables, néanmoins globalement tous caractérisés par une tendance à être supérieurs à la moyenne de la série entière.

8.1.2. Caractéristiques des événements pluvieux ayant un impact sur le système de traitement

Parmi les 313 évènements pluvieux (EP) du bassin versant, seulement une fraction a provoqué un déversement dans le système de traitement. Un EP déversant est défini comme un évènement ayant provoqué une augmentation du niveau d'eau dans la mare. Pour déterminer ces évènements, il faut donc croiser les données météorologiques du bassin versant et les données de hauteur d'eau dans le système. Cela est possible pour 269 EP. La répartition des EP en fonction de leur impact sur le système est présentée dans la Figure 59 et leurs caractéristiques moyennes dans la Table 44. Parmi ces 269 EP, 62% n'ont pas provoqué de déversement dans le système de traitement, 23% ont déversé seulement dans la mare et 15% ont déversé dans la mare et dans le filtre planté de roseaux. Plus une pluie cheminera loin dans le système et plus ses caractéristiques des pluies seront élevées (durée, intensité maximum, hauteur, période de retour).

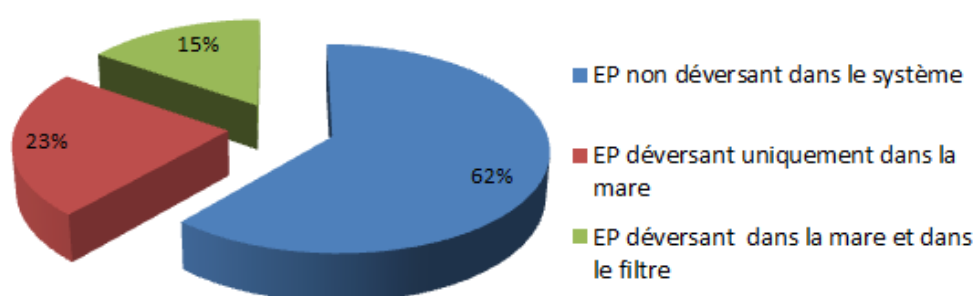


FIGURE 59 : REPARTITION DES EVENEMENTS PLUVIEUX (EP) EN FONCTION DE LEUR IMPACT SUR LE SYSTEME DE TRAITEMENT

TABLE 44: VALEURS MOYENNES ET ECART-TYPE DES CARACTERISTIQUES DES EVENEMENTS PLUVIEUX (EP) EN FONCTION DE LEUR IMPACT SUR LE SYSTEME DE TRAITEMENT

	Durée de temps (min)	Durée de la pluie (min)	Imoy (mm.h ⁻¹)	Imax15 (mm.h ⁻¹)	Hauteur d'eau (mm)	Période de retour (jrs)
EP non déversant	2846 ± 4140	111 ± 164	0,80 ± 0,67	1,49 ± 3,22	1,00 ± 2	61 ± 122
EP déversant seulement dans la mare	3036 ± 4635	347 ± 282	0,78 ± 0,54	2,00 ± 1,45	3,4 ± 3,5	87 ± 46
EP déversant dans la mare et dans le filtre	2924 ± 4077	587 ± 414	1,16 ± 0,91	4,96 ± 6,32	8,7 ± 6,4	262 ± 240

Un critère graphique est mis en place afin de déterminer facilement l'impact d'un EP sur le système de traitement. Après plusieurs essais sur les 7 paramètres hydrologiques, il a été déterminé que la durée de la pluie ainsi que son intensité moyenne permettent de différencier graphiquement les types d'EP entre eux comme le montre le graphique de la Figure 60.

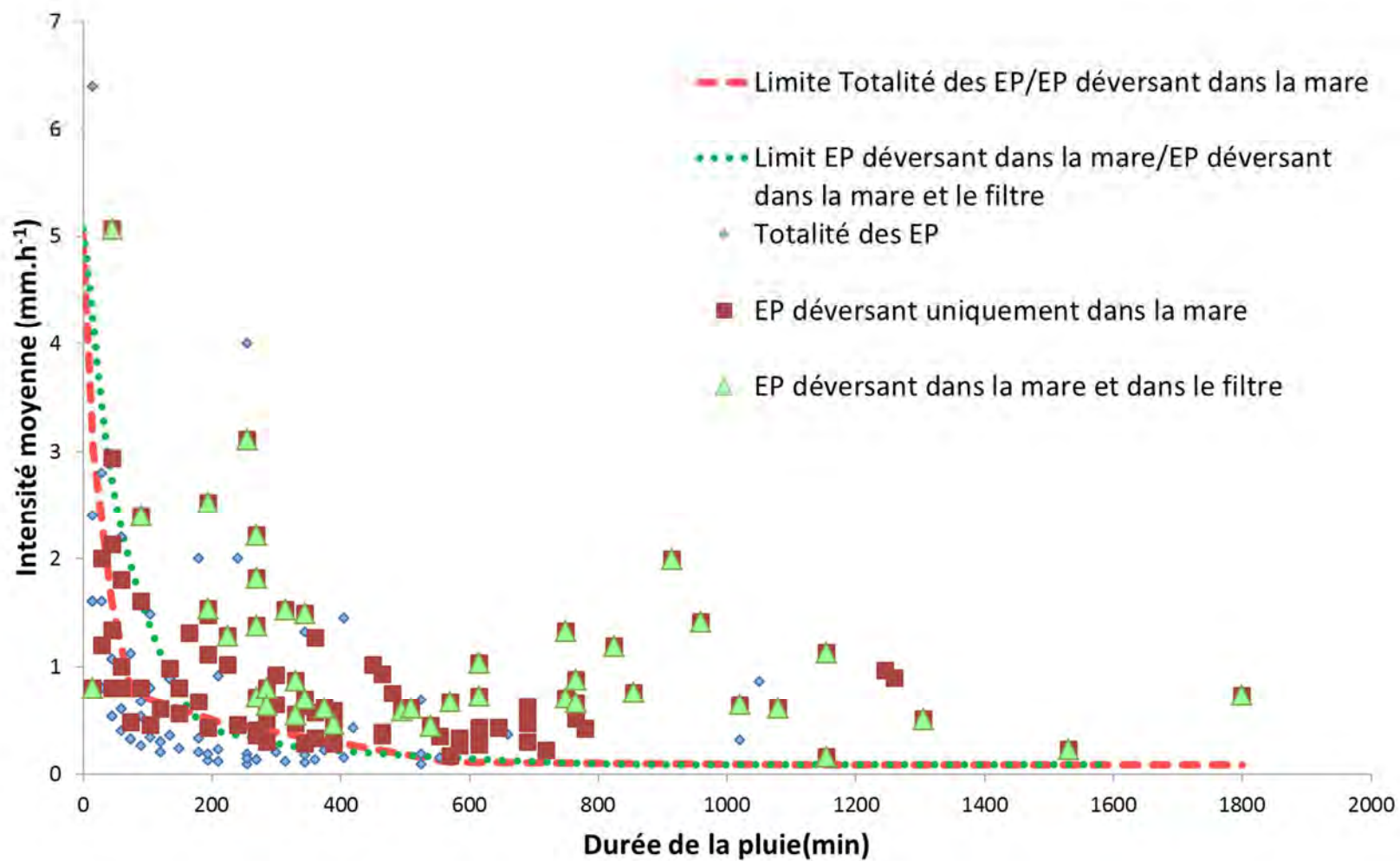


FIGURE 60 : REPARTITION DES EVENEMENTS PLUVIEUX (EP) EN FONCTION DE LEUR IMPACT SUR LE SYSTEME DE TRAITEMENT PAR RAPPORT A LA COURBE INTENSITE=F(DUREE)

8.1.3. Fonctionnement hydraulique du système de traitement

8.1.3.1. *Fonctionnement hydraulique saisonnier en temps sec et temps de pluie*

Le fonctionnement hydraulique du système de traitement dépend des conditions hydrologiques du bassin versant (temps sec/temps de pluie) et des conditions météorologiques (température de l'air, ensoleillement, etc). Les bilans hydriques ont été réalisés sur l'ensemble du système à trois régimes de fonctionnement et à différentes saisons:

- en période de temps sec (pas d'entrée d'eau pluviale dans le système) ;
- en temps de pluie avec déversement uniquement dans la mare ;
- en temps de pluie avec déversement dans la mare et dans le filtre.

Les caractéristiques de chaque régime hydraulique sont présentées dans la Table 45.

8.1.3.1.1. Pertes hydriques saisonnières du système en temps sec

En période de temps sec, il n'y a pas de connexion hydraulique entre la mare et le filtre. On observe des phénomènes de pertes d'eau par évaporation dans la mare et évapotranspiration (ETP) causée par les roseaux et autres plantes présentes dans le massif. L'infiltration est négligeable dans l'ensemble du système grâce à la couche d'argile (débit d'infiltration de l'ordre de 10^{-9}). C'est en été, lorsque les températures sont les plus élevées et que les plantes sont à leur pic de développement, que l'on observe les évaporations et ETP les plus importantes avec environ 55mm de pertes en eau contre 19mm en automne, 3mm en hiver, 2mm au printemps. La vitesse d'ETP est également la plus rapide en été ($4.10^{-7} \text{m.s}^{-1}$) alors que la vitesse d'évaporation de l'eau dans la mare est la plus rapide en hiver ($4.10^{-8} \text{m.s}^{-1}$).

8.1.3.1.2. Réponse du système en temps de pluie

C'est en automne que le système est le plus alimenté en eau mais c'est au printemps et en hiver qu'ont lieu le plus d'événements déversants dans le filtre (respectivement 27 et 25 EP au printemps et en hiver, 22 en automne et 17 en été). En entrée du système, la charge hydraulique est en moyenne 4 fois supérieure pour les événements déversants dans le filtre par rapport à ceux déversants uniquement dans la mare. Au printemps et en été, le temps de remplissage de la mare est le plus faible avec seulement 16min, ce qui se comprend également par le caractère plus intense des pluies en cette période. De même, le volume stocké dans le filtre est aussi le plus élevé au printemps. On peut donc en conclure que c'est au printemps que le système est le plus alimenté en eau. De plus, le filtre joue le rôle de tampon hydraulique: le volume de sortie du filtre est en moyenne 220 fois inférieur à celui en entrée de la mare avec un maximum en automne (570 fois inférieur). Les réponses hydrauliques saisonnières du système sont présentées plus en détails en §8.6.

TABLE 45: CARACTERISTIQUES HYDRAULIQUES DU SYSTEME DE TRAITEMENT EN TEMPS SEC ET EN TEMPS DE PLUIE

			Hiver	Printemps	Été	Automne
TEMPS SEC	Durée de temps sec	h	19	20	35	58
	Evaporation dans la mare	mm	0,3	0,5	1,4	0,6
	Evapotranspiration dans le filtre	mm	0	14,4	54,5	17,9
	Vitesse d'évaporation dans la mare	m.s ⁻¹	3,71E-08	4,38E-09	8,34E-09	3,50E-09
	Vitesse d'évapotranspiration dans le filtre	m.s ⁻¹	0	1,95E-08	4,37E-07	8,64E-08
EP DÉVERSANT DANS LA MARE	Durée de temps sec précédente	h	22	21	35	62
	Durée de la pluie	min	38	35	122	61
	Intensité Moyenne	m.h ⁻¹	3,3E-04	6,9E-04	1,4 E-04	2,9 E-04
	Charge hydraulique entrée mare	m ³ .m ⁻²	4,4 E-02	4,6 E-04	1,7 E-01	0,6 E-01
	Volume d'eau pluviale stocké dans la mare	m ³	1,53	1,86	1,28	2,48
	Effectif	--	20	16	9	17
EP DÉVERSANT DANS LA MARE ET DANS LE FILTRE	Durée de temps sec précédente	h	7	20	42	61
	Durée de la pluie	min	47	38	29	54
	Intensité Moyenne	mm.h ⁻¹	1,4 E-03	3,0 E-03	2,7 E-03	1,5 E-03
	Charge hydraulique entrée mare	m ³ .m ⁻²	0,135	0,315	0,309	0,261
	Temps de remplissage de la mare	min	26	16	16	38
	Temps de vidange de la mare	min	22	23	14	17
	Volume d'eau stocké dans le filtre	m ³	144,7	160,7	43,0	41,9
	Charge hydraulique entrée filtre	m ³ .m ⁻²	9,3E-04	1,9E-03	2,3E-03	1,8E-03
	Volume d'eau en entrée du filtre	m ³	6,51	15,19	14,92	12,59
	Volume d'eau en sortie du filtre	m ³	0,024	0,356	0,125	0,022

8.1.3.2. Temps de réponse et retour à l'équilibre du système

L'hydrogramme de la Figure 61 présente la réaction de la mare et du filtre à l'arrivée consécutive de 3 événements pluvieux en mars 2017. Tout d'abord, deux EP ont déversés dans le système (mare et filtre) les 06/03/2017 et 11/03/2017 sans être détectés par la station météo. Cela signifie que des EP suffisamment importants pour provoquer un déversement dans le système ne sont pas détectés par la station météo. Ceci peut être expliqué par la localisation de la station qui est située à l'exutoire du bassin versant (sur le site expérimental).

La sonde située en sortie du filtre planté de roseaux (h_radar) réagit immédiatement à l'évènement pluvieux (06/03/2017, 11/03/2017 et 24/03/2017) avant même qu'il y ait eu déversement dans le filtre. Cela signifie que la sortie du filtre subit une influence aval de la

mare naturelle connectée à l'Ostwaldergraben. Les valeurs de hauteurs d'eau en sortie du filtre ne représentent donc pas les volumes d'eau en sortie du filtre. C'est pour cette raison que les débits en sortie de filtre ont été déterminés par bilan hydrique à l'aide du piézomètre au fond du filtre (h_{filtre}).

La sonde piézométrique réagit rapidement au déversement dans le filtre (en moyenne une vingtaine de minutes après le début du déversement). Le retour à l'équilibre dans la mare est rapide (retour au niveau d'eau initial avant déversement dans la mare) et est en moyenne à 3 jours alors que la dynamique de retour à l'équilibre dans le filtre est beaucoup plus longue (10 jours en moyenne). Ces dynamiques de retour à l'équilibre dépendent de la quantité d'eau déversée mais aussi des conditions météorologiques favorisant les pertes d'eau (évaporation, évapotranspiration).

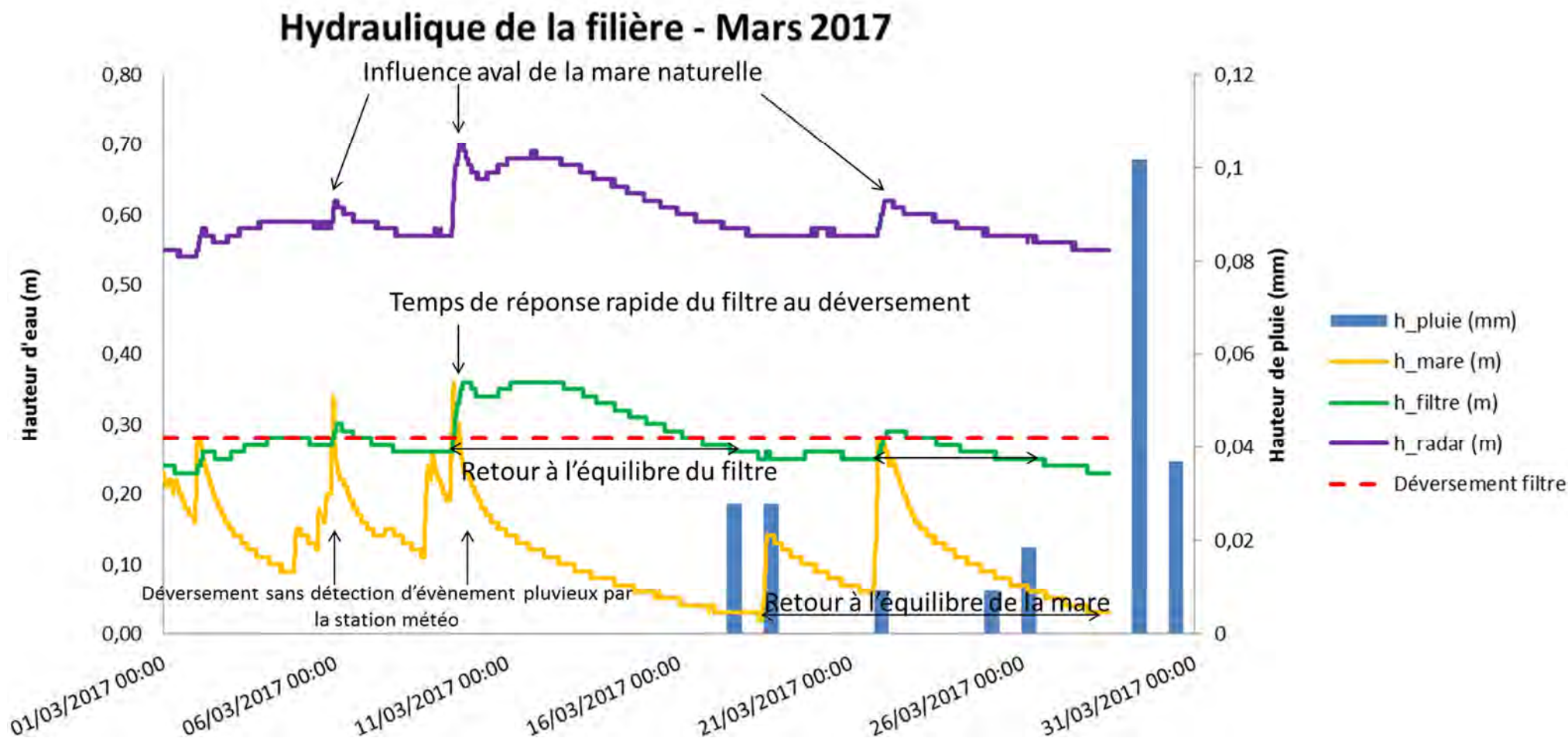


FIGURE 61: REACTION DU SYSTEME DE TRAITEMENT A UN EVENEMENT PLUVIEUX DEVERSANT DANS LA MARE ET DANS LE FILTRE PLANTE DE ROSEAUX. H_{PLUIE} EST LA HAUTEUR D'EAU PLUE SUR LE BASSIN VERSANT, H_{MARE} LA HAUTEUR D'EAU DANS LA MARE DE SEDIMENTATION, H_{FILTRE} LA HAUTEUR D'EAU AU FOND DU FILTRE ET H_{RADAR} LA HAUTEUR D'EAU DANS LE REGARD EN SORTIE DU FILTRE

8.1.4. Que retenir des fonctionnements hydrologique du bassin versant et hydraulique de la filière de traitement

Les 28 mois d'instrumentation hydrologique et hydraulique ont permis de démontrer que le système de traitement est très partiellement alimenté en eau, surtout le filtre planté. En effet, seulement 23% des EP alimentent la mare de sédimentation et 15% alimentent le filtre planté. L'utilité de la réserve d'eau au fond du filtre est donc démontrée, afin de limiter le stress hydrique des roseaux. Les événements pluvieux alimentant l'ensemble du système sont caractérisés par des fortes durées, intensités, hauteurs et périodes de retour et surviennent principalement au printemps, pendant le développement végétatif des roseaux. En période de temps sec, l'évaporation dans la mare et l'évapotranspiration dans le filtre diminue les réserves d'eau dans le système, surtout pendant les saisons chaudes. En temps de pluie, la mare stocke la majorité du volume d'eau pluvial et permet ainsi de limiter leur impact sur le milieu naturel. Enfin, le niveau d'eau de la mare naturelle connectée hydrauliquement à l'Ostwaldergraben influence le niveau en sortie du filtre planté de roseaux en cas d'évènement pluvieux important.

Nous allons désormais déterminer l'impact des eaux pluviales rejetées par le bassin versant sur le système de traitement et le milieu naturel.

8.2. Qualité des eaux pluviales et efficacité de traitement des macropolluants par la filière de traitement

Afin d'étudier l'efficacité de la filière de traitement, 18 campagnes de prélèvement ont été réalisées d'octobre 2015 à juin 2017. Dans ce chapitre, nous allons caractériser la concentration en macropolluants des eaux pluviales en entrée du bassin versant et présenter l'efficacité de la mare, du filtre et de la filière de traitement en totalité à abattre cette macropollution. De plus, nous présenterons les facteurs hydrologiques et météorologiques influençant les concentrations dans les eaux pluviales et l'efficacité du système. Les données de concentrations en macropolluants à chaque point de prélèvement (amont : eaux pluviales; intermédiaire : sortie de la mare ; aval : sortie du filtre) et pour les 18 campagnes sont disponibles en Annexe 3. Les rendements de chaque compartiments de la filière et pour les 18 campagnes sont disponibles en Annexe 4 (rendement en concentration) et en Annexe 5 (rendement massique).

8.2.1. Caractéristiques hydrologiques des évènements pluvieux prélevés

18 événements pluvieux ont été prélevés entre octobre 2015 et juillet 2018. Leurs caractéristiques hydrologiques (période de temps sec, durée, intensité, hauteur et période de retour) sont présentées dans la Table 46.

TABLE 46: CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES DES EVENEMENTS PLUVIEUX (EP) PRELEVES D'OCTOBRE 2015 A JUILLET 2018

EP	Date	Période de temps sec (j)	Durée (h)	Intensité maximum sur 15min (mm/h)	Hauteur (mm)	Période de retour
1	04/10/2015	10,1	4,5	4,0	6,2	3 à 6 mois
2	09/12/2015	7,7	3,3	4,8	5,0	3 à 6 mois
3	23/02/2016	2,9	5,3	2,4	8,0	3 à 6 mois
4	25/03/2016	1,6	10,3	1,6	2,8	1,5 à 6 mois
5	26/04/2016	1,4	4,8	0,8	2,4	1,5 à 6 mois
6	23/05/2016	3,8	21,8	2,4	11,0	1,5 à 6 mois
7	21/10/2016	2,5	0,3	0,8	2	2 semaines à 1 mois
8	28/02/2017	0,2	0,5	3,2	1,0	1,5 à 6 mois
9	21/03/2017	3,1	17,0	1,6	11,0	6 mois à 1,5 ans
10	26/04/2017	6,4	10,8	0,8	4,6	1,5 à 6 mois
11	13/05/2017	2,6	6,5	3,2	3,8	1,5 à 6 mois
12	13/05/2017	1,6	4,3	20,8	13,2	1,5 ans à 2 ans
13	03/06/2017	2,6	19,0	5,6	16,4	3 à 6 mois
14	10/04/2018	5,6	2,25	6,4	5	3 à 6 mois
15	28/04/2018	2,7	7,25	4	3,8	3 à 6 mois
16	16/05/2018	1,4	2,25	4	4,2	3 à 6 mois
17	31/05/2018	4,0	4,15	9	39,4	6 mois à 1,5 ans
18	06/07/2018	0,1	3,45	1	4,8	6 mois à 1,5 ans

Les paramètres hydrologiques varient fortement selon l'évènement pluvieux prélevé: les périodes de temps sec sont comprises entre 5 heures et 10 jours (moyenne: 4 jours) et les

pluies ont duré entre 15min et 22h (moyenne : 8h). Une grande variété d'évènements pluvieux a été prélevée : des évènements pluvieux fréquents à faible intensité (EP du 21/10/2016, intensité maximum minimale : 0,8 mm/h, période de retour minimale : 2 à 4 semaines) et des évènements pluvieux peu fréquents à forte intensité (EP du 13/05/2017, intensité maximum maximale : 20,8mm/h , période de retour maximale : 1,5 à 2ans).

8.2.2. Caractérisation de la macropollution des eaux pluviales

8.2.2.1. Pollution en MES et carbonée

Un résumé des concentrations de la pollution carbonée dans les eaux pluviales est disponible en Table 47.

Les concentrations en **MES** (matières en suspension) sont en moyenne égales à 8mg/l, avec une valeur maximale à 28mg/l (28/02/2017). Dans la littérature, les concentrations en MES varient entre 26 et 190mg/l (Bressy, 2010; Chocat et al., 2007; Lamprea, 2009; Schmitt, 2014; Zgheib et al., 2012). Ces MES sont composées à part égale de matière organique et inorganique. La **DCO** (demande chimique en oxygène) des eaux pluviales a été mesurable une seule fois (03/06/2017) à 41mg/l (LQ= 30mgO₂/l). Ceci traduit une faible présence de matière organique et de sels minéraux (sulfure, sulfites, sels ferreux) oxydables dans les eaux pluviales. Les valeurs de DCO reportées dans la littérature varient de 17 à 540mg/l (Bressy, 2010; Chocat et al., 2007; Lamprea, 2009; Schmitt, 2014; Zgheib et al., 2012). La **DBO5** (demande biologique d'oxygène sur 5 jours) varie de 3 à 7mg/l, indiquant aussi une faible présence de matière organique biodégradable dans les eaux pluviales en entrée de la filière. Les valeurs usuelles de DBO5 sont plus élevées : (Chocat et al., 2007) reportent une DBO5 à 17mg/l et (Schmitt, 2014) à 48mg/l en sortie de bassin versant. Le rapport DCO/DBO5 varie entre 2 et 5 : les eaux pluviales sont moyennement à faiblement biodégradables (eaux usées domestiques : 1,5 à 2 ; eaux épurées : 11). Les concentrations en **COT** (carbone organique total) varient de 1,8 à 9,7mg/l, ce qui est très inférieur aux valeurs reportées dans les eaux pluviales (55 à 560mg/l, (Chocat et al., 2007; Schmitt, 2014).

Les eaux pluviales issues du bassin versant sont donc très peu chargées en pollution carbonée en comparaison avec les valeurs disponibles dans la littérature.

TABLE 47 : VALEURS MINIMUM, MOYENNE, MAXIMUM ET ECART-TYPE DES CONCENTRATIONS EN POLLUTION CARBONÉE DES EAUX PLUVIALES POUR LES 18 CAMPAGNES DE PRELEVEMENT (NB : NOMBRE DE DETECTION)

Eaux pluviales (amont)						
	DCO	DBO5	COT	COD	MES	MESO
	mg O2/l	mg O2/l	mg C/l	mg C/l	mg/l	mg/l
Minimum	41	3,00	1,80	1,80	2,90	1,79
Moyenne		4,45	4,71	4,11	8,16	16,06
Maximum		7,00	9,70	7,60	28,00	75,00
Ecart-type		1,37	2,23	1,97	6,55	23,04
Nombre de détection /18	1	11	17	17	16	15

8.2.2.2. Pollution en nutriments

Un résumé des concentrations de la pollution en nutriments dans les eaux pluviales est disponible en Table 48.

Les concentrations en azote dans les nitrates (N-NO₃), l'ammonium (N-NH₄) et les nitrites (N-NO₂) sont du même ordre de grandeur que celles reportées dans la littérature. Les concentrations moyennes dans les eaux pluviales de notre étude sont égales à 0,41, 0,04 et 0,76mgN/l pour respectivement l'azote dans l'ammonium, les nitrites et les nitrates. Al-Rubaei et al. (2017) reportent des concentrations en N-NH₄ égales à 0,46±0,54mg/l dans des eaux pluviales en Suède et Schmitt (2014) des concentrations en N-NH₄, N-NO₂ et N-NO₃ égales respectivement à 0,71±0,5mg/l, 0,1±0,01mg/l et 1,6±1,3mg/l à Strasbourg.

Les eaux pluviales issues du bassin versant présentent donc des concentrations en nutriments classiques en comparaison avec les valeurs disponibles dans la littérature.

TABLE 48 : VALEURS MINIMUM, MOYENNE, MAXIMUM ET ECART-TYPE DES CONCENTRATIONS EN NUTRIMENTS DES EAUX PLUVIALES POUR LES 18 CAMPAGNES DE PRELEVEMENT

Eaux pluviales (amont)					
	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	PO ₄ ³⁻	NTK
	mg N-NH ₄ /l	mg N-NO ₂ /l	mg N-NO ₃ /l	mg PO ₄ /l	mg N/l
Minimum	0,17	0,01	0,07	0,11	1,10
Moyenne	0,42	0,98	0,61	0,12	1,38
Maximum	0,98	6,63	1,69	0,14	1,80
Ecart-type	0,25	1,93	0,50	0,02	0,34
Nombre de détection /18	16	17	17	3	5

8.2.3. Facteurs influençant la qualité des eaux pluviales

Ce paragraphe présente les coefficients de corrélation entre les caractéristiques hydrologiques des 18 événements pluvieux prélevés, les conditions météorologiques et les concentrations en macropolluants dans les eaux pluviales. L'échelle de couleur représente l'importance de la corrélation entre deux paramètres : le bleu foncé indique une corrélation significative, positive et forte entre deux paramètres, le rouge foncé une corrélation significative, négative et forte entre deux paramètres. La couleur blanche signifie que le coefficient de corrélation n'est pas significatif (p-value>0,05).

Les nitrates dans les eaux pluviales sont l'unique paramètre impacté par les conditions hydrologiques et météorologiques : leur concentration est impactée négativement et significativement par l'intensité moyenne de la pluie (coefficient de corrélation :-0,71) et de manière moins importante par la hauteur de la pluie (coefficient de corrélation :-0,50) et la température de l'air (coefficient de corrélation :-0,53). Cela signifie que pour les 13 événements pluvieux prélevés, plus l'intensité moyenne, la hauteur de la pluie et la

température de l'air sont élevées et moins la concentration en nitrates sera importante dans les eaux pluviales. Ces résultats sont en accord avec une étude menée aux Etats-Unis pendant 18 ans (Brezonik and Stadelmann, 2002). Les concentrations moyennes en nitrates des eaux pluviales issues de 15 bassins versants sont disponibles pour 562 évènements pluvieux. Cette étude a mis en évidence un comportement saisonnier des concentrations en nitrates : ces dernières sont plus élevées en hiver à cause de l'utilisation de fondants contenant des nitrates pour le déneigement des routes.

8.2.4. Efficacité de traitement de la filière

8.2.4.1. *Pollutions en MES, carbonée et en nutriments*

Un résumé des concentrations de la pollution carbonée le long de la filière de traitement est disponible en Table 49 et de la pollution en nutriments en Table 50. Les concentrations pour les différents paramètres et les 18 campagnes sont présentées en Annexes et Figure 57.

Toutes les concentrations moyennes de la macropollution augmentent après passage dans la mare, puis diminuent après passage dans le filtre (Table 49). La mare a été colonisée naturellement par différentes espèces végétales, ce qui augmente la biomasse disponible dans la mare et donc la quantité de matière organique oxydable. Les temps de séjour longs dans le filtre (de quelques heures à quelques jours) permettent aux bactéries aérobies présentes dans le filtre de dégrader la matière organique et ainsi de diminuer la pollution carbonée en sortie vers le milieu récepteur. Concernant les nutriments, les concentrations sont semblables entre les eaux pluviales en entrée et sortie de la mare. Le filtre permet une diminution des concentrations en nutriments. Alors que les nitrites sont quantifiés lors des 18 campagnes dans les eaux pluviales et dans la mare, ils sont quantifiés une seule fois en sortie de filtre à concentration faible (0,01mg/L). Les nitrates et l'ammonium sont aussi détectés moins souvent (respectivement 9 et 6 fois) et sont présents à des concentrations plus faibles que dans la mare. Dans le filtre, les concentrations en ammonium sont significativement différentes et inférieures aux concentrations en nitrates (Wilcoxon rank sum test, p-value<0,05), ce qui suggère des processus de nitrification et de nitratisation dans le filtre. Les concentrations en MES augmentent aussi des eaux pluviales vers la mare et diminuent de la mare vers le filtre. L'augmentation de la concentration en MES dans la mare peut être expliquée par la dégradation des débris végétaux dans la mare qui provoque une production et une accumulation de MES.

TABLE 49 : VALEURS MINIMUM, MOYENNE, MAXIMUM ET ECART-TYPE DES CONCENTRATIONS EN POLLUTION CARBONÉE EN SORTIE DE LA MARE ET EN SORTIE DU FILTRE POUR LES 18 CAMPAGNES DE PRELEVEMENT

	DCO	DBO5	COT	COD	MES	MESO
	mg O2/l	mg O2/l	mg C/l	mg C/l	mg/l	mg/l
Sortie mare (intermédiaire)						
Minimum	31,00	3,00	2,80	2,20	3,20	2,27
Moyenne	61,00	10,87	9,01	8,00	16,43	23,98
Maximum	173,00	65,00	37,00	34,00	59,00	82,00

Ecart-type	45,07	15,46	7,90	7,22	14,40	27,80
Nombre de détection /18	9	15	18	18	18	16
Sortie filtre (aval)						
Minimum	-	4,00	1,60	1,50	2,20	0,95
Moyenne	-	9,33	2,80	2,63	3,05	2,15
Maximum	-	19,00	4,20	3,70	4,00	4,00
Ecart-type	-	8,39	0,72	0,73	0,74	1,35
Nombre de détection /18	0	6	18	18	18	16

TABLE 50 : VALEURS MINIMUM, MOYENNE, MAXIMUM ET ECART-TYPE DES CONCENTRATIONS EN NUTRIMENTS EN SORTIE DE LA MARE ET EN SORTIE DU FILTRE POUR LES 13 CAMPAGNES DE PRELEVEMENT

	N-NH4	N-NO2	N-NO3	PO43-	NTK
	mg N-NH4/l	mg N-NO2/l	mg N-NO3/l	mg PO4/l	mg N/l
Sortie mare (intermédiaire)					
Minimum	0,07	0,01	0,26	0,10	1,10
Moyenne	0,43	0,03	0,49		1,80
Maximum	1,43	0,06	1,13		3,30
Ecart-type	0,34	0,01	0,26		0,93
Nombre de détection /13	13	13	12	1	5
Sortie filtre (aval)					
Minimum	0,05	0,01	0,20	-	-
Moyenne	0,31		0,36	-	-
Maximum	0,88		0,79	-	-
Ecart-type	0,32		0,17	-	-
Nombre de détection /13	6	1	9	0	0

8.2.4.2. Rendements de la filière

L'efficacité de la filière de traitement est estimée à travers des rendements massiques (Table 51). Les rendements massiques de la filière sont excellents pour tous les paramètres: ils varient de 87% (N-NO3) à 100%. Les rendements dans la mare se situent en moyenne entre 65% (MES) et 100% (PO₄³⁻). Comme observé ci-dessus avec les concentrations, les rendements en MES, COT et COD dans la mare peuvent être négatifs (respectivement -172%, -27% et -25%). Ceci est dû probablement à la forte présence de végétation dans la mare qui entraîne une production de particules et une augmentation de la matière organique. Les rendements dans le filtre sont en moyenne compris entre 43% (MESO) et 100%. Aucun rendement n'est négatif dans le filtre et ils sont supérieurs à ceux reportés par Al-Rubaei et al. (2017) dans son étude sur un système de traitement similaire, où pour des concentrations similaires en entrée les rendements en nutriments étaient en moyenne inférieurs à 40%.

TABLE 51: EFFICACITE DE TRAITEMENT EN RENDEMENT MASSIQUE DE LA MARE, DU FILTRE ET DE LA FILIERE COMPLETE POUR LA MACROPOLLUTION

Rendement massique (%)								
	MES	MESO	N-NO3	N-NO2	N-NH4	PO4	COT	COD
Mare								
Minimum	-172%	65%	64%	71%	56%	100%	-27%	-25%
Moyenne	65%	90%	90%	90%	89%	100%	76%	77%
Maximum	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Ecart-type	85%	13%	14%	12%	15%	-	38%	36%
Nombre de rendement calculé	10	11	11	12	11	1	12	12
Filtre								
Minimum	80%	43%	63%	100%	97%	0%	59%	60%
Moyenne	95%	73%	87%	100%	99%	0%	85%	83%
Maximum	100%	100%	100%	100%	100%	0%	100%	100%
Ecart-type	10%	23%	17%	0%	1%	-	18%	17%
Nombre de rendement calculé	4	4	4	4	4	0	4	4
Filière								
Minimum	93%	90%	87%	100%	99%	100%	89%	89%
Moyenne	99%	97%	98%	100%	100%	100%	97%	97%
Maximum	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Ecart-type	2%	4%	4%	0%	0%	-	4%	5%
Nombre de rendement calculé	8	8	7	8	8	1	10	10

8.2.4.3. Facteurs influençant l'efficacité de traitement de la filière

La Figure 62 présente les coefficients de corrélation entre les caractéristiques hydrologiques des 13 évènements pluvieux prélevés, les conditions météorologiques et les rendements massiques en macropolluants de la filière de traitement. Peu de paramètres sont corrélés entre eux (corrélations non significatives en blanc). Seul le rendement de la filière pour les nitrates (NO3) est corrélés significativement et négativement avec l'intensité lumineuse (coefficient de corrélation : -0,57). Cette absence de corrélation entre les paramètres climatiques, hydrologiques et les rendements massiques peut signifier plusieurs choses : la

filière de traitement serait assez robuste de tel sorte que les performances de traitement soient indépendantes des caractéristiques d'un évènement pluvieux ou de la saisonnalité, ou alors les faibles concentrations en macropollution dans les eaux pluviales, proches des limites de quantifications, entraînent des faibles variations des rendements massiques.

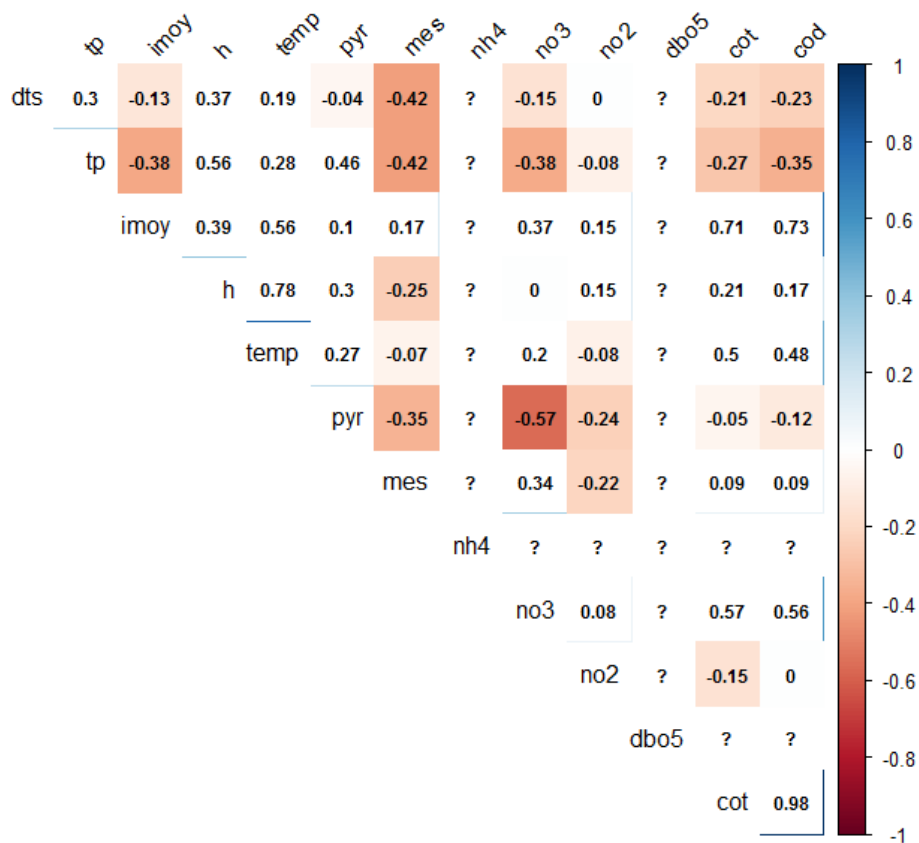


FIGURE 62: MATRICE DE CORRELATION (METHODE DE SPEARMAN) ENTRE LES PARAMETRES CLIMATIQUES (TEMP : TEMPERATURE DE L'AIR, PYR : INTENSITE LUMINEUSE), LES PARAMETRES HYDROLOGIQUES (TP : DUREE DE LA PLUIE, IMOY : INTENSITE MOYENNE, H : HAUTEUR DE LA PLUIE) ET LES RENDEMENTS MASSIQUES DES MACROPOLLUANTS DE LA FILIERE DE TRAITEMENT POUR LES 13 CAMPAGNES DE PRELEVEMENT (? : CALCUL DU COEFFICIENT DE CORRELATION IMPOSSIBLE PAR MANQUE DE DONNEES)

8.2.5. Conclusion

La qualité des eaux pluviales issues du bassin versant a été évaluée au cours de 13 évènements pluvieux d'octobre 2015 à juin 2017. Par rapport aux données disponibles dans la littérature pour d'autres bassins versant, ces eaux pluviales sont caractérisées par de faibles concentrations en MES et en pollution carbonée. Par contre, les concentrations en nutriments sont du même ordre de grandeur que dans la littérature. Les concentrations en nitrates sont inversement proportionnelles à la température de l'air, à l'intensité moyenne et à la hauteur de pluie. Les rendements massiques le long de la filière ne sont pas dépendant des caractéristiques climatiques et hydrologiques des évènements pluvieux

8.3. Qualité des eaux pluviales, efficacité de traitement et dynamique de stockage des micropolluants par la filière de traitement

Afin d'étudier l'efficacité de la filière de traitement, 18 campagnes de prélèvement ont été réalisées d'octobre 2015 à juillet 2018. Dans ce chapitre, nous allons caractériser la concentration en micropolluants (métaux totaux, métaux dissous, HAP) des eaux pluviales en entrée du bassin versant et présenter l'efficacité de la mare, du filtre et de la filière de traitement en totalité à abattre cette micropollution. De plus, nous présenterons les facteurs hydrologiques influençant les concentrations dans les eaux pluviales. Enfin, la dynamique de stockage des micropolluants en temps sec sera évaluée.

Les données de concentrations en micropolluants à chaque point de prélèvement (amont : eaux pluviales; intermédiaire : sortie de la mare ; aval : sortie du filtre) et pour les 18 campagnes sont disponibles en Annexe 6 (métaux) et en Annexe 7 (HAP). Les rendements de chaque compartiment de la filière et pour les 18 campagnes sont disponibles en Annexe 8 (rendement en concentration) et en Annexe 9 (rendement massique).

Les résultats sont disponibles dans la publication suivante :

Walaszek, M., Bois, P., Laurent, J., Lenormand, E., Wanko, A., 2018. Micropollutants removal and storage efficiencies in urban stormwater constructed wetland. *Sci. Total Environ.* 645, 854–864.

Cette étude a montré que les eaux pluviales en sortie du bassin versant sont caractérisées par une quantité importante de Zn et une variété de HAP. A l'échelle de l'évènement pluvieux, le filtre stocke la majorité des micropolluants dissous et particulaires. Dans la mare, la remise en suspension par le flux d'eau entrant des MES et des micropolluants associés diminue son efficacité. Les efficacités de traitement varient de 50% (naphtalène) à 100% (Zn particulaire). Pendant les périodes de temps sec, il existe un relargage des métaux stockés dans le filtre du substrat filtrant vers l'eau interstitielle. En effet, les concentrations en métaux sont plus importantes pendant les périodes de temps sec que les temps de pluie. Davantage de micropolluants sont détectés dans l'eau du filtre en période de temps sec. En termes de stockage dans les sédiments de la mare et dans le substrat du filtre, c'est la mare qui stocke la majorité des micropolluants, puis la couche de matière organique supérieure du filtre, contrairement à ce qu'ont montré les efficacités de traitement. Il n'existe pas de différence significative d'apport en eaux pluviales entre la partie très alimentée et la partie peu alimentée en eau du filtre.

8.4. Comparaison du fonctionnement de deux systèmes de traitement des eaux pluviales à Strasbourg

Les deux filières de traitement installées sur le site de l'Ostwaldergraben (§4.1.1.3) ont fait l'objet d'un suivi de la qualité des eaux pluviales issues des bassins versants et de l'efficacité de traitement des filières de traitement. La filière n°3 traitant les eaux pluviales issues du bassin versant n°3 a été étudiée par Noëlle Schmitt dans le cadre d'une thèse

(Schmitt, 2014; Schmitt et al., 2015a). Dans cette partie, nous comparons la qualité des eaux pluviales et les efficacités de traitement des deux filières, que nous supposons différentes à cause des différences de taille des bassins versants et de dimensionnement des filières de traitement.

8.4.1. Comparaison des bassins versants et des filières

Les caractéristiques du bassin versant n°3 (BV3) étudié par Noëlle Schmitt et du bassin versant n°1 (BV1) étudié dans cette thèse sont présentées dans la Table 52. Les deux bassins versants sont de type urbains et résidentiel mais le BV1 est plus grand que le BV3 (respectivement 2,71 et 1,79ha) et sa surface active est plus importante (respectivement 0,9 et 0,53ha). Néanmoins, les occupations du sol, les surfaces et les coefficients d'imperméabilisation sont semblables. Les types de polluants et leurs concentrations dans les eaux pluviales issues des deux BV devraient donc être sensiblement égaux. Néanmoins, les volumes d'eaux pluviales, et donc les charges de polluants en sortie du BV, devraient être plus importants pour le BV1 que pour le BV3, au regard de la différence de taille des surfaces actives (surface du BV participant au ruissellement).

TABLE 52 : COMPARAISON DES CARACTERISTIQUES DES DEUX BASSINS VERSANTS

	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

Les dimensionnements des deux systèmes de traitement sont présentés dans la Table 53. Les deux systèmes sont constitués d'une mare de sédimentation suivie d'un filtre planté de roseaux à écoulement vertical. Les mêmes règles de conception ont été utilisées. La mare de sédimentation n°1 est plus grande que la mare n°3 (respectivement 28m³ et 2m³ de volume permanent). Par contre, le filtre planté n°3 est plus grand (100m²) que le filtre n°1 (90m²). Enfin, la première couche du filtre n°3 présente une granulométrie plus fine que celle du filtre n°1. La conséquence est que la vitesse d'écoulement dans le filtre n°3 est plus faible, et le risque de colmatage accru, d'où la superficie plus grande du filtre associé au BV3.

TABLE 53 : COMPARAISON DES CARACTERISTIQUES DES DEUX FILIERES DE TRAITEMENT

MARE DE SEDIMENTATION	Filière n°1 (BV1)	Filière n°3 (BV3)
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 PLANTÉ DE ROSEAUX		
Type	Vertical	Vertical
Dimensions (m x m)	15 x 7,5	20 x 5
Surface (m ²)	90	100
Pourcentage de la surface active (%)	1	2

Charge hydraulique (m ³ /m ² /an)	60	30
Conductivité hydraulique de la zone/couche active (m/s)	2,61.10 ⁻⁴	1,96.10 ⁻⁴
Epaisseur globale des matériaux (m)	0,7	0,8

8.4.2. Evènements pluvieux prélevés

10 campagnes de prélèvement ont été réalisées sur la filière n°3 d'avril à novembre 2013 contre 18 campagnes sur la filière n°1 d'octobre 2015 à juillet 2018. La même méthodologie de prélèvement et les mêmes méthodes d'analyses ont été utilisées pour les deux filières. Les campagnes ont permis de prélever une grande diversité d'EP dans les deux cas (période de retour inférieure à 1 semaine et de 5 à 10 ans dans le cas de la filière n°3, de 2 à 4 semaines et de 1,5 à 2 ans pour la filière n°1). Les analyses de pollution carbonée, en nutriments, en métaux totaux et en HAP ont été réalisées dans les deux cas.

8.4.3. Comparaison de la pollution des eaux pluviales

Les concentrations moyennes en MES, pollution carbonée, nutriments, métaux totaux et HAP dans les eaux pluviales issues du BV1 et du BV3 sont présentées dans la Table 54.

TABLE 54 : COMPARAISON DES VALEURS MOYENNES ET ECARTS-TYPE DE CONCENTRATIONS EN MACROPOLLUTION, METAUX TOTAUX ET HAP DANS LES EAUX PLUVIALES ISSUES DU BV1 ET DU BV3

BV1			BV3		
Macropollution (mg/L)			HAP (µg/l)		
MES	8±6	42±34	Acénaphène	0,01	nd
DBO5	4±2	14±9	Benzo(a)pyrène	0,0533	nd
DCO	17±7	198±304	Fluorène	0,02	nd
COT	5±2	135±344	Phénanthrène	0,03±0,02	0,057
NH4	0,4±0,3	0,67±0,53	Anthracène	0,01	nd
NO2	0,04±0,03	0,03±0,02	Fluoranthène	0,04±0,05	0,051
NO3	3±2	1,65±1,33	Pyrène	0,03±0,04	nd
Métaux totaux (µg/l)			Benzo(a)anthracène	0,06	
Zn	194±69	126±58	Chrysène	0,05	nd
Pb	3±1	6±6	Benzo(b)fluoranthène	0,035±0,035	nd
Cu	6±2	11±6	Benzo(k)fluoranthène	0,03	nd
Cr	0,7±0,2	nd	Dibenzo(a,h)anthracène	0,005	nd
Co	0,13±0,06	nd	Naphtalène	0,02±0,016	nd

Les eaux pluviales issues du BV1 et du BV3 présentent des concentrations en nutriments et en métaux significativement semblables (test de wilcoxon, p-values>0,47). Elles sont peu chargées en nutriments. Les eaux pluviales issues du BV3 sont par contre plus chargées en pollution carbonée et en MES (test de wilcoxon, p-values<0,05). Les mêmes métaux sont retrouvés dans les eaux pluviales issues des deux BV (mis à part le chrome et le cobalt en entrée du BV1). Les concentrations moyennes en Zn sont similaires entre les deux BV (BV1 : 194µg/L, BV3 : 126µg/L). L'importance des métaux dans les eaux pluviales ne suit pas le même ordre, dans le BV1 on retrouve Zn>Cu>Pb>Cr/Co et dans le BV3: Zn>Pb>Cu. La

répartition des métaux entre fraction particulaire et dissoute est semblable entre les deux BV. Tous les métaux sont majoritairement dans la fraction particulaire, mis à part le Zn dans le BV1 et le Pb dans le BV3. Enfin, seulement deux HAP (phénanthrène et fluoranthène) sont détectés une seule fois en entrée du BV3 alors que 14 HAP sont régulièrement détectés en entrée du BV1. Ceci peut s'expliquer en partie par la différence de taille entre les deux BV. Les HAP étant majoritairement issus du trafic automobile, la plus grande présence de HAP dans les EP du BV1 peut s'expliquer par une surface de voirie plus importante (BV1 : 0,5ha, BV3 : 0,3ha).

8.4.4. Comparaison des rendements massiques pour les métaux totaux

Les rendements massiques pour les métaux totaux le long des filières de traitement n°1 et n°3 sont présentées dans la Table 55.

Les rendements globaux pour les métaux totaux sont très bons dans les deux filières. Ils varient de 86% (Pb, Cu, Cr) à 100% (Zn) dans la filière 1 et de 80% (Cu) à 100% (Zn) dans la filière 3. Dans les deux cas, les rendements pour le Pb, le Cu et le Cr sont mauvais dans le filtre ces métaux sont majoritairement retenus par la mare. En moyenne, la mare de la filière 3 présente des rendements inférieurs à ceux de la filière 1 alors que le filtre de la filière 3 présente des rendements supérieurs à ceux de la filière 1.

TABLE 55 : COMPARAISON DES RENDEMENTS MASSIQUES POUR LES METAUX TOTAUX DES DEUX FILIERES DE TRAITEMENT

		Filière 1	Filière 3
Zn	Mare	68%-96% [82%]	40%-80% [58%]
	Filtre	86%-100% [96%]	20%-58% [41%]
	Système	99%-100% [99%]	99%-100% [99%]
Pb	Mare	48%-90% [77%]	58%-88% [72%]
	Filtre	-41%-99% [58%]	7%-30% [18%]
	Système	86%-100% [95%]	82%-99% [91%]
Cu	Mare	58%-92% [79%]	32%-80% [53%]
	Filtre	-41%-93% [-55%]	0%-61% [33%]
	Système	86%-99% [94%]	80%-95% [87%]
Cr	Mare	55%-92% [78%]	71%
	Filtre	-41%-97% [51%]	23%
	Système	86%-98% [94%]	82%-88% [94%]

8.4.5. Conclusion

Les deux bassins versants présentent un fonctionnement similaire, bien que les eaux pluviales issues du BV1 soient plus riches en HAP. Cette différence peut être expliquée une surface de voirie du BV1 bien plus grande. La mare et le filtre de la filière 1 sont plus efficaces que ceux de la filière 3 pour retenir la pollution métallique à l'échelle d'un événement pluvieux. Une explication pourrait être la maturité de la filière de traitement associée au BV1 pour laquelle l'étude est réalisée deux ans après le suivi de la filière associée au BV3.

8.5.Impact sur le vivant des eaux pluviales le long de la filière de traitement

8.5.1. Présentation des campagnes de prélèvement

Six campagnes ont été réalisées : trois en temps de pluie au printemps et en été (27/05/2016, 28/06/2017 et 31/05/2018) et trois en temps sec en été et en hiver (12/09/2016, 07/12/2016 et 24/07/2018). Leurs caractéristiques sont présentées dans la Table 56. Les analyses et les interprétations ont été réalisées par le partenaire Tronico Vigicell du projet Lumieau-Stra.

TABLE 56 : CARACTERISTIQUES DES TROIS CAMPAGNES DE BIO-ESSAIS

Campagne	1	2	3	4	5	6
Date	23/05/2016	12/09/2016	07/12/2016	28/06/2017	31/05/2018	24/07/2018
Type d'échantillon	Composite	Ponctuel	Ponctuel	Composite	Composite	Ponctuel
Type de campagne	Temps de pluie	Temps sec	Temps sec	Temps de pluie	Temps de pluie	Temps sec
Température de l'air (°C)	13,7	26	1,3	20	28,4	33,2
Rayonnement (W/m²)	0,4	572	48,7	0,4	886	762,9
% humidité	94,0	53,2	92,7	88,1	96,9	98,3
Durée de temps sec précédente (jours)	3,8	7	21	0,9	2,08	1,5
Durée de la pluie (min)	21,8			75	255	
Hauteur (mm)	11			5,6	39,4	
Intensité moyenne (mm/h)	30			4,5	9,27	
Période de retour	1,5 à 3 mois			3 à 6 mois	6 mois à 2ans	3 à 6 mois

8.5.2. Impact sur le vivant des eaux pluviales le long de la filière de traitement

8.5.2.1. Représentativité des échantillons

Les résultats des paramètres physico-chimiques et des réponses des organismes en pourcentage pour chaque type de bio-essais sont disponibles en Annexe 10. Les résultats des paramètres physico-chimiques (pH, conductivité de l'échantillon) permettent d'évaluer la représentativité de l'échantillon en les comparant avec les mesures en continu sur le terrain. La première campagne (23/05/2016) présente un pH égal à 5,5 le long de la filière (Annexe 10) alors que les mesures sur le terrain indiquent un pH neutre pour la même période. De plus, la conductivité des échantillons est très faible. Les échantillons ont subi une dégradation après la remise des échantillons. Cette campagne n'étant pas représentative des réalités du terrain, ses résultats ne seront pas présentés et discutés ici. Les campagnes 2 (12/09/2016), 3 (07/12/2016), 4 (28/06/2017), 5 (31/05/2018) et 6 (24/07/2018) présentent des propriétés macroscopiques en accord avec les mesures en continu. Il faut noter que seulement 3 points du système ont pu être prélevés lors de la

campagne 3 (entrée mare, sortie filtre et mare naturelle) à cause de la présence d'une épaisse couche de glace dans la mare de sédimentation.

8.5.2.2. *Interprétation des résultats*

8.5.2.2.1. Impact en temps sec

Les résultats de la campagne 2 sont présentés en Figure 63, ceux des campagnes 3 et 6 en Figure 64.

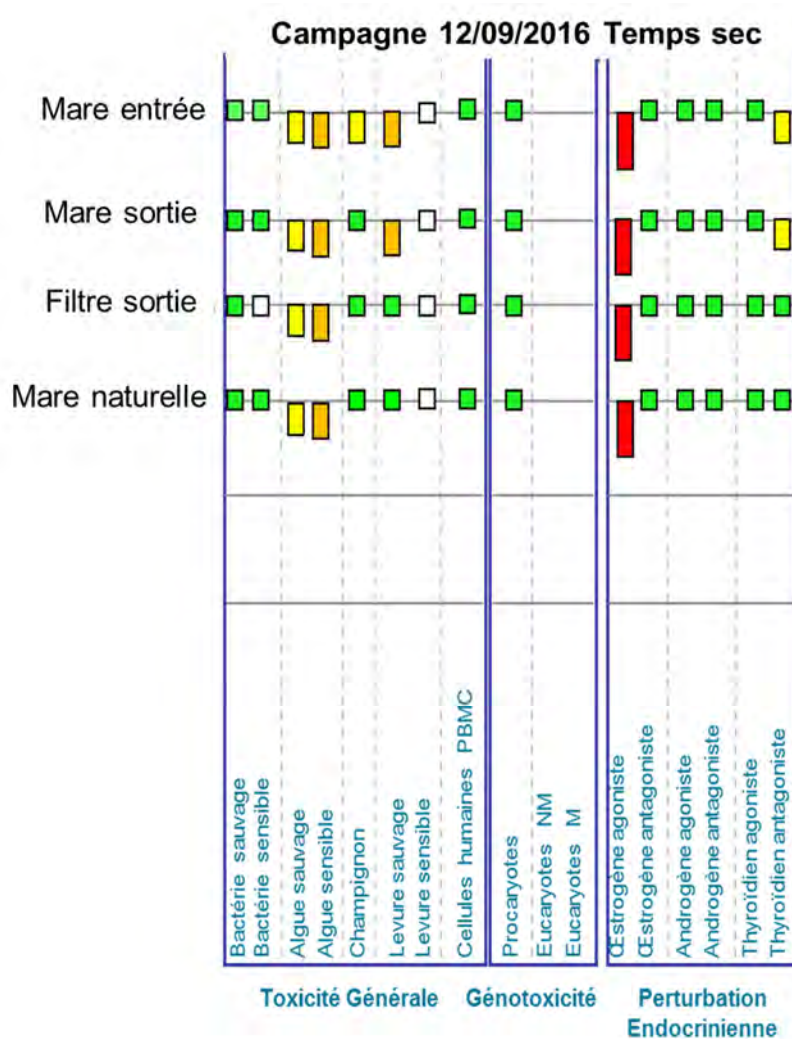


FIGURE 63 : RESULTATS DES BIO-ESSAIS DE LA CAMPAGNE 2 DU 12/09/2016

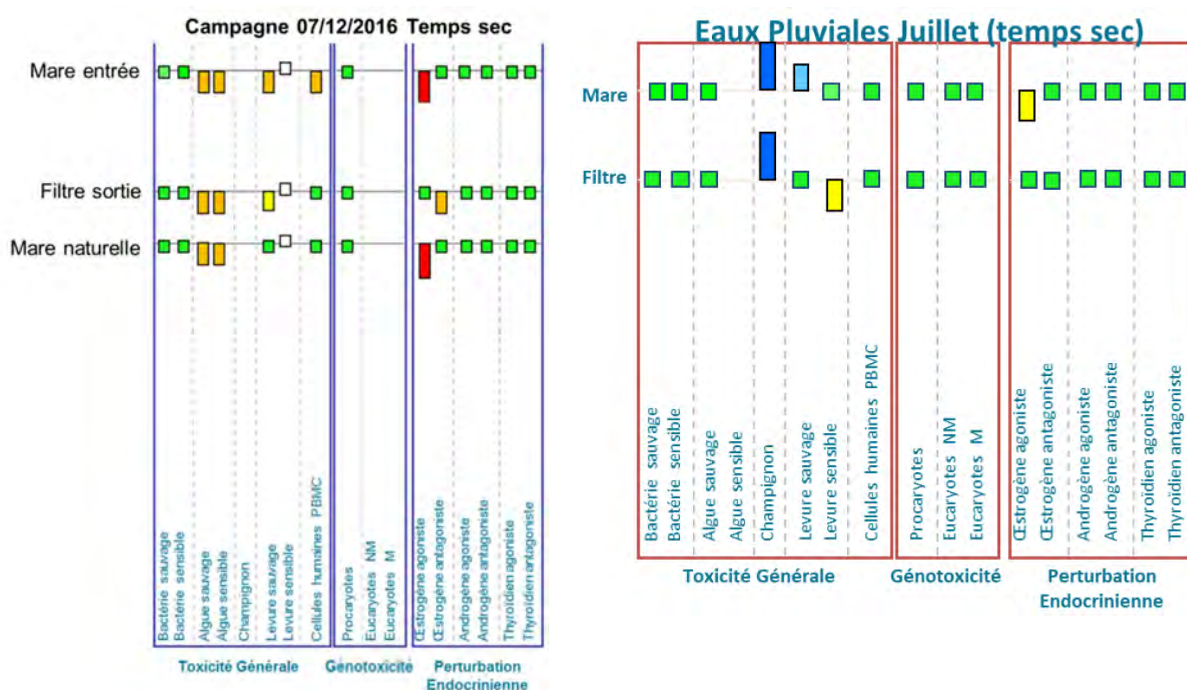


FIGURE 64: RESULTATS DES BIO-ESSAIS DES CAMPAGNES 3 ET 6 DU 07/12/2016 ET 24/07/2018 RESPECTIVEMENT

Les eaux le long de la filière de traitement ont un impact négatif sur les organismes modèles en période de temps sec. En effet, pour les campagnes 2 et 3, les eaux de la filière (entrée et sortie mare, sortie filtre, mare naturelle) ont un effet toxique sur les algues sauvages, et cet effet est stable le long de la filière. De plus, les eaux de la mare ont un effet toxique sur les levures, mais cet effet disparaît dans le filtre et dans la mare naturelle. Cette atténuation est aussi observée pour les champignons lors de la campagne 2. Les eaux de la filière de traitement n'ont pas d'effet génotoxique. Lors des campagnes 2 et 3, les eaux le long de la filière ont un potentiel de perturbation endocrinienne qui n'est pas atténué. Les eaux ont un impact oestrogénique agoniste fort sur les cellules humaines qui est constant le long de la filière. Les eaux de la campagne 2 ont aussi un impact thyroïdien antagoniste mais seulement dans la mare de sédimentation. Les eaux le long de la filière de traitement ont donc en période de temps sec (70% du temps de fonctionnement) un impact toxique élevé sur le vivant (toxicité sur les algues et les levures, potentiel de perturbation endocrinienne oestrogénique et thyroïdienne). Le système de traitement n'est pas efficace pour limiter certains impacts toxiques (toxicité sur les algues, perturbateur endocrinien oestrogénique).

Concernant la 6^{ème} campagne réalisée en temps sec au mois de juillet 2018, elle se caractérise dans la mare par un signal perturbateur oestrogénique agoniste de faible intensité et par l'absence de signal de génotoxicité. En termes de Toxicité Générale, dans la mare, on note des signaux de prolifération de champignon et de levures, mais aussi l'absence de tout impact délétère sur les différents modèles. Dans le filtre, force est de

constater que le signal perturbateur endocrinien a disparu et que les signaux de prolifération en Toxicité Générale se sont atténués (en particulier sur la levure sauvage), faisant place à un léger signal d'impact toxique sur la levure sensible. Ces PÉPiTs sont assez étranges car, tant du point de vue de la nature des signaux que de leur intensité, ils sont plus proches des PÉPiTs obtenus en temps humide (voir plus loin), que des PÉPiTs précédents caractérisant le temps sec. Il est à noter que des trois campagnes de temps sec réalisées, celle de juillet 2018 est caractérisée par la plus faible durée de temps sec, soit 1,5 jour.

Les résultats des campagnes 2 et 3 sont en accord avec une étude récente qui a démontré la toxicité des eaux pluviales issues de deux bassins versants lyonnais (Gosset et al., 2017). Les eaux pluviales à l'exutoire d'un bassin de rétention-infiltration (issues d'un grand bassin versant industriel et urbanisé de 185ha) et d'une succession de mare de rétention (issues d'un petit bassin versant agricole et urbain de 11ha) ont été mises en contact avec l'organisme modèle *Ceriodaphnia dubia* et ont provoqué une forte mortalité et une diminution de ses capacités reproductives.

Un screening de 700 micropolluants organiques (spectrométrie de masse à haute résolution) a été réalisé sur les échantillons de la campagne 2. 31 molécules ont été détectées, donc des pesticides (diuron, métabolites d'atrazine) et des substances médicamenteuses (diclofénac, paracétamol). La présence de ces nombreux polluants, en plus des métaux et HAP détectés en temps sec, peut être à l'origine des effets toxiques des eaux le long de la filière. De nombreuses études ont démontré les impacts toxiques sur les organismes vivants du diuron et de l'atrazine (Behrens et al., 2016; Howe et al., 2017; Rodea-Palomares et al., 2015; Velki et al., 2017) et du diclofénac (Lonappan et al., 2016; Praskova et al., 2014).

8.5.2.2.2. Impact en temps de pluie

Les résultats des campagnes 4 et 5 réalisées en temps de pluies sont présentés en Figure 65.

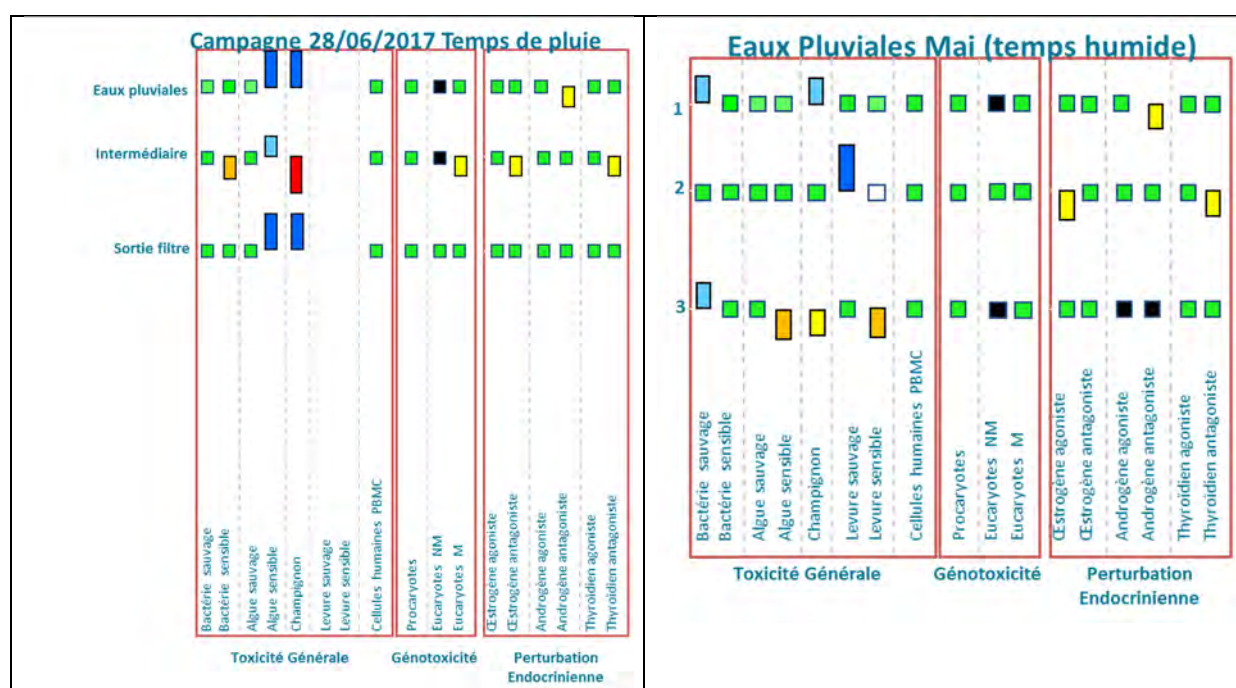


FIGURE 65: RESULTATS DES BIO-ESSAIS DES CAMPAGNES 4 ET 5 DU 28/06/2017 ET DU 31/05/2018 RESPECTIVEMENT

Concernant la 4^{ème} campagne, on observe qu'en période de temps de pluie, l'impact des eaux le long de la filière est globalement moindre qu'en temps sec. En effet ; les eaux pluviales en sortie du bassin versant présentent seulement un effet androgène antagoniste et provoquent même une multiplication des champignons et des algues. Les eaux au point intermédiaire (entre la mare et le filtre) présentent les plus forts impacts sur les organismes modèles : elles présentent un impact toxique modéré sur les bactéries et très fort sur les champignons, un effet génotoxique sur les cellules eucaryotes et un effet œstrogène antagoniste sur les cellules humaines. En sortie du filtre, les eaux ne présentent aucun effet toxique. Ce sont ces eaux qui sont rejetées dans le milieu naturel. A l'échelle de l'évènement pluvieux elles ne devraient pas impacter négativement les organismes vivants dans l'Ostwaldergraben.

S'agissant de la 5^{ème} campagne, à l'image du même échantillon de la 4^{ème} campagne, nous constatons que les eaux pluviales en entrée de la mare n'engendrent que peu d'impact sur les modèles. Ainsi à l'exception de stimulation de croissance de quelques modèles nous notons surtout, à l'instar de l'échantillon de juillet 2017, un effet androgène antagoniste de faible amplitude. La présence d'un effet génotoxique direct très significatif sur cellule humaine a pu être démontrée sur l'eau pluviale lors de cette campagne ce qui n'avait pas été le cas antérieurement. L'échantillon 2 (en sortie de la mare) témoigne, lui, d'un changement structurel de la matrice. Néanmoins, à l'inverse de ce qui a été observé lors de l'échantillon de Juin de l'année précédente, ce changement ne se traduit pas par l'émergence d'une toxicité significative en toxicité générale. En termes de perturbation

endocrinienne, des impacts thyroïdiens antagoniste et œstrogène agoniste apparaissent alors que le signal antagoniste androgène disparaît. Ce phénomène recoupe celui observé lors des échantillons de juin. L'échantillon 3 (en sortie du filtre) met en lumière une toxicité de type Générale notamment sur des modèles sensibles (algue, levure). On note aussi l'émergence d'une cytotoxicité qui n'apparaissait pas antérieurement.

En conclusion, l'évolution de la qualité de l'eau n'est pas, pour ce lot, si claire que pour le lot de l'année précédente. Si les impacts perturbateurs endocriniens semblent disparaître, la dimension Toxicité Générale semble s'accroître. L'accroissement de la cytotoxicité souligne que la variation de toxicité mesurée n'est pas seulement le fait d'un démasquage d'un stress sub-létal par réduction des effets stimulants. Comme l'année précédente, un phénomène, qui modifie structurellement le profil de toxicité de l'eau (voir indicateur de perturbation endocrinienne), se déroule toujours bien entre les échantillons 1 et 2 (entrée et sortie de la Mare). Entre la Mare et le Filtre, nous constatons que des phénomènes non identifiés antérieurement viennent altérer la qualité de l'eau.

La différence de l'impact des eaux du système entre les périodes de temps sec et de temps de pluie peut être en partie expliquée par les différences de concentrations en micropolluants dans les eaux stagnantes du système et les eaux au cours d'un événement pluvieux déversant. Bien que les concentrations en micropolluants n'aient pas été déterminées pour la campagne 4, il a été montré en §8.3 que les concentrations en métaux le long du système sont plus élevées en période de temps sec qu'en temps de pluie. Les effets d'évaporation/évapotranspiration et de relargage des métaux dans la phase liquide en temps sec et les effets de dilution par les eaux pluviales en entrée du système sont responsables de ces différences de concentrations, et certainement des différences d'impacts sur le vivant.

8.5.2.3. Conclusion

Les campagnes de bio-essais ont permis de démontrer une différence d'impact des eaux du système sur le vivant en période de temps sec et en temps de pluie. Les eaux en temps sec sont plus concentrées en micropolluants et provoquent des impacts toxiques et de perturbation endocrinienne le long du système de traitement. En temps de pluie, les eaux pluviales en sortie du bassin versant et en sortie du filtre ne présentent pas d'impact négatif sur le vivant, contrairement aux eaux en sortie de la mare.

L'ensemble de ce travail met en évidence plusieurs choses :

En temps sec, les trois lots d'échantillon considérés présentent globalement des toxicités modérées. Pour autant, dans deux cas, on constate qu'un impact perturbateur endocrinien œstrogénique majeur se maintient constant de l'Amont à l'Aval du démonstrateur.

En outre, il semble que les résultats entre les deux premières périodes sèches ne sont pas totalement transposables. Si les deux lots (Septembre et Décembre) mettent en évidence une légère efficacité décontaminante du démonstrateur et notamment du filtre, cette

amélioration n'est pour autant pas observable pour tous les bio-essais témoignant d'un stress toxique. L'intensité de l'impact perturbateur endocrinien n'est, par exemple, pas modifiée. De la même façon, l'altération concernant les algues reste inchangée. On notera qu'au niveau du filtre, la perturbation endocrinienne témoigne de l'existence de phénomènes favorisant l'existence d'une toxicité particulière (effet P.E antagoniste). Par ailleurs, les résultats obtenus lors de la troisième campagne de temps sec sont significativement plus proches de ceux obtenus en temps humide que de ceux obtenus lors des deux premières campagnes de temps sec.

En temps humide, le profil de toxicité est très différent de celui observé en période sèche, en particulier au niveau de l'entrée de la Mare. Il exprime des impacts toxiques beaucoup plus marqués. Pour autant, au moins lors de la première campagne, ce contraste a pour mérite de mettre clairement en évidence l'effet bénéfique du filtre sur la réduction de la toxicité de l'eau. Les eaux pluviales se caractérisent par des événements de stimulation de croissance probablement imputable à la présence de substances nutritionnelles.

Alors que la seconde campagne en temps humide engendre des signaux témoignant de phénomènes qui au final altère significativement la qualité de l'eau seulement en sortie de démonstrateur, l'altération de la qualité de l'eau, lors de la première campagne, est, en temps humide, très visible uniquement au niveau de la mare. Il se traduit par l'émergence d'effet génotoxique, d'effet perturbateur endocrinien et d'effet de toxicité générale. Ces observations traduisent probablement un déplacement des équilibres physico-chimiques (sorption-désorption, solubilisation) ayant cours dans la Mare entre les différents compartiments de celle-ci (sédiments, phase liquide, ..). Complémentairement à ces déplacements, on peut aussi penser qu'une partie de ces résultats, obtenues en période humide, sont aussi la conséquence de la mobilisation des substances nutritives.

Bien que dans un cas, première campagne, l'effet du filtre semble, particulièrement positif, il apparaît plutôt négatif lors de la seconde campagne. Le filtre semble donc bien jouer un rôle effectif mais celui-ci ne semble pas univoque. Il n'est pas illogique de penser que son action dépend notamment de la nature du cocktail polluant considéré avec, possiblement, des phénomènes d'hystérésis.

Au regard de la complexité sous-jacente caractérisant les données obtenues ici, ces conclusions et hypothèses nécessiteraient confirmations par la mise en œuvre d'analyses physico-chimiques ou des études plus approfondies de l'évolution de l'impact toxique des différents compartiments au fil du temps.

8.6.Impact des variations saisonnières sur l'efficacité hydraulique, le fonctionnement physico-chimique et l'occurrence des métaux

Afin d'étudier l'impact des variations saisonnières sur le fonctionnement générale de la filière de traitement, trois ans de suivi des paramètres physico-chimiques dans l'eau de la mare et du filtre, des caractéristiques hydrologiques des évènements pluvieux et des conditions météorologiques sur le bassin versant ont été effectués. De plus, l'occurrence des métaux dans les eaux pluviales et l'efficacité de traitement de la filière ont été déterminées grâce aux 13 campagnes de prélèvement réalisées d'octobre 2015 à juin 2017. Dans cette partie, nous allons déterminer si le fonctionnement général et l'efficacité de traitement de la filière sont dépendants des conditions climatiques, et donc des variations saisonnières.

Les résultats de cette étude sont disponibles dans la publication :

Walaszek, M., Bois, P., Laurent, J., Lenormand, E., Wanko, A. (2018). Urban stormwater treatment by a constructed wetland: Seasonality impacts on hydraulic efficiency, physico-chemical behavior and heavy metal occurrence. *Sci. Total Environ.* 637, 443–454

L'hydrologie du bassin versant et le fonctionnement hydraulique de la technique alternative sont impactés par les variations saisonnières. Pendant les saisons chaudes (printemps, été), d'intenses évènements pluvieux ont lieu sur le bassin versant, ce qui cause d'importants volumes d'eaux pluviales en entrée de la mare de sédimentation. Dans le filtre, les vitesses d'infiltration et l'évapotranspiration sont plus importantes pendant les saisons chaudes à cause de l'augmentation de la population microbienne et l'activité des plantes. Les performances hydrauliques de la TA ne sont en revanche pas influencées par ces variations saisonnières : les pics de réductions des débits entrants varient entre 97 et 100% qu'importe la saison. Les volumes d'eaux pluviales sont majoritairement stockés dans la mare. Les conditions physico-chimiques de l'eau de la mare varient fortement selon les saisons, contrairement à l'eau interstitielle du filtre. Les variations climatiques sont tamponnées par le filtre alors que l'eau de la mare y est directement exposée. L'eau du filtre est principalement en conditions oxydantes et est un milieu neutre à basique (grâce à l'aération permanente du filtre) alors que l'eau de la mare est acide (6,5) à basique (9) et est n conditions fortement réduites à oxydées. L'acidité de l'eau de la mare et les conditions oxydantes prolongées dans le filtre observées pendant les saisons froides peuvent provoquer des relargages des métaux sorbés sur les substrats vers les eaux du milieu récepteur. Des variations saisonnières sont aussi observées dans les charges en métaux des eaux pluviales. Les charges en Pb, Cu et Co sont plus importantes pendant les saisons chaudes à cause des plus grandes hauteurs de pluie. Cependant, aucun impact des variations saisonnières n'a été trouvé pour les efficacités de traitement, malgré les variations des conditions physico-chimiques.

8.7. Que retenir de la qualité des eaux pluviales, l'efficacité et l'impact sur le vivant de la filière de traitement

18 campagnes de prélèvement ont permis de déterminer la **qualité des eaux pluviales** issues d'un petit bassin versant urbain. Les eaux pluviales sont caractérisées par des faibles concentrations en MES et en pollution carbonée par rapport à la littérature. Leur pollution en nutriments est aussi faible mais en accord avec les données de la littérature. En terme de micropollution, les eaux pluviales sont caractérisées par de fortes concentrations en Zn et par la présence d'une grande variété de HAP à faibles concentrations.

A l'échelle de l'évènement pluvieux et **d'après les rendements massiques**, c'est le filtre qui retient la majorité de la pollution particulaire et dissoute. En temps sec, les concentrations en métaux dans l'eau du filtre sont largement supérieures aux concentrations en temps de pluie. Ceci suggère des mécanismes de relargage des métaux stockés dans le substrat du filtre vers l'eau résiduelle. Or cette eau sera rejetée vers le milieu naturel au prochain évènement pluvieux déversant.

L'étude des sédiments de la mare et du substrat du filtre révèle que c'est la mare qui stocke la majorité des micropolluants. Dans le filtre, les micropolluants sont majoritairement retenus dans la couche superficielle de dépôts organiques et dans les premiers centimètres du sable. Ceci démontre l'importance de conserver la couche de dépôts organiques sur le filtre et de ne pas la curer. Les teneurs actuelles de micropolluants dans les sédiments de la mare permettent leur valorisation après curage en épandage agricole d'après la réglementation française.

La **comparaison du fonctionnement du bassin versant étudié dans cette thèse (BV1) avec celui étudié par Noëlle Schmitt (BV3)** révèle que les eaux pluviales issues des deux BV présentent des concentrations en macropollution et en métaux similaires. Par contre, les HAP sont plus présents dans les eaux pluviales issues du BV1, dont la surface de route est plus élevée. De plus, la filière du BV1 présente de meilleurs rendements que celle du BV3.

Les **bio-essais** réalisés sur les eaux du système de traitement pendant trois périodes de temps sec montrent que l'eau peut présenter un impact négatif sur le vivant et cet impact est constant le long du système. Or la filière constitue un écosystème colonisé par une grande variété de végétaux et d'espèces animales

Les **variations saisonnières** ont un impact sur fonctionnement hydrologique, hydraulique, physico-chimique de la filière de traitement et sur l'occurrence des métaux dans les eaux pluviales. Le système est alimenté en eau majoritairement en été et au printemps, quand se produisent les EP les plus importants. Dans le filtre, les vitesses d'infiltration et évapotranspiration sont plus importantes pendant les saisons chaudes. Par contre, les performances hydrauliques du système ne sont pas variables au cours des saisons : la réduction des pics de débit est toujours supérieure à 97%. Les conditions physico-chimiques dans l'eau de la mare varient en fonction des saisons, ce qui n'est pas le cas pour le filtre dont le substrat joue le rôle de tampon contre les variations climatiques. Les conditions physico-chimiques dans l'eau de la mare sont acides à très basiques et oxydantes à fortement réductrices alors que l'eau interstitielle du filtre est majoritairement neutre à basique et oxydante. Les conditions acides et réductrices, observées pendant les périodes froides dans la mare, peuvent favoriser le déstockage des métaux des sédiments vers l'eau de la mare. Enfin, les charges en Pb, Cu et Co dans les eaux pluviales sont plus importantes pendant les saisons chaudes (printemps/été) à cause des plus fortes hauteurs de pluie.

Les concentrations élevées en métaux en temps sec dans la réserve hydrique du filtre indiquent la présence de processus de relargage des métaux stockés dans le substrat vers l'eau résiduelle. Nous nous intéressons par la suite au comportement de sorption des métaux dans le filtre et aux conséquences du vieillissement de l'ouvrage sur ces capacités de rétention.

9. Modélisation hydrologique des flux générés par des rejets pluviaux stricts

Ce chapitre présente les résultats du développement d'un modèle simulant des charges de métaux totaux et de HAP en sortie du bassin versant, à partir de son occupation du sol déterminée par SIG, de la hauteur des pluies et de concentrations en micropolluants par type d'occupation du sol. Ce travail a été réalisé avec l'étroite collaboration du partenaire IRH du projet Lumieau-Stra.

9.1.Occupation du bassin versant

La surface totale du bassin versant est occupée par 64% de jardins, terre cultivée et surface enherbée, 26% de route et 10% de toits avec descentes en zinc.

TABLE 57 : TYPE DE SURFACE DU BASSIN VERSANT ET COEFFICIENT DE RUISSELLEMENT ASSOCIES SELON LA NOMENCLATURE DE (GÖBEL ET AL., 2007)

Type de surface	Jardins, terre cultivée, herbe	Toits (tuiles, fibres ciment, bitume, béton, verre) avec descentes en zinc	Route de service	Total
Superficie (m ²)	14 097	2 260	5 804	22 161
Coefficient de Ruissellement	0,15	0,9	0,8	-

9.2.Charge de micropolluants en sortie du bassin versant

105 événements pluvieux déversants dans le système ont été considérés pour la modélisation des flux. Les valeurs moyennes, minimum et maximum des charges en métaux et HAP et les facteurs correctifs sont présentées dans la Table 58. Les valeurs pour les 105 événements pluvieux sont présentées en Annexe 11.

TABLE 58: VALEURS MOYENNE, MINIMUM ET MAXIMUM DES CHARGES EN METAUX, EN HAP ET DES FACTEURS CORRECTIFS (FC =VOLUME MESURE/VOLUME THEORIQUE) POUR LES 105 EVENEMENTS PLUVIEUX

	Zn(mg)	Cr (mg)	Cu (mg)	Pb (mg)	Ni (mg)	Cd(mg)	Somme HAP (mg)	FC
Moyenne	15942,9	167,7	2020,0	2189,9	213,0	29,0	62253,5	0,53
Minimum	592,9	6,2	75,1	81,4	7,9	1,1	2315,0	0,04
Maximum	211158,8	2220,9	26754,2	29004,5	2821,0	384,2	824527,7	7,53

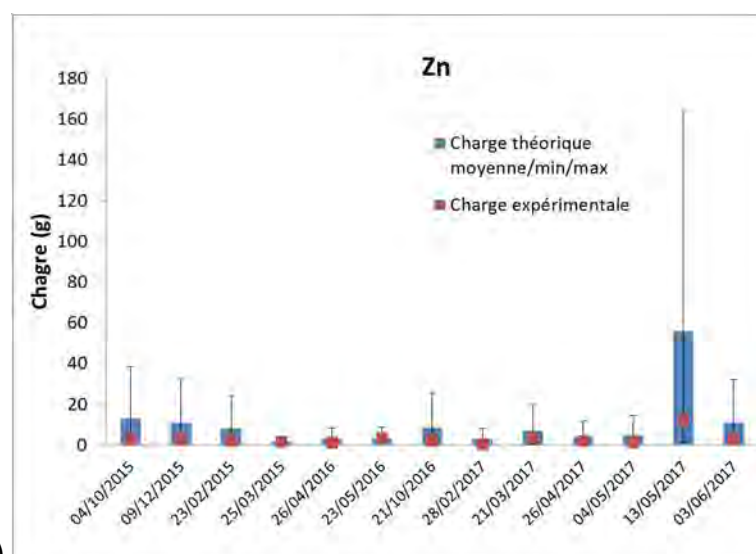
Les volumes déversés dans la mare pour les 105 événements déversants valent en moyenne 24m³ et varient de 0,9 à 320m³. Les charges de micropolluants théoriques calculées à partir de ces volumes quant à eux ont des ordres de grandeur variés. Le zinc tout d'abord est présent en très grande quantité avec une moyenne de 16g, de même que la somme des HAP avec 62g présents dans les eaux pluviales. Le plomb et le cuivre sont moins présents avec une charge moyenne dans la pluie de 2g. Le nickel, le chrome et le cadmium sont présents en quantités bien inférieures avec des charges moyennes respectives de 213mg, 168mg et 29mg. Les facteurs correctifs sont en moyenne égaux à 0,53. Cela signifie qu'en moyenne les volumes d'eaux pluviales ruisselés sont surestimés de moitié par rapport à la réalité. Le volume d'eau ruisselé théorique est surestimé par rapport au volume d'eau mesuré pour 97

événements pluvieux. Seulement 8 événements pluvieux présentent un facteur correctif supérieur à 1 (volume d'eau ruisselé théorique sous-estimé).

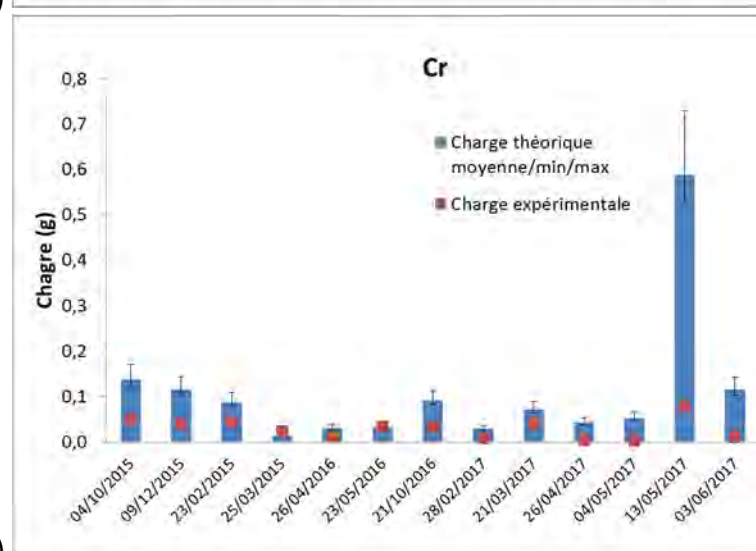
Ainsi la présence des micropolluants dans les eaux pluviales à partir des charges massiques théoriques peut être classée de la manière suivante : $\Sigma\text{HAP} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Cd}$.

9.3.Comparaison avec les données expérimentales

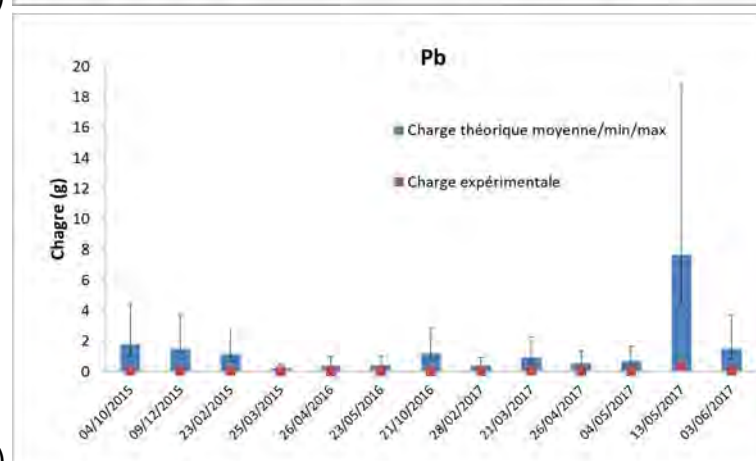
Les charges de micropolluants théoriques sont comparées aux charges en entrée du système de traitement calculées à partir des 13 campagnes analytiques. Les résultats sont présentés dans la Figure 66. Trois charges théoriques différentes sont calculées pour chaque événement et chaque micropolluant : une charge moyenne (en bleu sur les graphiques), minimum et maximum (écart-types). Ces charges ont été calculées à partir des valeurs moyenne, minimale et maximum de concentrations mesurées dans les eaux pluviales en Zn et HAP par type de surface fournies par Göbel et al. (2007). Les valeurs mesurées dans les eaux pluviales lors des campagnes de prélèvement, et l'erreur associée, sont en rouge et vert dans les graphiques.



(a)



(b)



(c)

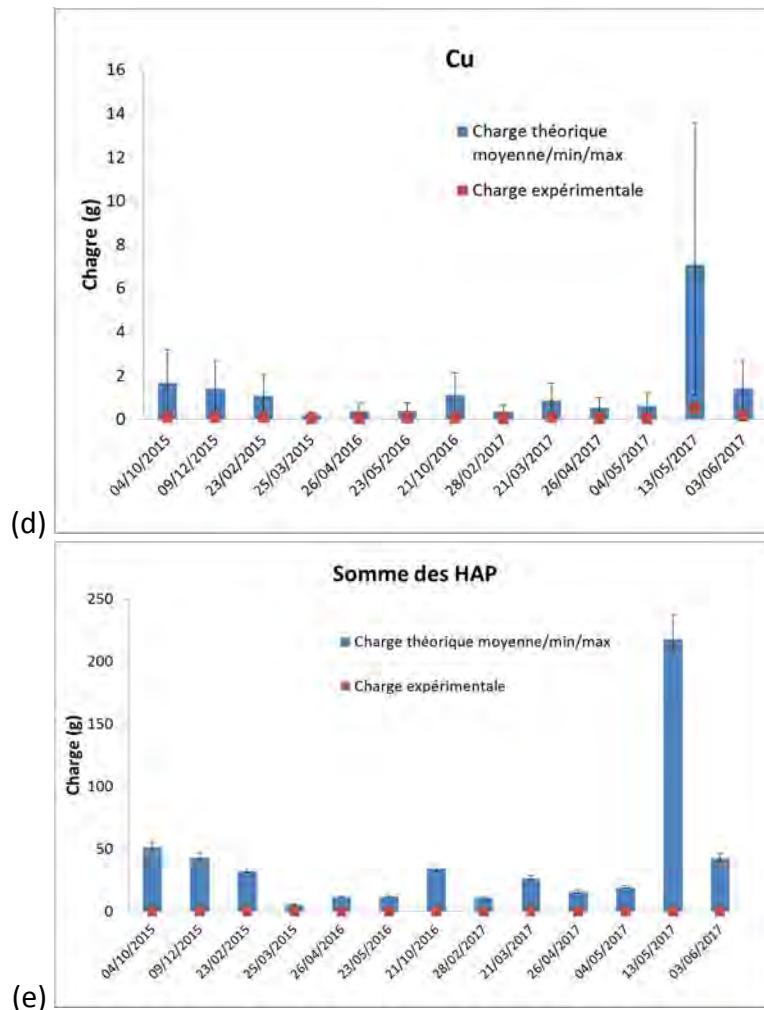


FIGURE 66 : COMPARAISON ENTRE LES CHARGES THEORIQUES ET EXPERIMENTALES (A) DU ZN ET (B) DE LA SOMME DES HAP POUR 9 EVENEMENTS PLUVIEUX PRELEVES

Les charges de Zn sont bien évaluées pour les 13 évènements pluvieux : les charges expérimentales sont comprises entre les charges minimum et moyennes théoriques (Annexe 12). Au contraire, les charges théoriques des autres métaux (Cr, Pb, Cu) et de la somme des HAP, qui sont présents en plus faibles concentrations dans les eaux pluviales, sont largement surestimées par le modèle (erreurs relatives supérieures à 90%, Annexe 12). Néanmoins, le modèle évalue correctement les charges en Cr lors de deux évènements pluvieux (25/03/2016 et 23/05/2016). Ces évènements pluvieux sont caractérisés par des facteurs correctifs faibles (respectivement 0,086 et 0,048, la moyenne des facteurs correctifs étant égale à 0,8). Cela signifie que les volumes ruisselés théoriques sont largement surestimés.

Ainsi, les résultats expérimentaux pour le zinc, ainsi que pour le Cr dans certains cas, sont semblables dans la tendance qualitative très générale à ceux de la modélisation. Pour le Pb le Zn et la somme des HAP, les ordres de grandeur de la modélisation sont largement surestimés. Le modèle mériterait donc d'être perfectionné et d'intégrer de valeurs bibliographiques d'émission, mieux adaptées au bassin versant étudié.

9.4. Que retenir de la modélisation hydrologique et mécanisme des flux générés par des rejets pluviaux stricts ?

Un modèle d'évaluation des charges en métaux et en HAP en sortie du bassin versant a été développé. Les prédictions de la charge de micropolluant en Zn (micropolluant majoritaire à l'exutoire du BV) est conforme aux analyses issues des 13 campagnes de prélèvement. En revanche, une phase de calage est encore nécessaire pour ajuster les facteurs d'émission en Cr, Pb et Cu et en HAP, qui sont pour l'instant trop élevés par rapport aux données expérimentales. À terme, ce modèle permettra d'évaluer les charges annuelles à l'exutoire d'un bassin versant, et permettre les meilleures options de gestion qualitative des eaux pluviales.

10. Méthodologie d'une analyse multicritères des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales et étude de cas

10.1. Contexte

Le projet « Lutte contre les micropolluants dans les eaux urbaines à Strasbourg » (2015-2018) s'intéresse aux principales sources de polluants en milieu urbain : industriels, artisans, particuliers et eaux pluviales. Il a pour objectif de les caractériser et de tester des solutions en conditions réelles. Concernant le volet eaux pluviales, des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales ont été suivies à Strasbourg dans le cadre de ce projet. Les techniques alternatives (TA) sont des dispositifs relevant de l'ingénierie écologique, qui gèrent les volumes d'eaux pluviales au niveau de la parcelle, du sous-bassin versant ou du petit bassin versant. Ce sont des ouvrages de stockage et parfois d'infiltration. Les eaux pluviales sont dans ce cas constituées uniquement des eaux de pluie et des eaux de ruissellement sur les surfaces imperméabilisées. L'Eurométropole de Strasbourg (EMS) a inclus dans ses aménagements des TA de gestion des eaux pluviales sur l'ensemble de son territoire (Figure 67). Il existe une grande diversité de TA utilisées par l'EMS car les enjeux et les conditions d'installation diffèrent d'un bassin versant à l'autre. La question de répliquer tel type d'ouvrage dans telles conditions est une problématique encore non résolue.

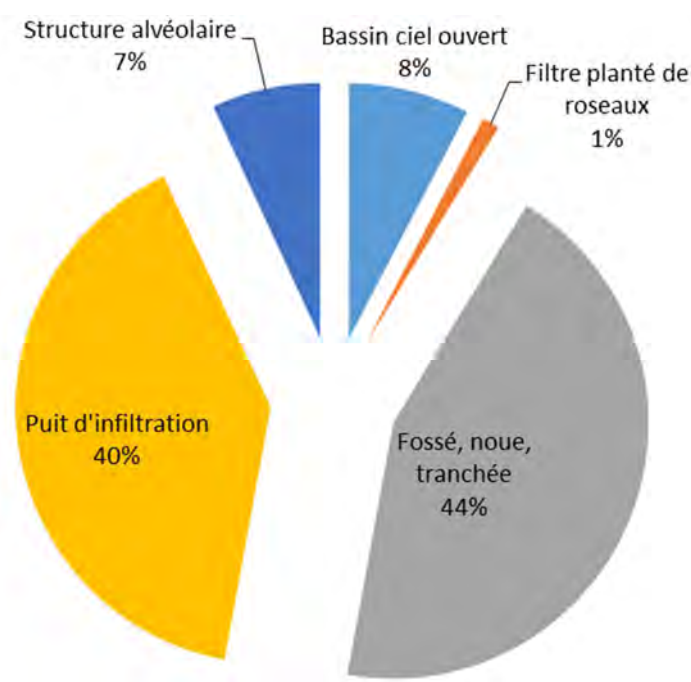


FIGURE 67: RECENSEMENT DES TECHNIQUES ALTERNATIVES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES SUR LE TERRITOIRE DE L'EUROMETROPOLE DE STRASBOURG (SOURCE : DONNEES EMS 2018)

10.2. Objectif de l'étude

La gestion alternative des eaux pluviales, en opposition à leur gestion traditionnelle via les réseaux d'assainissement unitaires, est une pratique croissante dans les collectivités. En effet, l'augmentation des volumes d'eaux pluviales à gérer, de par l'accroissement des

surfaces imperméabilisées, oblige les gestionnaires à penser différemment la gestion des eaux pluviales. Cette gestion alternative peut être réalisée avant ruissellement (toit stockant, bassin enterré), à la parcelle (chaussée réservoir, noue, tranchée drainante) ou à l'exutoire d'un réseau séparatif (filtre à sable, filtre planté de roseaux, bassin de rétention en eau ou à sec) et permettent l'infiltration des eaux directement sur place ou leur rejet dans un milieu naturel. La variété de techniques alternatives disponibles nécessite le développement d'un outil d'aide à la décision pour les collectivités. En fonction du contexte du site d'implémentation, de ses caractéristiques et des préférences de l'opérateur, une analyse multicritères permet de faciliter le choix entre différents ouvrages de gestion des eaux pluviales.

10.3. Etat de l'art de l'analyse multicritères

L'analyse multicritères est largement utilisée pour l'évaluation et la comparaison des techniques alternatives. Différentes méthodes existent, des plus simples aux plus complexes, et utilisant différents types de critères. L'analyse multicritère (MCDA en anglais, pour Multi-Criteria Decision Analysis) nécessite comme données d'entrée des notes associées aux différentes alternatives et des poids associés à ces notes. L'approche la plus basique et la plus simple est de calculer le score total S de la technique alternative i comme la somme linéaire pondérée (poids w_i) des critères x_i (Équation 2) et de comparer ces scores entre les différentes techniques (Huang et al., 2011) :

$$S = \sum_i w_i x_i, \text{ avec } \sum_i w_i = 1 \quad \text{Équation 2}$$

Une autre méthode, plus complexe que la précédente, est une structure hiérarchique qui divise la dimension i en plusieurs sous-dimensions j , c'est-à-dire prend en compte des sous-critères (Équation 3) :

$$S_i = \sum_j w_{ij} x_{ij} \text{ et } S = \sum_i w_i S_i \quad \text{Équation 3}$$

D'autres approches sont utilisées dans la littérature : l'approche MAUT (Multi-Attribute Utility Theory), qui transforme les scores à n'importe quel niveau en fonctions d'utilité (c'est-à-dire en hiérarchisant les critères selon leur apport à une alternative), PROMETHEE (Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation) et ELECTRE (ELimination and Choice Expressing Reality, développé par le CNRS) qui permettent d'accorder différents scores à chaque alternative et pour chaque dimension. A partir de ces cinq grands types d'analyses multicritères ont été développés différents modèles implémentant : des critères spécifiques adaptés à chaque collectivité (comme la ville de New-York qui utilise les services écosystémiques rendus par les TA) (Kremer et al., 2016), une prise en compte des incertitudes (par exemple les incertitudes liées aux poids des critères) (Scholten et al., 2015), etc.

Les méthodes employées pour l'analyse multicritère des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sont diverses. Ces méthodes diffèrent principalement par les critères pris

en compte. Dans une étude française réalisée par le laboratoire ponts et chaussées utilisant la méthode ELECTRE (Martin et al., 2007), les critères pris en compte sont l'efficacité hydraulique, l'abattement de la pollution, l'impact environnemental, la maintenance, l'investissement économique, la durabilité et l'aspect social en milieu urbain. Tous ces critères ont été évalués par « direx » d'experts pour des ouvrages en France. Des résultats de modèles hydrologiques (Ahammed et al., 2012) et de ruissellement (Joksimovic and Alam, 2014) peuvent être aussi pris en compte.

Les critères d'évaluation des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sont classés en quatre catégories : les critères concernant les performances de l'ouvrage, ses impacts environnementaux, son acceptation sociale et ses coûts économiques. Une description des critères concernant chaque catégorie est présentée dans le Tableau 1.

TABLEAU 1: LES DIFFERENTS CRITERES D'EVALUATION DES TECHNIQUES ALTERNATIVES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES (D'APRES ELLIS ET AL., 2004)

Catégorie	Critère primaire
Performances	Diminution des volumes d'eau
	Amélioration de la qualité des eaux
	Fiabilité du système
	Durabilité du système
	Adaptabilité du système
Impacts environnementaux	Impact sur la biodiversité
	Possibilité du réemploi de l'eau
Acceptation sociale	Loisirs
	Esthétique
	Education
	Sensibilisation
	Risque sanitaire
Coûts économiques	Investissement
	Entretien

Ces critères peuvent être calculés à base de données issues de mesures obtenues directement sur des ouvrages existants (diminution des volumes, amélioration de la qualité des eaux, coûts) ou alors par « direx d'experts » (impact sur la biodiversité, loisirs, etc). En plus de ces critères d'évaluation, des critères d'exclusion peuvent être pris en compte dans l'analyse. En effet, certaines techniques ne sont pas utilisables dans des contextes donnés précis. Le Tableau 2 résume l'ensemble de ces critères d'exclusion.

TABLEAU 2 : CRITERES D'EXCLUSION POUR LE CHOIX D'UNE TECHNIQUE ALTERNATIVE DE GESTION DES EAUX PLUVIALES

Critère	Possibilité (en gras, la solution restrictive)	Conséquence
Emprise	Oui	Technique avec drainage

disponible	Non	
Nappe souterraine sensible	Oui Non	Pas de technique d'infiltration
Niveau de la nappe souterraine	Proche de la surface (<1,5m) Hauteur moyenne Profonde (>6m)	Pas de technique d'infiltration
Pollution des eaux pluviales	Faible Moyenne* Forte*	(*) Utilisation d'un prétraitement (**)Utilisation d'un prétraitement et pas de technique d'infiltration
Intensité du trafic automobile	Faible Moyen Elevé	Pas de chaussée poreuse ou de techniques linéaires
Perméabilité du sol à faible profondeur	Faible (<10⁻⁷ m/s) Standard (>10 ⁻⁷ m/s)	Pas de technique d'infiltration
Perméabilité du sol profond	Faible (<10⁻⁷ m/s) Standard (>10 ⁻⁷ m/s)	Pas de technique d'infiltration
Exutoire permanent	Oui Non	Pas de technique de rétention
Risque de pollution en matières en suspension	Oui Non	Utilisation d'un prétraitement et pas de chaussée poreuse
Pente du site	Faible Moyenne à élevée	Utilisation de barrage de correction
Contrainte de cisaillement importante due au trafic automobile	Oui Non	Pas de chaussée poreuse
Niveau de la nappe souterraine	Haut Moyen Profond ou inexistant	Pas de bassin d'infiltration
Flux d'eau permanent	Oui Non	Pas de bassin sec

Ainsi, il existe un grand nombre de méthode d'analyse multicritères applicable aux techniques de gestion des eaux pluviales et de critères associés. Une méthode sera sélectionnée de par sa simplicité d'application, sa rapidité d'exécution et son potentiel de comparaison avec d'autres études déjà existantes. Les critères seront sélectionnés selon les connaissances disponibles pour chaque technique alternatives et la possibilité de comparaison entre toutes les techniques étudiées.

10.4. Méthodologie pour une analyse multicritères

10.4.1. Les TA pour la gestion des eaux pluviales

Il existe un grand nombre de TA utilisées pour la gestion des eaux pluviales. Les différents types d'ouvrages existant sont présentés dans le §2.1

10.4.2. Les ouvrages étudiés

Six techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sont étudiées. La sélection de ces techniques a porté sur (i) la disponibilité des données les concernant et (ii) leur utilisation historique par l'EMS. Le Tableau 3 résume l'ensemble des techniques alternatives étudiées et les références bibliographiques utilisées pour l'obtention de l'ensemble des données.

TABLEAU 3 : LES SIX TYPES DE TECHNIQUES ALTERNATIVES ETUDIEES ET LES REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES ASSOCIEES

Technique alternative	Références bibliographiques
Bassin de rétention sec	(Birch et al., 2006; Pezzaniti et al., 2003)
Bassin de rétention en eau	(Hossain et al., 2005; M. Walaszek et al., 2018)
Filtre planté de roseaux	(Schmitt et al., 2015; M. Walaszek et al., 2018)
Bassin d'infiltration	(Birch et al., 2004; Dechesne et al., 2004b)
Chaussée poreuse	(Abbott and Comino-Mateos, 2003; Dierkes et al., 2002; Yong et al., 2008)
Noue d'infiltration	(Bäckström et al., 2006; Davis et al., 2012)

10.4.2.1. Bassin de rétention

Les bassins de rétention sont les ouvrages utilisés traditionnellement pour la gestion des eaux pluviales depuis les années 70. Ils sont destinés à contenir les eaux de pluie et de ruissellement générés par l'urbanisation ou l'aménagement d'un site et à les rejeter vers un exutoire. Cet exutoire peut être le réseau public, le milieu naturel ou un ouvrage d'infiltration. Les avantages de ces ouvrages est leur bonne intégration paysagère (présence de végétation, utilisation plurifonctionnement), leur efficacité hydraulique (réduction du débit de pointe à l'exutoire) et dépollution des eaux par décantation des matières en suspension. Les inconvénients sont la mobilisation d'un espace foncier important et la nécessité d'évacuation des boues de décantation. Ces bassins peuvent être à sec ou en eau.

10.4.2.2. Bassin sec

Un bassin sec est un aménagement de gestion des eaux pluviales qui permet la rétention des eaux grâce à une imperméabilité naturelle ou artificielle du sol. Les eaux pluviales sont collectées dans le bassin par des canalisations ou alors par ruissellement. Suite à l'évènement pluvieux, le bassin se vidange complètement vers un exutoire naturel ou un

réseau d'assainissement via un système de drainage. Les bassins secs peuvent être végétalisés avec des plantes semi-aquatiques, une strate herbacée ou encore arbustive. La strate arborée est à éviter car les racines profondes pourraient endommager l'imperméabilisation. Ils ont donc une intégration paysagère limitée (Figure 68), mais qui peut être compensée avec un usage plurifonctionnel tel qu'une aire de détente, un terrain de jeu, etc.



FIGURE 68: BASSIN DE RETENTION SEC (SOURCE: GRAND LYON)

10.4.2.3. Bassin de rétention en eau

Les bassins de rétention en eau sont des plans d'eau permanents à ciel ouvert (Figure 69). Ils présentent le même principe de fonctionnement que les bassins secs, à la différence qu'il n'y a pas vidange complète vers un exutoire suite à un événement pluvieux. Un volume d'eau permanent est maintenu dans le bassin et un débit régulé permet de rejeter une partie des eaux vers l'exutoire. La végétation présente dans ces bassins peut être spontanée ou non, de type herbacée, arbustive ou arborée.



FIGURE 69: BASSIN DE RETENTION EN EAU A NOISY-LE-GRAND (BRESSY, 2010)

10.4.2.4. Bassin d'infiltration

Les bassins d'infiltration (Figure 70) collectent les eaux de pluie et de ruissellement généré par l'urbanisation ou l'aménagement d'un site et les restituent au milieu naturel par

infiltration. Leur sol est perméable, avec une porosité forte à moyenne. Ainsi, ils peuvent végétalisés avec une végétation très diverse mais supportant une submersion temporaire : strates herbacée, arbustive et arborée.



FIGURE 70: BASSIN D'INFILTRATION (SOURCE: GRENOBLE ALPES METROPOLE)

10.4.3. Filtre planté de roseaux

Le filtre planté de roseaux (FPR) est un bassin rempli de 3 couches de substrat à granulométrie croissante se succédant horizontalement (FPR à écoulement vertical) ou verticalement (FPR à écoulement horizontal). Les FPR à écoulement vertical sont alimentés par le haut, les eaux pluviales étant réparties de manière uniforme sur la surface du filtre et drainées au fond du filtre alors que les FPR à écoulement horizontal sont alimentés sur un côté et drainés par le côté opposé. Le FPR est classiquement végétalisé avec des *Phragmites australis* dont les racines permettent entre autre d'éviter son colmatage. Ses berges peuvent être colonisées par des strates herbacée, arbustive ou encore arborée.



FIGURE 71: FILTRE PLANTE DE ROSEAUX (SOURCE: VILLE DE TOULOUSE)

10.4.3.1. Chaussée réservoir

Une chaussée réservoir est une structure souterraine destinée à recueillir, stocker et restituer les ruissellements pluviaux des espaces publics, toitures et autres surfaces imperméabilisées en milieu urbain. Elle est constituée d'une ou plusieurs couches poreuses, d'un matériau drainant et d'un système d'évacuation. Les eaux peuvent être évacuées dans le sol, par infiltration, ou alors vers le milieu naturel. Les avantages de ce type de structures sont

qu'elles s'intègrent bien au paysage car invisibles, elles présentent un gain d'emprise foncière mais elles doivent être prévues lors de la construction de la chaussée et elles sont très sensibles au colmatage.



FIGURE 72: STRUCTURE D'UNE CHAUSSEE RESERVOIR (SOURCE: PROJET ADOPTA)

10.4.3.2. Noue d'infiltration

Dans cette rubrique sont regroupés les noues, les tranchées et les fossés, leur dimensionnement et fonctionnement étant similaire. Une noue d'infiltration (Figure 73) est une dépression peu profonde et longitudinale du sol avec des berges à pente faible. Les eaux y sont acheminées par ruissellement direct ou par canalisation et sont rejetées par infiltration ou drainées et évacuées vers un exutoire. Le fossé repose sur le même principe que la noue (aménagement linéaire à ciel ouvert alimenté par ruissellement et canalisation) mais est plus profond et la pente de ses berges est plus importante. La tranchée est aussi un aménagement linéaire et profond mais il est rempli d'une structure granulaire et recouvert de végétation. Tous ces ouvrages sont végétalisés et sensibles au colmatage.



FIGURE 73: NOUE D'INFILTRATION EN CORREZE (SOURCE: PREFECTURE DE CORREZE)

10.4.4. Méthode de calcul

La méthode utilisée est la méthode d'analyse multicritères existante la plus simple. Les scores S de $i^{\text{ème}}$ technique alternative sont calculés tels que les sommes linéaires des j critères d'évaluation x pondérées par les j poids w de ces critères définis par l'utilisateur (voir Équation 2). Ensuite, en fonction des spécificités du site, des critères d'exclusion sont appliqués aux techniques. La ou les techniques non exclues par les critères d'exclusion et qui obtiennent un score maximal seront recommandées. La démarche générale est résumée dans la Figure 74.

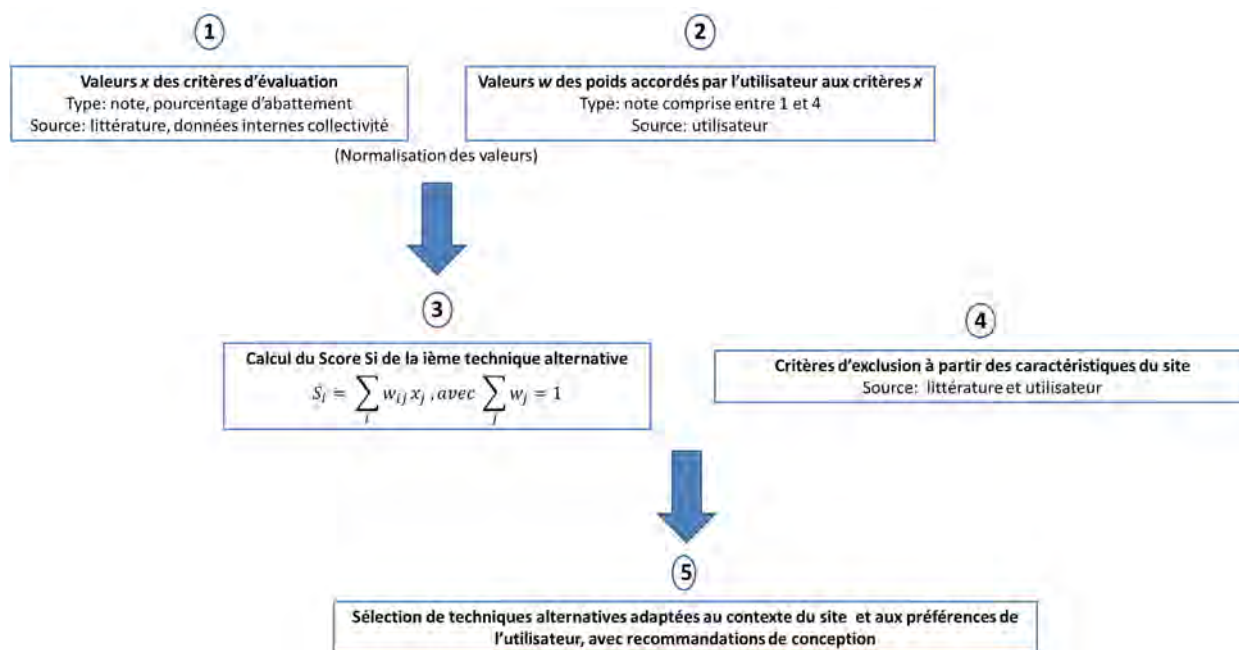


FIGURE 74: METHODE DE CALCUL POUR L'ANALYSE MULTICRITERES DES TECHNIQUES ALTERNATIVES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES

10.4.5. Les critères d'évaluation

10.4.5.1. Définitions

Les critères d'évaluation permettent d'évaluer une technique alternative et de comparer les différentes techniques entre elles. Les critères d'évaluation utilisés dans cette méthode ont été sélectionnés de par (i) leur représentativité du bon fonctionnement d'une technique alternative, (ii) la possibilité de comparaison entre les différentes techniques et (iii) la disponibilité de l'information dans la littérature. Au final, 11 critères d'évaluation classés en quatre catégories ont été sélectionnés. Ces critères peuvent être :

- des données issues de campagnes de mesures (3,4,5,6,7,8,9),
- des données calculées (1,2) ...
- ou encore des données non mesurées ni calculées mais « à dire d'experts » (10,11).

a) Coût de la technique alternative :

1. Le **coût d'investissement** (en €/m³ d'eau pluviale à traiter) représente le coût initial de construction de la technique. Les données utilisées ici sont issues de la littérature afin de pouvoir comparer ces différents coûts. En effet, à l'échelle de plusieurs collectivités, les coûts d'investissement peuvent varier fortement, surtout à cause du prix du terrain qui est dépendant de l'urbanisation de la zone d'implémentation.
2. Le **coût d'entretien** (en €/m³) et de maintenance représente le coût en personnel et en matériel nécessaire pour l'entretien de la technique, et comprend aussi la fréquence. Les calculs ne sont pas réalisés dans cette méthode car les données de la collectivité n'étaient pas disponibles pour toutes les techniques alternatives. Néanmoins, un travail

préliminaire de détermination du coût d'investissement et d'entretien a été réalisé par Bahy (2017). Des données de la littérature ont donc été utilisées.

b) Efficacité hydraulique :

3. La réduction du volume de ruissellement correspond à la diminution du volume d'eau pluviale mesuré en sortie de la technique alternative par rapport au volume en entrée. Cette réduction est permise par des mécanismes d'infiltration/évaporation/évapotranspiration et de stockage dans les techniques alternatives.
4. La diminution du pic de ruissellement correspond à la capacité de stockage des eaux pluviales par la technique alternative.

L'efficacité hydraulique est donc une donnée mesurée sur le terrain via des campagnes de mesure des débits pendant des épisodes pluvieux.

c) Efficacité de traitement :

5. L'abattement massique des matières en suspension en % (MES).
6. L'abattement massique des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques en % (HAP).
7. L'abattement massique du Cu en %.
8. L'abattement massique du Pb en %.
9. L'abattement massique du Zn en %.

Les abattements correspondent à la réduction de la charge massique de pollution en sortie des techniques alternatives vers le milieu récepteur, par rapport à la charge massique en entrée. Les polluants envisagés (MES, HAP, éléments traces métalliques) sont les polluants classiquement détectés à de fortes concentrations dans les eaux pluviales. Les abattements sont mesurés sur le terrain via des analyses de pollution dans les eaux pluviales et des mesures de débits, en entrée et en sortie de la technique.

d) Bénéfices supplémentaires :

10. Les bénéfices écologiques représentent une partie des services écosystémiques (bénéfices matériels et immatériels que l'être humain retire des écosystèmes, et qui contribuent à son bien-être) apportés par la technique alternative, tels que le contrôle de l'érosion des sols, la possibilité de la réutilisation des eaux pluviales, la création de niches écologiques, la réduction des effets d'îlots de chaleur, la formation éducative etc.
11. L'intégration paysagère d'une technique alternative est sa capacité de connexion avec les éléments d'aménagements environnants et l'intérêt visuel que pourront ressentir les usagers.

L'ensemble des bénéfices sont difficilement mesurables, et les données sont disponibles seulement pour certains bénéfices par technique. Dans le cadre de cette étude, une note globale (de 0 à 5), évaluée par « dires d'expert » et disponible dans la littérature est prise en compte.

10.4.5.2. Attribution d'une note

Afin de pouvoir comparer les différents critères d'évaluation entre eux (les critères étant soit un prix, un pourcentage d'abattement ou une note), des notes entre 1 et 5 sont attribuées à leurs valeurs. Pour les coûts d'investissement et d'entretien, plus le coût est bas et plus élevée est la note. Pour les critères en pourcentage, plus le pourcentage est bas et plus la note est basse. Ainsi, une note de 1 correspond à un prix d'investissement ou d'entretien très faible et une réduction de volume ou un abattement d'élément trace métallique très faible. L'attribution des notes est résumée dans la Figure 75.

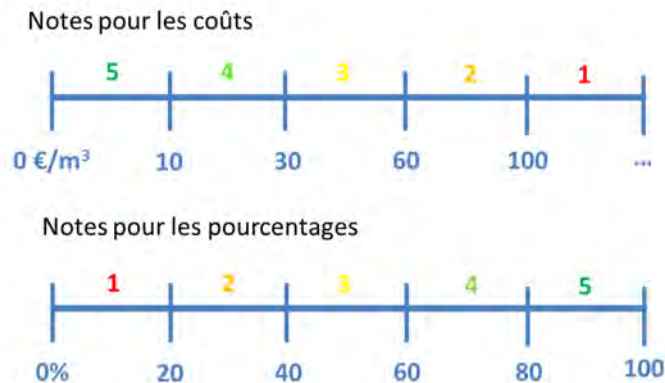


FIGURE 75 : ATTRIBUTION DES CLASSES EN FONCTION DU TYPE DE CRITERE D'EVALUATION

10.4.6. Les poids

10.4.6.1. Définition

Le poids de chaque critère correspond à son importance accordée par l'utilisateur. L'utilisateur attribue lui-même un poids variant de 1 (pas important) à 4 (très important) pour chacun des 11 critères. Ainsi, l'utilisateur peut influencer le choix d'une technique par rapport à une autre, selon ses préférences ou les habitudes de la collectivité.

10.4.6.2. Attribution

Par souci de simplicité, l'utilisateur attribue à chaque critère un poids compris entre 1 et 4. Par la suite, chaque poids est divisé par la somme totale des poids afin que leur somme soit égale à 1 tel que :

$$\sum_j \frac{w_j}{\sum_j w_j} = 1 \quad \text{Équation 4}$$

10.4.7. Calcul du score S

Le score S de la $i^{\text{ème}}$ technique alternative est calculé tel que :

$$S_i = \sum_{ij} \frac{w_{ij}}{\sum_j w_j} x_j, \quad j = 1, 2, \dots, 11, i = 1, 2, \dots, 6 \quad \text{Équation 5}$$

Avec w le poids du critère j et x la valeur du critère j.

En fonction de leur score, les techniques alternatives sont classées, selon les critères d'évaluation et les préférences de l'utilisateur, de la meilleure (score le plus élevé) à la moins bonne (score le moins élevé).

10.4.8. Les critères d'exclusion

Les caractéristiques du site, si elles sont disponibles, permettent d'affiner le classement des techniques alternatives issues du calcul du score S. En effet, l'installation de certaines techniques alternatives nécessite des conditions spécifiques sur le terrain (emprise au sol disponible, perméabilité du sol, etc.). En fonction des données disponibles sur le futur site d'installation de la technique alternative, l'utilisateur peut répondre aux questions suivantes par oui ou non, ou ne pas répondre s'il ne dispose pas de l'information :

- a) La nappe phréatique est-elle proche de la surface (<1,5m) ?
- b) La roche mère est-elle à proximité de la surface ?
- c) Des fondations sont-elles à proximité de la surface ?
- d) L'emprise au sol est-elle disponible ?
- e) Des usages multifonctionnels de l'ouvrage sont-ils souhaités (récréatifs, paysagers, etc.) ?
- f) Y-a-t-il un apport en sédiment potentiellement important via les eaux de ruissellement ?

Ces 6 questions correspondent à 6 critères d'exclusion (hauteur de la nappe, proximité de la roche mère, proximité des fondations, emprise au sol, usages multifonctionnels, apport en sédiments), qui permettent d'exclure certaines techniques en fonction du critère d'exclusion. L'ensemble des critères d'exclusion et leur impact sur la possibilité ou non d'installer une technique sont présentés dans le Tableau 4. Un niveau de nappe important (à moins de 1,5m de la surface), la proximité de la roche mère et de fondations limitent l'infiltration de l'eau dans le sol et excluent donc l'installation des techniques d'infiltration. Un apport en sédiment important risque de colmater un ouvrage filtrant. Pour certains critères (en gris clair dans le tableau), l'utilisation d'une technique est possible si sa conception est adaptée. Par exemple, s'il existe un apport en sédiment potentiellement important, l'installation d'un ouvrage de prétraitement (par exemple une mare de sédimentation) à l'amont de la technique permettra d'éviter le colmatage du dispositif filtrant.

TABLEAU 4 : MATRICE D'EXCLUSION POUR LE CHOIX D'UNE TECHNIQUE ALTERNATIVE DE GESTION DES EAUX PLUVIALES (D'APRES ELLIS ET AL., 2004) (BLANC : CRITERE N'EXCLUANT PAS LA TECHNIQUE ; GRIS CLAIR: CRITERE A PRENDRE EN COMPTE DANS LE DIMENSIONNEMENT DE LA TECHNIQUE ; GRIS FONCE : CRITERE EXCLUANT LA TECHNIQUE).

	Hauteur de nappe	Proximité de la roche mère	Proximité de fondations	Emprise au sol	Usages multifonctionnels	Apport en sédiment important

Bassin de rétention sec						
Bassin en eau						
Bassin d'infiltration						
Noue d'infiltration						
Filtre planté de roseaux						
Chaussée poreuse						

En fonction des critères d'exclusion, chaque technique alternative est recommandée, recommandée sous conditions de conception ou alors non recommandée.

10.4.9. Choix final et recommandation

Le résultat final est la combinaison entre le classement des techniques alternatives, obtenu à partir du calcul de leur score, et les recommandations d'installation, obtenues à partir des caractéristiques du site. Ainsi, une technique alternative avec un excellent score ne pourra pas être installée sur le site à cause d'une restriction d'installation. A partir de ces deux informations, l'utilisateur peut réaliser son choix final pour l'installation d'une technique alternative sur un site donné.

10.5. Etude de cas : le site de l'Ostwaldergraben

10.5.1. Contexte

Trois TA de gestion des eaux pluviales ont été installées en 2011 par l'EMS avec l'appui technique et scientifique du Laboratoire des sciences de l'ingénieur, de imagerie et de l'information, ainsi que l'école du Génie de l'Eau et de l'environnement de Strasbourg. Ces TA ont pour objectif de limiter les émissions de polluants issus des rejets urbains par temps de pluie dans l'Ostwaldergraben, cours d'eau urbain affluent de l'III. Les trois systèmes de traitement sont à chaque fois des mares de sédimentation associées à des filtres plantés de roseaux (Figure 76), chacun étant à l'exutoire d'un bassin versant différent (Figure 1).



Système de traitement du BV1



Système de traitement du BV2



Système de traitement du BV3



*Mare naturelle permettant la réintroduction
du crapaud vert*

FIGURE 76 : LES SITES DE DEPOLLUTION

L'objectif de l'EMS est d'évaluer les possibilités de construction ailleurs sur son territoire. La construction des TA est intégrée dans un programme de restauration global de l'Ostwaldergraben, cours d'eau affluent de l'Ill s'écoulant au sud de Strasbourg (67) et fortement urbanisé depuis une trentaine d'années. L'EMS a entrepris son réaménagement sur un tronçon de 600m : le lit mineur du lit a été réduit pour redynamiser les écoulements, des méandres et banquettes ont été aménagés pour favoriser la mise en place de niches écologiques, ses berges ont été restaurées avec création de mares et de zones humides pour augmenter la biodiversité.



FIGURE 77 : LOCALISATION DES TROIS BASSINS VERSANTS CONCERNES PAR LE PROJET DE RESTAURATION DE L'OSTWALDERGRABEN

L'analyse multicritère décrite précédemment est appliquée au bassin versant n°1 (mais répliquable aux deux autres bassins versants car similaires) afin de tester le choix de la construction d'un filtre planté de roseaux pour gérer et traiter les eaux pluviales avant rejet dans l'Ostwaldergraben.

10.5.2. Application de la méthode

L'analyse multicritère a été réalisée dans le fichier joint « **analyse_multicritere.xlsx** ».

- **Etape 1**

Dans ce fichier, la feuille « *instructions pour l'utilisateur* » décrit les données déjà renseignées et celles à remplir par l'utilisateur (information du site).

Parties à renseigner par l'utilisateur	
Données ouvrages	
Valeurs critères d'évaluation (moyennes)	Valeurs par type de technique alternative obtenues à partir de données issues de la bibliographie.
Références bibliographiques	Références d'où sont issues les données.
Informations site	
Caractéristiques du site	Remplir par oui ou non. Si l'information n'est pas disponible, remplir avec un point d'interrogation.
Importance des critères d'évaluation pour l'utilisateur	Remplir l'importance du critère avec un poids variant de 1 à 4.
Calculs	
Calcul des classes pour les critères d'évaluation	Afin de pouvoir comparer les critères d'évaluation entre eux (coût en €, abattement en %, etc.), des classes entre 1 et 5 sont attribuées aux critères.
Calcul des poids pour les critères d'évaluation	Les poids renseignés par l'utilisateur (entre 1 et 4) sont normalisés afin que la somme des poids soit égale à 1.
Calculs des scores pour chaque technique alternative	Les scores pour chaque technique alternative et chaque critère (valeur critère entre 1 et 5 x poids normalisé) et le score total (somme des scores) pour chaque technique sont calculés.
Prise en compte des critères d'exclusion	Certaines techniques alternatives sont recommandées, avec ou sans conditions de dimensionnement, selon les caractéristiques du site renseignées par l'utilisateur.
Résultats	
Diagramme des scores des techniques alternatives	Le score des techniques alternatives sont représentés sous forme de graphique, par ordre croissant.
Tableau résumant l'ensemble des résultats	Le tableau résume l'ensemble des résultats (score et recommandation par technique alternative) et permet, à partir d'un code couleur, de sélectionner les techniques les plus adaptées d'après la littérature et les préférences de l'utilisateur, et les caractéristiques du site.

FIGURE 78 : ONGLET « INSTRUCTION POUR L'UTILISATEUR »

- **Etape 2**

la feuille « *données ouvrages* » renseigne les valeurs moyennes des critères d'évaluation (coûts, performances de gestion des volumes d'eau et de traitement, etc.) (Tableau 5) et les références bibliographiques associées.

TABLEAU 5 : MOYENNES DES CRITERES D'EVALUATION POUR LES 6 TECHNIQUES ALTERNATIVES

	Coût d'investissement	Coût entretien	Efficacité hydraulique		Efficacité de traitement					Bénéfice écologique	Intégration paysagère
			Réduction volume ruissellement	Diminution pic de ruissellement	Abattement Matières en suspension	Abattement Hydrocarbures aromatiques polycycliques	Abattement Cu	Abattement Pb	Abattement Zn		
Unités	€/m ³	€/m ³	%	%	%	%	%	%	%	0...5	0...5
Bassin de rétention à sec	50	0,91	40	50	40	50	23	41	41	1	1

Mare de rétention en eau	72,5	1,22	80	98,5	-8	89,5	65	63	63	3	3
Bassin d'infiltration	50	3,25	50	60	50	50	68	93	52	1	1
Noue d'infiltration	33,8	0,775	42	24	51	50	60	49	56,5	2	2
Filtre planté de roseaux	125	10,6	55	52,5	100	71	99	99	100	5	5
Chaussée poreuse	131	0,91	46	33	82,5	60	92,5	93,5	84,5	1	2

- **Etape 3**

Dans la feuille «*informations site* », l'utilisateur (ici l'EMS), doit renseigner les informations dont il dispose sur le site (Tableau 6). Dans le cadre du site de l'Ostwaldergraben, nous savons que la nappe phréatique d'Alsace est à proximité et sensible à la pollution, qu'il y a de la place à proximité du cours d'eau pour installer un ouvrage et qu'il y a un apport potentiel en sédiment et MES à cause du trafic automobile. Enfin, l'EMS souhaite un usage multifonctionnel de l'ouvrage (recherche, sensibilisation, loisirs, aménité paysagère).

TABLEAU 6 : INFORMATIONS SUR LE SITE

Caractéristiques du site (si information non disponible, remplir le champ avec un point d'interrogation)	(oui/non/?)
Est-ce que la nappe phréatique est proche de la surface ? (<1,5m)	oui
Est-ce que la roche mère est à proximité de la surface ?	non
Est-ce que des fondations sont à proximité de la surface ?	non
L'emprise au sol est-elle disponible ?	oui
Est-ce que des usages multifonctionnels de l'ouvrage sont souhaités ?	oui
Y-a-t'il un apport en sédiment potentiellement important via les eaux de ruissellement ?	oui

L'utilisateur doit ensuite remplir l'importance qu'il accorde à chaque critère et leur affecter un poids, entre 1 et 4 (Tableau 7). Nous supposons que pour l'EMS, la volonté d'une gestion efficace des eaux pluviales prend le dessus sur l'importance des coûts, qui sont donc

relativement peu importants (1), les performances en terme de gestion des volumes, l'abattement du Pb, l'intégration paysagère et les bénéfices écologiques sont importants (3) et que l'efficacité de traitement est très importante (4).

TABLEAU 7 : IMPORTANCE DES CRITERES D'EVALUATION POUR L'EMS

Importance du critère pour l'utilisateur		Poids (1 à 4)
Coût d'investissement		1
Coût entretien		1
Efficacité hydraulique	Réduction volume ruissellement	3
	Diminution pic de ruissellement	3
Efficacité de traitement	Abattement Matières en suspension	4
	Abattement Hydrocarbures aromatiques polycycliques	4
	Abattement Cu	4
	Abattement Pb	3
	Abattement Zn	4
Bénéfice écologique		3
Intégration paysagère		3

- **Etape 4**

Dans la feuille « *calculs* » sont calculés les classes des critères d'évaluation, la normalisation des poids affectés par l'utilisateur, le calcul du score de chaque TA et enfin la prise en compte des critères d'exclusion. Le détail de ces calculs est donné dans le §10.4.4.

- **Etape 5**

Les résultats sont donnés dans la feuille « *résultats* ». Leurs interprétation est à réaliser avec la feuille « *calculs* ».

10.5.3. Résultats

D'après les résultats de l'analyse multicritère (Figure 79, Figure 80), la technique alternative la mieux adaptée au cas du site de l'Ostwaldergraben est le filtre planté de roseaux (score de 4,4 pour une moyenne de 3,3), sous réserve d'installation d'un ouvrage de sédimentation à l'amont du filtre. Ce résultat prend en compte les coûts et les performances de la TA, l'importance que l'utilisateur accorde aux performances et les conditions du site. De par le choix d'usages multifonctionnels de la TA, par la présence de la nappe phréatique et l'apport en sédiment, les ouvrages d'infiltration ne sont pas recommandés (bassin, noue, chaussée). Les bassins de rétention en eau et à sec peuvent être installés sur le site mais leurs performances d'abattement en pollution sont moindres que pour le filtre planté de roseaux.

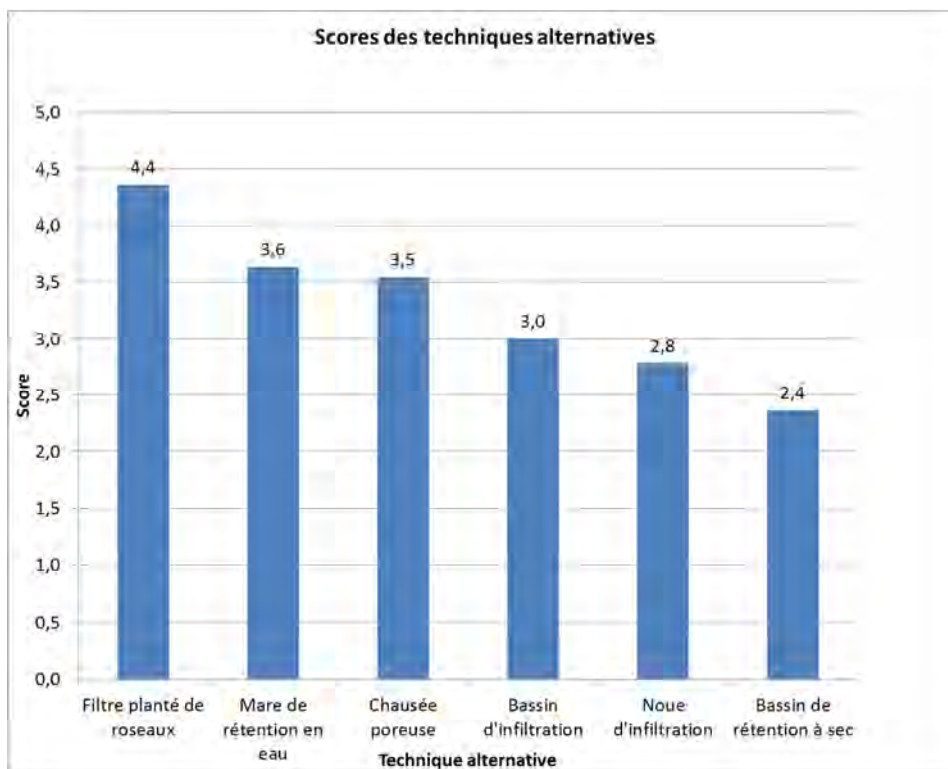


FIGURE 79: DIAGRAMME DES SCORES DES TECHNIQUES ALTERNATIVES

Technique alternative	Score	Recommandation
	Calcul à partir des données bibliographiques et préférences de l'utilisateur	Calcul à partir des données du site
Bassin de rétention à sec	2,4	recommandé sous conditions
Mare de rétention en eau	3,6	recommandé sous conditions
Bassin d'infiltration	3,0	non recommandé
Noue d'infiltration	2,8	non recommandé
Filtre planté de roseaux	4,4	recommandé sous conditions
Chaussée poreuse	3,5	non recommandé
Moyenne des scores	3,3	

FIGURE 80: SCORES ET RECOMMANDATIONS D'INSTALLATION DES TECHNIQUES ALTERNATIVES POUR LE SITE DE L'OSTWALDERGRABEN

10.6. Conclusion

La méthode d'analyse multicritères présentée est une première approche pour le choix d'une TA. A ce stade, l'analyse multicritère permet à une collectivité de choisir entre 6 ouvrages celui qui est le mieux adapté au futur site d'implémentation et aux exigences de l'utilisateur. Cette méthode peut être améliorée en augmentant le panel de TA analysée (attention, pour beaucoup de TA comme les puits d'infiltration, peu d'informations sur les performances hydrauliques et de traitement sont disponibles à notre connaissance). De plus, les coûts utilisés dans cette méthode sont des coûts issus de la bibliographie et non des

données d'une collectivité. Or les coûts varient très fortement d'une collectivité à une autre. Si l'utilisateur veut un outil qui lui est parfaitement adapté, il peut modifier les coûts dans le fichier. Il faudra néanmoins déterminer ce qui est pris en compte dans ce calcul (coût terrain, coût manœuvre, coût machine, fréquence entretien, etc.). Une première méthode a été réalisée pour l'Eurométropole et le Grand Lyon dans Bahy (2017).

11. Etude de la dynamique d'appropriation d'une infrastructure verte en milieu urbain : le site de l'Ostwaldergraben

Etude effectuée par Léa Katinka (Stagiaire)
Carine Heitz (Ingénieure de Recherche Irstea/GESTE)
Marjorie Pierrette (Chargée de Recherche GESTE)
Laboratoire Gestion Territoriale de l'Eau et de l'Environnement
(UMR Irstea/Engées)

Le lecteur souhaitant plus d'informations est prié de se rapporter à la version complète du rapport associé à cette étude. Dans la suite, un bref aperçu du cadre de l'étude, de la problématique et des résultats seront présentés.

11.1. Le cadre de l'étude

L'étude est localisée sur un site particulier : l'Ostwaldergraben. Il s'agit d'un cours d'eau phréatique, affluent de l'Ill, qui sépare Strasbourg de la commune d'Ostwald. Le site appartient à l'Eurométropole de Strasbourg et se situe dans le quartier de la Montagne Verte, une zone péri-urbaine au sud de Strasbourg.

Avant 2010, les abords de l'Ostwaldergraben étaient une ancienne friche dont l'accès était libre. A cette époque de nombreux projets avaient été proposés pour réhabiliter cet espace et notamment le cours d'eau : la construction d'une route pour décongestionner la forte circulation sur la route d'Ostwald, le passage du tramway, une piste cyclable, etc. Ces différents projets ne se sont jamais concrétisés car le site posait alors des problèmes majeurs de pollutions et de nuisances. En effet, le site était alors très pollué et présentait une faible biodiversité notamment à cause de l'activité liée aux Anciennes Tanneries qui ont déversé leurs effluents dans le cours d'eau jusqu'à l'arrêt de leur fonctionnement en 1980⁶. Ce site, très dégradé, avait alors été utilisé par les riverains comme un lieu de passage, pour y promener leur chien ou pour y déverser leurs déchets verts. Notons également que cet espace présente d'autres pollutions : l'Ostwaldergraben se situe sous des lignes à hautes tensions avec des pylônes électriques se trouvant dans certains jardins, voire contre les habitations.

En 2010, l'Eurométropole de Strasbourg a débuté un programme avec deux ambitions premières, à savoir la restauration du site et le traitement des eaux pluviales, entrepris dans le cadre des obligations réglementaires européennes (plus précisément de la Directive-Cadre

⁶ « 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 », ENGEES, CUS, SINBIO, Agence de l'Eau, rapport, 2013.

sur l'Eau de 2000). Le laboratoire ICUBE⁷ s'est associé au projet de traitement des eaux de pluie. L'Eurométropole de Strasbourg s'est engagée à améliorer la qualité physique et chimique du cours d'eau, permettant par ce biais d'augmenter la biodiversité du site⁸.

Le projet de restauration de l'Ostwaldergraben prévoyait initialement trois éléments : 1) la restauration du cours d'eau, 2) la dépollution du site via l'installation de filières de dépollution des eaux pluviales, et 3) l'installation d'une piste cyclable longeant le cours d'eau.

Dans ce cadre, une enquête publique s'est tenue en 2011, en amont de la finalisation du projet. L'enquête publique prévaut à toute décision ou réalisation d'opération d'aménagement du territoire. Il s'agit d'un outil de concertation démocratique où chaque citoyen peut s'exprimer sur le projet prévu. Cette enquête publique a révélé que les riverains et certaines associations régionales⁹ ont exprimé un avis défavorable quant à l'installation d'une piste cyclable traversant cet espace. Toujours dans le cadre de cette enquête publique, des réunions (obligatoires) pour informer les riverains du projet ont été organisées en 2012 à Strasbourg et à Ostwald. Suite à ces consultations, dans un second rapport de l'Eurométropole de Strasbourg (daté du 28/01/2016), il a été rapporté que les résidents avaient alors exprimé leur inquiétude quant au retour de certaines espèces (moustiques, batraciens, ...). Beaucoup ont également exprimé leur crainte de l'ouverture du site au public par peur de cambriolages, de nuisances sonores (dus aux passages de mobylettes), etc. Rappelons que certains riverains ont une vue directe sur le site avec, dans de rares cas, un accès direct à l'Ostwaldergraben.

A la suite de cette enquête publique, seuls deux éléments du projet de restauration ont finalement été retenus :

- 1) L'aspect de renaturation du cours d'eau : c'est-à-dire la création d'un corridor écologique pour rétablir la biodiversité, en particulier le retour du crapaud vert.
- 2) L'aspect de traitement de la pollution : c'est-à-dire la conception et la réalisation de trois filières de dépollution des eaux pluviales strictes avant rejet dans l'Ostwaldergraben (menée par ICUBE/ENGEEES).

Concernant la restauration, deux phases de travaux ont été effectuées en 2012 et en 2015. L'ensemble du site (cours d'eau et lit majeur) a été restauré sur plus de 600 mètres et a été dépollué pour créer des habitats multiples susceptibles d'accueillir une faune et une

⁷ Sur le site de l'Ostwaldergraben, le laboratoire ICUBE (UMR ENGEEES/CNRS) mène des recherches sur les teneurs en micropolluants dans les eaux urbaines et expérimente l'utilisation d'infrastructures « vertes » de dépollution.

⁸ Le site de l'Ostwaldergraben a été sélectionné dans le cadre d'un financement global de restauration de 12 cours d'eau situés sur le territoire de l'Eurométropole de Strasbourg.

⁹ Alsace Nature et le Conservatoire des Sites Alsaciens (CSA).

flore diversifiée et redonner au lit mineur sa vocation de corridor écologique dans un secteur urbanisé

11.2. Problématique et hypothèses de travail

Le site d'étude présente un intérêt lié à sa configuration « physique ». En effet, l'Ostwaldergraben est un site atypique car il regroupe à la fois un corridor écologique et un système de traitement des eaux pluviales. Dans notre cas, le dispositif de traitement n'est pas directement lié à la restauration du cours d'eau : il s'agit de deux éléments distincts, le dernier ayant simplement donné l'opportunité de réaliser les deux. De plus, le site est totalement fermé au public. Nombre de corridors écologiques sont accessibles, et même s'il existe des ouvrages rustiques du même type que ceux présents à l'Ostwaldergraben, ils sont clôturés à l'échelle de leur périmètre (Toussaint et Vareilles, 2013) et non à l'échelle de tout un site comme c'est le cas ici. Ce site présente également un intérêt de recherche. En effet, la bibliographie traite peu des infrastructures vertes en milieu urbain. Ah-Leung (2016), par exemple, qualifie cette technique de traitement des eaux pluviales alternative au réseau, comme un « objet de nature ». Selon lui, ces « objets de nature » présentent une apparence mixte (naturelle/artificielle) et assurent des fonctions multiples qui peuvent rendre leur intégration difficile. Ainsi, il existe quelques références sur les infrastructures vertes en milieu urbain (Toussaint et Vareilles, 2013, Ah-Leung, 2016) et distinctement quelques références sur des restaurations écologiques de cours d'eau (Saubais, 2015, Bergès, Roche, Avon, 2010). Il n'existe que peu de littérature traitant simultanément des deux aspects. Dans ce contexte, notre questionnement principal concerne les pratiques polluantes : les riverains du site ont-ils conscience que leurs rejets dans le réseau d'eaux pluviales sont directement connectés à ce type d'ouvrage ? Ont-ils conscience que les rejets se retrouvent dans les mares d'épuration et éventuellement dans le cours d'eau ? Est-ce que l'intérêt et les fonctionnalités de ce site ont été compris et intégrés par les riverains ? Ces derniers perçoivent-ils et comprennent-ils cette fonction épuratrice ? Est-ce que le site engendrerait une prise de conscience des pratiques auprès des riverains (c'est-à-dire qu'il ne faut plus jeter n'importe quel produit au réseau) ? Pour chacune de ces questions, nous avons établis des hypothèses de travail que nous cherchons à vérifier.

- 1) La distance au site influence la représentation qu'en ont les riverains. Par cette hypothèse, nous cherchons à établir un lien entre une proximité à l'Ostwaldergraben et la représentation du site par les habitants. Nous entendons la notion de « représentation » au sens de Jodelet (1984), c'est-à-dire comme « une forme de connaissance, socialement élaborée et partagée, ayant une visée pratique et concourant à la construction d'une réalité commune à un ensemble social ». Cette forme de connaissance, parce qu'elle se distingue de la connaissance scientifique, est parfois appelée « savoir de sens commun ». Il s'agit de la manière dont les individus perçoivent la réalité.
- 2) La connaissance de la fonction épuratoire du site engendre des changements de pratiques en lien avec des rejets dans le réseau d'eaux pluviales (ex : lavage de voiture, etc). Par cette hypothèse, nous souhaitons vérifier si une connaissance de la

fonction épuratrice du site va avoir une influence sur les pratiques de rejets polluants des riverains.

Il existe un profil d'individus qui ont plus conscience que les autres du lien entre leurs rejets dans le caniveau et la pollution du cours d'eau. Par cette hypothèse, nous souhaitons vérifier si certaines variables individuelles ont une influence sur le fait de rejeter des produits polluants dans le caniveau.

La restauration du site a ainsi permis le retour d'espèces telles que les oiseaux (marins-pêcheurs, cygnes, canards), les batraciens (crapauds verts et grenouilles), etc. Pour les riverains, cela a entraîné de nouveaux types de nuisances, notamment une nuisance sonore et, à ce propos, quelques plaintes ont été enregistrées à l'Eurométropole de Strasbourg en 2015. Depuis la restauration du cours d'eau, le site est fermé au public et aux riverains, notamment en raison des appareils scientifiques encore en place qu'il s'agit de protéger d'éventuelles dégradations.

Concernant le processus d'information sur la restauration du site, un boîtage a été effectué en 2012 par l'Eurométropole de Strasbourg pour avertir des travaux. Un autre a été effectué en 2013 pour annoncer une visite de BUFO (association d'étude et de protection des amphibiens et reptiles d'Alsace) dans le but de faire découvrir les crapauds verts aux riverains. D'autres visites ont eu lieu en 2014, organisées par l'Eurométropole de Strasbourg, et par ICUBE afin d'expliquer aux riverains le fonctionnement et le rôle des systèmes rustiques de traitement présents sur le site. Des panneaux d'informations ont été installés sur les portails aux trois entrées du site permettant d'expliquer le projet.

Dans notre étude, nous nous intéressons tout particulièrement à la filière de dépollution des eaux pluviales car la représentation du site par les riverains ainsi que le lien entre leur propre pollution et la pollution retrouvée dans le milieu naturel est un aspect qui n'a jamais été étudié sur cet espace.

11.3. Méthodologie

Le travail consiste en une approche sociologique du site de l'Ostwaldergraben et plus précisément en un questionnaire autour de la dynamique d'appropriation de ce site par les riverains. Il s'agit alors d'analyser finement les représentations de ce type d'infrastructure verte en milieu urbain. Le lecteur intéressé par le protocole d'enquêtes, l'élaboration du questionnaire et l'échantillonnage est prié de se référer à la version complète du rapport.

11.4. Discussion-Conclusion

Ces analyses nous ont permis de vérifier nos hypothèses de départ :

1. La distance au site influence partiellement la représentation qu'en ont les riverains. Nous remarquons un effet de distance indéniable entre les habitants du site et le milieu. Plus les riverains sont proches de cet espace, moins ils ont le sentiment que ce dernier est pollué. Paradoxalement, la distance au site n'influence pas la

compréhension de la fonction épuratrice de celui-ci. Les riverains ayant vu directement sur l'Ostwaldergraben n'ont pas plus conscience que les autres de cette fonction. Il apparaît que l'hypothèse selon laquelle plus l'individu est proche et a conscience du milieu plus il parviendra à transformer ses pratiques ne se vérifie pas, puisque la plupart des riverains ne connaissent pas la fonction épuratrice du site. De plus, nous avons souligné que les habitants proches du site sont davantage favorables à la fermeture de celui-ci que ceux habitant à l'arrière. Par ailleurs, les riverains particulièrement dérangés par les nuisances sonores dues aux batraciens donnent directement sur l'Ostwaldergraben, mais sont essentiellement localisés dans une zone précise du quartier. En effet, il s'agit des collectifs, du bout de la rue René Laennec et d'une partie de la rue Custines faisant tous partie de la zone 1. Effectivement, les mares implantées pour favoriser le développement des batraciens se situent à ces endroits précis ; les filières de dépollution se situant quant à elles de l'autre côté de cet espace. On remarque ainsi un effet de distance dans la représentation du site de l'Ostwaldergraben et plus précisément de la pollution et des nuisances.

2. Nous n'avons pas pu vérifier si la connaissance de la fonction épuratoire du site engendre des changements de pratiques domestiques, puisqu'il apparaît que la plupart des enquêtés n'ont pas conscience de cette fonction. En effet, nous remarquons chez les riverains qu'ils ne font pas de lien entre leurs rejets domestiques au caniveau et le cours d'eau de l'Ostwaldergraben. Pour la plupart des habitants, la pollution ne provient pas de leur foyer, ni de leurs rejets, mais de l'extérieur. Ils évoquent les Anciennes Tanneries, l'eau de pluie, les hydrocarbures des voitures ... mais très peu évoque les rejets de produits toxiques au caniveau. On constate une déconnexion entre l'individu, ses pratiques polluantes et le rejet dans le milieu. Il est même probable, après l'analyse des questionnaires, que la grande majorité des riverains n'a même pas conscience que l'eau rejetée au réseau arrive directement dans les systèmes mares-filtres plantés de roseaux, puis éventuellement dans le cours d'eau de l'Ostwaldergraben, donc dans le milieu naturel. Il est fort probable qu'un bon nombre de résidents confond les réseaux d'eaux pluviales avec les arrivées d'égout consacrées aux rejets des maisons (toilettes ou évier).
3. En outre, les résultats ont fait apparaître que plus les riverains ont le sentiment d'être bien informés sur les systèmes mares-filtres plantés mieux ils comprennent le fait que le site sert à traiter les rejets au caniveau et à dépolluer les eaux de pluie. Ainsi, le sentiment d'information augmente la compréhension de traiter les rejets au caniveau.
4. Il semble donc probable qu'une meilleure connaissance de la fonction épuratrice du site pourrait avoir une influence sur les rejets polluants des riverains. Nous avons vu que peu de riverains avaient participé aux visites guidées sur le site, mais que ceux qui l'avaient fait comprenaient mieux le fonctionnement de celui-ci. De même, un peu

plus de la moitié des enquêtés a lu les panneaux explicatifs aux abords du site. Développer les visites de manière à accueillir davantage de riverains et parallèlement vulgariser les informations présentes sur les panneaux explicatifs aux entrées du site de l'Ostwaldergraben permettrait une meilleure connaissance et compréhension de celui-ci et des systèmes de filtration.

5. Enfin, il n'existe pas de profil particulier d'individu qui aurait plus conscience que les autres du lien entre les rejets dans le caniveau et la pollution du cours d'eau (même s'il apparaît que les catégories socio-professionnelles supérieures en ont davantage conscience). La représentation de la pollution n'est donc pas liée à une typologie particulière d'individu. Ce ne sont pas les déterminants sociaux qui jouent sur la représentation de la pollution et de l'Ostwaldergraben, mais probablement la sensibilité ou la conscience environnementale des habitants (qui peut être mesurable dans une autre étude). Cependant, on a pu remarquer que plus le riverain habite le quartier plus il a le sentiment que le site valorise son habitation.

Pour conclure, rappelons que nous avons obtenu un taux de retour de 45% ce qui prouve l'intérêt des riverains pour cette question (les taux de retour pour des questionnaires auto-administrés se situent traditionnellement autour de 14%). Le site de l'Ostwaldergraben est plutôt bien accepté dans son ensemble et bien perçu. Les éléments qui dérangent principalement les riverains sont les nuisances sonores dues aux jeunes des cités environnantes qui viennent occuper le square et le parc à jeux au centre du quartier, face au site de l'Ostwaldergraben. Les autres nuisances sonores relevées par les enquêtés sont celles liées aux batraciens, ainsi que les nuisances visuelles et sanitaires engendrées par les pylônes électriques présents sur le site. Concernant les filières de dépollution des eaux, peu de personnes sont au courant de cette fonction épuratrice, la plupart l'ignore ou ne l'a pas totalement comprise. Les riverains ayant conscience de son existence en sont satisfaits et encouragent ce type d'ouvrage.

En termes de questionnements à venir, il nous semble intéressant de nous interroger sur un changement de pratiques effectif des riverains du site. En effet, notre questionnaire montre que le lien entre les pratiques polluantes et la fonctionnalité du site ne semble pas établi par les riverains.

12. Synthèse des résultats

12.1. Dans quelle mesure les rejets pluviaux stricts sont-ils pollués ?

Les rejets pluviaux stricts issus du bassin versant étudié (résidentiel urbain, 2,7ha) sont caractérisés par de faibles concentrations en MES, pollution carbonée et azotée et par de fortes concentrations en Zn (Table 59). Une grande variété de HAP est présente dans les rejets pluviaux, avec de faibles concentrations.

TABLE 59 : CONCENTRATIONS MOYENNES EN POLLUANTS ET ECARTS-TYPE DANS LES REJETS PLUVIAUX

Macropollution	mg/L	Métaux totaux	µg/L	HAP	µg/L	HAP	µg/L
MES	8±6	Zn	194±69	Acénaphthène	0,01	Benzo(a)anthracène	0,06
DBO5	4±2	Pb	3±1	Benzo(a)pyrène	0,0533	Chrysène	0,05
DCO	17±7	Cu	6±2	Fluorène	0,02	Benzo(b)fluoranthène	0,035±0,035
COT	5±2	Cr	0,7±0,2	Phénanthrène	0,03±0,02	Benzo(k)fluoranthène	0,03
NH4	0,4±0,3	Co	0,13±0,06	Anthracène	0,01	Naphtalène	0,005
NO2	0,04±0,03			Fluoranthène	0,04±0,05		
NO3	3±2			Pyrène	0,03±0,04		

12.2. Quel est l'impact des variations saisonnières sur les fonctionnements hydraulique, physico-chimique et sur l'efficacité de traitement de la filière ?

Le fonctionnement de la filière de traitement, constituée d'une mare de sédimentation (28m³) suivie d'un filtre planté de roseaux (90m²), est partiellement impacté par les variations saisonnières. Les événements pluvieux (EP) impactant le système (23% du total des EP alimente la mare et 15% alimente le filtre) sont caractérisés par de fortes hauteurs de pluie et se produisent majoritairement au printemps. Les rejets pluviaux sont stockés par la mare et la filière permet une atténuation des pics de débit vers le milieu naturel comprise entre 97 et 100%. Bien que la gestion des volumes soit favorisée au printemps et en été (évaporation, évapotranspiration), l'efficacité hydraulique de la filière est constante le long de l'année.

Les charges de micropolluants dans les rejets pluviaux sont plus importantes au printemps à cause des plus fortes hauteurs de pluie mais l'efficacité de traitement de la filière est constante au cours des saisons. Les rendements massiques pour les micropolluants sont compris entre 94 et 100% (Table 60). A l'échelle de l'événement pluvieux, c'est la mare qui retient la micropollution dissoute et particulaire bien que des phénomènes de remise en suspension des micropolluants particuliers diminuent les rendements dans la mare.

TABLE 60 : RENDEMENTS MASSIQUES (%) LE LONG DE LA FILIERE DE TRAITEMENT (MIN-MAX[MOYENNE], * : RENDEMENT NON CALCULABLE)

	Mare (%)	Filtre (%)	Filière (%)	Nombre de détection (/13)
Cr dissous	87	100	100	1
Cr particulaire	-67-100 [44]	97	94-100 [97]	3
Co dissous	100	*	100	2
Co particulaire	58-100 [86]	93	97-100 [98]	3
Cu dissous	59	99	100	1
Cu particulaire	48-100[83]	99	100	3
Pb dissous	75-100 [90]	94-100 [99]	100	11
Pb particulaire	63-100 [88]	91-100 [98]	100	12
Zn dissous	100	*	100	13
Zn particulaire	100	*	100	13
Acénaphthène	84-100 [97]	88-100 [94]	98-100 [99]	5
Benzo(a)pyrène	59-100 [86]	30-100[44]	93-100 [99]	11
Fluorène	100	*	100	1
Phénanthrène	38-100 [82]	97-100 [98]	98-100 [100]	9
Anthracène	59-100 [84]	94-100 [97]	98-100 [99]	6
Fluoranthène	100	*	100	1
Pyrène	100	*	100	1
Benzo(a)anthracène	100	*	98-100 [100]	2
Chrysène	100	*	100	1
Benzo(b)fluoranthène	-25-100 [80]	16-100 [76]	66-100 [94]	10

Les conditions physico-chimiques dans la mare sont fortement variables alors que le substrat du filtre permet un effet tampon entre les variations climatiques et l'eau interstitielle du filtre. Les pH de la mare sont d'acides à basiques alors que dans le filtre les pH sont majoritairement neutres à basiques. De plus, les conditions redox dans la mare sont oxydantes à fortement réductrices alors qu'elles demeurent oxydantes dans le filtre. Ces variations de conditions physico-chimiques dans la mare sont favorables au relargage des métaux dans les sédiments.

En période de temps sec, lorsque le système a atteint un pseudo-équilibre, les eaux stagnantes et le cocktail de polluants associés dans la filière de traitement ont un impact négatif sur le vivant. Ces eaux ont un impact toxique général et un effet de perturbation endocrinienne sur des organismes vivants modèles.

12.3. Peut-on prévoir les flux volumiques et de micropolluants en sortie du bassin versant?

Le modèle s'appuyant sur les caractéristiques hydrologiques des pluies, l'occupation du sol du bassin versant et les facteurs d'émission des micropolluants issus de (Göbel et al., 2007) permet de reproduire avec succès les charges de Zn issus du bassin versant. Le modèle nécessite encore une phase de calage pour l'évaluation des charges des autres métaux et des HAP.

12.4. Peut-on utiliser une analyse multicritères pour le choix d'une technique alternative ?

Une méthode d'analyse multicritères a été développée comme première approche pour le choix d'une TA. A ce stade, l'analyse multicritère permet à une collectivité de choisir entre 6 ouvrages celui qui est le mieux adapté au futur site d'implémentation et aux exigences de l'utilisateur.

12.5. La distance au site influence-t-elle la représentation qu'en ont les riverains

La distance au site influence partiellement la représentation qu'en ont les riverains. Nous remarquons un effet de distance indéniable entre les habitants du site et le milieu. Plus les riverains sont proches de cet espace, moins ils ont le sentiment que ce dernier est pollué. Paradoxalement, la distance au site n'influence pas la compréhension de la fonction épuratrice de celui-ci. Les riverains ayant vu directement sur l'Ostwaldergraben n'ont pas plus conscience que les autres de cette fonction. Il apparaît que l'hypothèse selon laquelle plus l'individu est proche et a conscience du milieu plus il parviendra à transformer ses pratiques ne se vérifie pas, puisque la plupart des riverains ne connaissent pas la fonction épuratrice du site. De plus, nous avons souligné que les habitants proches du site sont davantage favorables à la fermeture de celui-ci que ceux habitant à l'arrière. Par ailleurs, les riverains particulièrement dérangés par les nuisances sonores dues aux batraciens donnent directement sur l'Ostwaldergraben, mais sont essentiellement localisés dans une zone précise du quartier.

12.6. La connaissance de la fonction épuratoire du site engendre-t-elle des changements de pratiques en lien avec des rejets dans le réseau d'eaux pluviales ?

Nous n'avons pas pu vérifier si la connaissance de la fonction épuratoire du site engendre des changements de pratiques domestiques, puisqu'il apparaît que la plupart des enquêtés n'ont pas conscience de cette fonction. En effet, nous remarquons chez les riverains qu'ils ne font pas de lien entre leurs rejets domestiques au caniveau et le cours d'eau de l'Ostwaldergraben. Pour la plupart des habitants, la pollution ne provient pas de leur foyer, ni de leurs rejets, mais de l'extérieur. Ils évoquent les Anciennes Tanneries, l'eau de pluie, les hydrocarbures des voitures ... mais très peu évoque les rejets de produits toxiques au caniveau. On constate une déconnexion entre l'individu, ses pratiques polluantes et le rejet dans le milieu. Il est même probable, après l'analyse des questionnaires, que la grande majorité des riverains n'a même pas conscience que l'eau rejetée au réseau arrive directement dans les systèmes mares-filtres plantés de roseaux, puis éventuellement dans le cours d'eau de l'Ostwaldergraben, donc dans le milieu naturel. Il est fort probable qu'un bon nombre de résidents confond les réseaux d'eaux pluviales avec les arrivées d'égout consacrées aux rejets des maisons (toilettes ou évier).

12.7. Existe-t-il un profil d'individu qui a plus conscience que les autres du lien entre leurs rejets dans le caniveau et la pollution du cours d'eau ?

Enfin, il n'existe pas de profil particulier d'individu qui aurait plus conscience que les autres du lien entre les rejets dans le caniveau et la pollution du cours d'eau (même s'il apparaît que les catégories socio-professionnelles supérieures en ont davantage conscience). La représentation de la pollution n'est donc pas liée à une typologie particulière d'individu. Ce ne sont pas les déterminants sociaux qui jouent sur la représentation de la pollution et de l'Ostwaldergraben, mais probablement la sensibilité ou la conscience environnementale des habitants (qui peut être mesurable dans une autre étude). Cependant, on a pu remarquer que plus le riverain habite le quartier plus il a le sentiment que le site valorise son habitation.

13. Applications techniques des résultats et préconisations

13.1. Gestion des sédiments

Les sédiments dans la mare s'accumulent après 6 ans de fonctionnement et entravent son bon fonctionnement hydraulique. En effet, le déversoir flottant qui connecte hydrauliquement la mare et le filtre planté de roseaux est désormais bloqué par les sédiments et ne permet plus un bon fonctionnement des déversements dans le filtre (Figure 81). Ces sédiments contiennent en plus de fortes concentrations de métaux et de HAP qui peuvent être relargués dans l'eau stagnante avec les variations de conditions physico-chimiques et impacter négativement la faune de la mare.



FIGURE 81: COMBLEMENT DE LA MARE DE SEDIMENTATION

Il faut donc curer les sédiments de la mare afin d'assurer son bon fonctionnement. Le devenir des déchets pluviaux ne fait l'objet d'aucune réglementation et est à l'appréciation du gestionnaire. Pourtant, en fonction du devenir des sédiments, leur contamination peut être nocive pour l'environnement. Les produits de l'assainissement pluvial peuvent être utilisés, selon une dangerosité croissante, en épandage agricole, en épandage sur emprise routière, en valorisation en remblai et enfin être évacués en déchetterie (Hébrard-Labit, 2014). En France, aucune réglementation ne définit la dangerosité des sédiments de l'assainissement pluvial mais il est possible de comparer les teneurs des sédiments de la mare de sédimentation avec les valeurs limites pour l'épandage agricole (RF, 1998) et les valeurs de définition d'un sol pollué (BRGM, 2002). Les sédiments de la mare sont utilisables pour l'épandage agricole, au regard des concentrations en métaux et en HAP (Table 61). Mais la composition des sédiments de la mare ne représente certainement pas un intérêt pour les sols agricoles ou pour la nutrition des cultures de par leur faible valeur agronomique (concentrations faibles en nutriments et en matière organique des rejets pluviaux). Pour être utilisé en remblais routier, les sédiments ne doivent pas être classés sol pollué (atteinte des VDSS). D'après la Table 61, les sédiments de la mare sont classés sol pollué, ils ne peuvent donc pas être utilisés pour l'épandage routier. La valorisation en remblai routier est possible si la teneur en matière organique est faible (inférieure à 10%) et si la granulométrie est homogène et constituée de peu de particules fines. Enfin, l'évacuation des sédiments en décharge est la solution la plus coûteuse.

TABLE 61 : COMPARAISON ENTRE LES TENEURS EN MICROPOLLUANTS DES SEDIMENTS DE LA MARE (PRELEVEMENT EN AVRIL 2017), LES VALEURS LIMITES POUR L'EPANDAGE DES BOUES (RF, 1998) ET LES VALEURS DE DEFINITION DE SOURCE SOL (VDSS, (BRGM, 2002)

Paramètres	Teneur mare (mg/kg MS)	Valeur limite (mg/kg MS)	VDSS (mg/kg MS)	Paramètres	Teneur mare (mg/kg MS)	Valeur limite (mg/kg MS)	VDSS (mg/kg MS)
Cr	116	1000	65	Fluoranthène	1,3	-	3050
Co	9,79	-	-	Pyrène	0,79	-	-
Cu	94,7	1000	95	Benzo-(a)-anthracène	0,4	-	7
Ni	28,2	-	70	Chrysène	0,54	-	-
Pb	260	800	200	Benzo(b)fluoranthène	0,73	2,5	-
Zn	2270	3000	4500	Benzo(k)fluoranthène	0,49	-	450
Naphtalène	<0.094	-	23	Benzo(a)pyrène	0,41	2	3,5
Acénaphthylène	0,13	-	-	Dibenzo(a,h)anthracène	<0.12	-	-
Acénaphthène	<0.12	-	-	Benzo(ghi)Pérylène	0,34	-	-
Fluorène	<0.1	5	-	Indeno (1,2,3-cd) Pyrène	0,49	-	8
Phénanthrène	0,66	-	-	Somme des HAP	6,5	-	2500
Anthracène	0,2	-	-				

Pour le filtre planté de roseaux, l'horizon organique est à conserver (immobilisation des métaux) et le sable ne nécessite pas encore de curage (bonnes capacités de sorption des métaux).

13.2. Gestion des végétaux

Le filtre planté de roseaux et la mare de sédimentation sont colonisés naturellement par diverses espèces végétales (Figure 82). Cette colonisation végétale semble favoriser la biodiversité dans la filière de traitement, permet la production de matière organique dans le filtre permettant la rétention des métaux et favorise l'intégration paysagère de l'ouvrage, situé au cœur d'une zone urbaine. Mais les racines des végétaux présentent un risque pour l'étanchéité des ouvrages qui est assurée par une couche d'argile. De plus, les végétaux dans la mare augmentent le risque de comblement de la mare en produisant de la biomasse et limitent le fonctionnement du déversoir flottant en le bloquant. La végétation dans la filière doit donc être gérée. Dans la mare, nous suggérons de faucher régulièrement les végétaux afin de limiter son comblement. Dans le filtre planté de roseaux, nous suggérons d'éliminer seulement les végétaux à racines profondes qui pourraient porter atteinte à la structure du filtre.



(a) Mare



(b) Filtre planté de roseaux

FIGURE 82 : COLONISATION VEGETALE NATURELLE DE LA FILIERE DE TRAITEMENT

Références bibliographiques

- Abbott, C.L., Comino-Mateos, L., 2003. In-situ hydraulic performance of a permeable pavement sustainable urban drainage system. *Water Environ. J.* 17, 187–190.
- Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, INSA de Lyon, 2010. Optimisation des stratégies d'échantillonnage des eaux résiduaires. 26p.
- Ahammed, F., Hewa, G.A., Argue, J.R., 2012. Applying multi-criteria decision analysis to select WSUD and LID technologies. *Water Sci. Technol. Water Supply* 12, 844–853.
- AH-LEUNG S., Les objets de nature : Quelle place dans la ville ? Condition d'appropriation des dispositions de gestion des eaux pluviales de la métropole lyonnaise, INSA, Lyon, 2017.
- Alley, W.M., Smith, P.E., 1982. Distributed routing rainfall-runoff model; version II. US Geological Survey,.
- Al-Rubaei, A.M., Engström, M., Viklander, M., Blecken, G.-T., 2017. Effectiveness of a 19-Year Old Combined Pond-Wetland System in Removing Particulate and Dissolved Pollutants. *Wetlands* 1–12. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0884-6>
- Bäckström, M., Viklander, M., Malmqvist, P.-A., 2006. Transport of stormwater pollutants through a roadside grassed swale. *Urban Water J.* 3, 55–67.
- Bahy, F.-Z., 2017. Elaboration d'une méthode de calcul des coûts de gestion des ouvrages d'eaux pluviales : Etude exploratoire appliquée sur des sites de l'Eurométropole de Strasbourg et de la Métropole du Grand Lyon. IRSTEA-AFB.
- Barraud, S., Gautier, A., Bardin, J.-P., Riou, V., 1999. The impact of intentional stormwater infiltration on soil and groundwater. *Water Sci. Technol.* 39, 185–192.
- 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. INSA-Lyon.
- Behera, P.K., Adams, B.J., Li, J.Y., 2006. Runoff quality analysis of urban catchments with analytical probabilistic models. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 132, 4–14.
- Behrens, D., Rouxel, J., Burgeot, T., Akcha, F., 2016. Comparative embryotoxicity and genotoxicity of the herbicide diuron and its metabolites in early life stages of *Crassostrea gigas*: implication of reactive oxygen species production. *Aquat. Toxicol.* 175, 249–259.
- BERGES L., ROCHE P., AVON C., « Corridors Écologiques et Conservation de La Biodiversité, Intérêts et Limites Pour La Mise En Place de La Trame Verte et Bleue », *Sciences Eaux & Territoires*, 3, 2010.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., 1993. Pollution des rejets pluviaux urbains. Synthèse générale.

- Bertrand-Krajewski, J.-L., Chebbo, G., Saget, A., 1998. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Res.* 32, 2341–2356. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00420-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00420-X)
- Beven, K., Binley, A., 1992. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrol. Process.* 6, 279–298.
- Bicknell, B.R., Imhoff, J.C., Kittle Jr, J.L., Donigian Jr, A.S., Johanson, R.C., 1996. Hydrological simulation program-FORTRAN. user's manual for release 11. US EPA.
- Birch, G.F., Matthai, C., Fazeli, M.S., 2006. Efficiency of a retention/detention basin to remove contaminants from urban stormwater. *Urban Water J.* 3, 69–77.
- Birch, G.F., Matthai, C., Fazeli, M.S., Suh, J.Y., 2004. Efficiency of a constructed wetland in removing contaminants from stormwater. *Wetlands* 24, 459–466. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0459:EOACWI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0459:EOACWI]2.0.CO;2)
- Blanchoud, H., Barriuso, E., Chervreuil, M., Guery, B., Moreau-Guignon, E., Schott, C., Théry, S., Tournebise, J., 2011. Les pestides dans le bassin de la Seine. Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de la Seine.
- Blecken, G.-T., Zinger, Y., Deletić, A., Fletcher, T.D., Viklander, M., 2009. Influence of intermittent wetting and drying conditions on heavy metal removal by stormwater biofilters. *Water Res.* 43, 4590–4598. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.008>
- Bois, P., Laurent, J., Nuel, M., Wanko, A., 2015a. Indicateurs de colmatage de filtres plantés de roseaux à écoulement vertical : étude comparative de quatre stations de traitement après 10 ans de fonctionnement. *Tech. Sci. Méthodes* 43–55. <https://doi.org/10.1051/tsm/201509043>
- Bois, P., Laurent, J., Nuel, M., Wanko, A., 2015b. Indicateurs de colmatage de filtres plantés de roseaux à écoulement vertical 14.
- Botta, F., Blanquet, J., Champion, R., Ferret, C., Guigues, N., Lazzarotto, J., Lepot, B., 2010. Impact des opérations de prélèvements sur la variabilité des résultats d'analyses - Essai inter comparaison sur le prélèvement en plan d'eau 2010 – Rapport AQUAREF 2010 – 122p.
- Bradl, H.B., 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *J. Colloid Interface Sci.* 277, 1–18.
- Bressy, A., 2010. Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales.
- Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., Chebbo, G., 2011. Contamination des eaux pluviales d'un bassin versant résidentiel dense amont. *Tech. Sci. Méthodes* 28–36. <https://doi.org/10.1051/tsm/201104028>
- Brezonik, P.L., Stadelmann, T.H., 2002. Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. *Water Res.* 36, 1743–1757.
- 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. 13p.
- Buzier, R., 2014. Mobilité et réactivité des éléments traces métalliques dans l'environnement: spéciation en solution.
- Caner-Chabran, A., 2015. Dynamique du stockage des micropolluants métalliques dans les filtres plantés de roseaux traitant des eaux pluviales.
- CE, 2013. Directive n° 2013/39/UE du 12/08/13 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.

- CE, 2008. Directive 2008/105/CE du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale 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.
- CE, 2006. Directive 2006/11/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 février 2006 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté.
- CE, 2005. Directive 2005/53/CE de la Commission du 16 septembre 2005 modifiant la directive 91/414/CEE du Conseil en vue d'y inscrire les substances actives chlorothalonil, chlorotoluron, cyperméthrine, daminozide et thiophanate-méthyl (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).
- CE, 2000. Directive 2000/60/EC of the european parliament and the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- CE, 1991a. Directive 91/271/CEE du Conseil, du 21 mai 1991, relative au traitement des eaux urbaines résiduaires.
- CE, 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.
- CE, 1976. Directive 76/464/CEE du Conseil, du 4 mai 1976, concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté.
- CERTU, 2003. La ville est son assainissement - Principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau. 503 p.
- Chen, J., Adams, B.J., 2006. A framework for urban storm water modeling and control analysis with analytical models. *Water Resour. Res.* 42.
- Chevreuil, M., Blanchard, M., Dagnat, C., Gasperi, C., Gasperi, J., Gourlay, C., Lorgeoux, C., Moilleron, R., Moreau-Guignon, E., Ollivon, D., Teil, M.-J., Mouchel, J.-M., 2009. La micropollution organique dans le bassin de la Seine. Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de la Seine 68.
- Chocat, B., 2008. Etat de l'art sur la gestion urbaine des eaux pluviales et leur valorisation. *Off. Int. Eau* 21–22.
- Chocat, B., Bertrand-Krajewski, J.-L., Barraud, S., 2007. Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. *Tech. Ing. Technol. Eau* 2.
- Choubert, J.M., Martin Ruel, S., Budzinski, H., Miège, C., Esperanza, M., Soulier, C., Lagarrigue, C., Coquery, M., 2011. Evaluer les rendements des stations d'épuration. Apports Méthodologiques Résultats Pour Micropolluants En Filières Conv. Avancées Extr. Numér. *Tech. Sci. Méthodes* N 12.
- Choubert, J.-M., Martin Ruel, S., Coquery, M., 2009. Prélèvement et échantillonnage des substances prioritaires et émergentes dans les eaux usées: Les prescriptions techniques du projet de recherche Amperes. *Tech. Sci. Méthodes* 88–101. <https://doi.org/10.1051/tsm/200904088>
- Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B.E., 1996. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. Water Research Centre Swindon, UK.
- CPEPESC, 2004. Cycle de l'azote: matière vivante et pollution.
- Daniel, D.E., 1989. In situ hydraulic conductivity tests for compacted clay. *J. Geotech. Eng.* 115, 1205–1226.
- Datry, T., Malard, F., Vitry, L., Hervant, F., Gibert, J., 2003. Solute dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. *J. Hydrol.* 273, 217–233.

- Davis, A.P., Stagge, J.H., Jamil, E., Kim, H., 2012. Hydraulic performance of grass swales for managing highway runoff. *Water Res.* 46, 6775–6786.
- Dechesne, M., 2002. Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances techniques et environnementales sur le long terme. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Dechesne, M., Barraud, S., Bardin, J.-P., 2004a. Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin. *J. Contam. Hydrol.* 72, 189–205.
- Dechesne, M., Barraud, S., Bardin, J.-P., 2004b. Indicators for hydraulic and pollution retention assessment of stormwater infiltration basins. *J. Environ. Manage.* 71, 371–380.
- Desbordes, M., Hémain, J.C., 1990. Further research needs for impact estimates of urban storm water pollution. *Water Sci. Technol.* 22, 9–14.
- Desbordes, M.M., Bachoc, A., Tabuchi, J.P., Chebbo, G., Philippe, J.P., 1994. La pollution des rejets urbains par temps de pluie: quantité, origine et nature. *Houille Blanche* 21–33.
- Detay, M., Dumoutier, N., Haeffner, H., Vignier, V., 1994. Incidence de la réalimentation artificielle de nappe sur la qualité de la ressource, in: *Colloque Scientifique et Technique International "Miex Gérer l'Eau."* Marseille, FRA.
- DHI, 2004. MOUSE Pipe Flow, Reference Manual.
- Dierkes, C., Kuhlmann, L., Kandasamy, J., Angelis, G., 2002. Pollution retention capability and maintenance of permeable pavements, in: *Global Solutions for Urban Drainage*. pp. 1–13.
- Ecoscop & Fluvial IS, 2006. Plan de gestion de l'Ostwaldergraben-Bannscheidgraben - Etat initial, enjeux et objectifs. Rapport du 25 août 2006.
- Ellis, J.B., Deutsch, J.-C., Mouchel, J.-M., Scholes, L., Revitt, M.D., 2004. Multicriteria decision approaches to support sustainable drainage options for the treatment of highway and urban runoff. *Sci. Total Environ.* 334, 251–260.
- EPA, 1993. Manual for combined sewer overflow control. EPA Report nr EPA/625/R-93/007 95.
- EPA, 1984. Health effects assessment for polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) (No. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH.
- Eurométropole de Strasbourg, 2015. Restauration des cours d'eau.
- Eymery, F., Choubert, J.-M., Lepot, B., Gasperi, J., Lachenal, J., Coquery, M., 2011. Guide technique opérationnel : Pratiques d'échantillonnage et de conditionnement en vue de la recherche de micropolluants prioritaires et émergents en assainissement collectif et industriel, Première version.
- Färm, C., 2001. Accumulation of sediment and heavy metals in a storm-water detention pond, in: *Nouvelles Technologies En Assainissement Pluvial*. Conference International. pp. 589–596.
- FND AE, 1988. Stormwater tanks in sewer systems 61.
- Fournel, J., 2012. Systèmes extensifs de gestion et de traitement des eaux urbaines de temps de pluie. Montpellier 2.

- Geiger, W.F., 1984. Characteristics of combined sewer runoff. Presented at the Proceedings of the 3rd International Conference on Urban Storm Drainage, Göteborg, Sweden, pp. 851–860.
- Gnecco, I., Berretta, C., Lanza, L.G., La Barbera, P., 2005. Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. *Atmospheric Res., Precipitation in Urban Areas* 6th International Workshop on Precipitation in Urban Areas 77, 60–73. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2004.10.017>
- Göbel, P., Dierkes, C., Coldewey, W.G., 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *J. Contam. Hydrol.* 91, 26–42.
- Gonzalez-Merchan, C., 2012. Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales. INSA de Lyon.
- Gosset, A., Wigh, A., Bony, S., Devaux, A., Bayard, R., Durrieu, C., Brocart, M., Applagnat, M., Bazin, C., 2017. Assessment of long term ecotoxicity of urban stormwaters using a multigenerational bioassay on *Ceriodaphnia dubia* : A preliminary study. *J. Environ. Sci. Health Part A* 1–9. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1394722>
- Gromaire, M.-C., 1998. La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines. Ecole des Ponts ParisTech.
- Gromaire-Mertz, M.C., Garnaud, S., Gonzalez, A., Chebbo, G., 1999. Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Sci. Technol., Innovative Technologies in Urban Storm Drainage 1998 (Novatech '98)* Selected Proceedings of the 3rd NOVATECH Conference on Innovative Technologies in Urban Storm Drainage 39, 1–8. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00002-5)
- Guitttonny-Philippe, A., Masotti, V., Höhener, P., Boudenne, J.-L., Viglione, J., Laffont-Schwob, I., 2014. Constructed wetlands to reduce metal pollution from industrial catchments in aquatic Mediterranean ecosystems: A review to overcome obstacles and suggest potential solutions. *Environ. Int.* 64, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.016>
- Gupta, K., Saul, A.J., 1996. Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows. *Water Res.* 30, 1244–1252. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00282-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00282-0)
- Hannouche, A., 2012. Analyse du transport solide en réseau d'assainissement unitaire par temps de pluie: exploitation des données acquises par les observatoires français en hydrologie urbaine. Paris-Est.
- Hébrard-Labit, C., 2014. Recommandations pratiques pour la gestion des produits de l'assainissement pluvial-Guide technique.
- Hossain, M.A., Alam, M., Yonge, D.R., Dutta, P., 2005. Efficiency and flow regime of a highway stormwater detention pond in Washington, USA. *Water. Air. Soil Pollut.* 164, 79–89.
- Howe, P.L., Reichelt-Brushett, A.J., Clark, M.W., Seery, C.R., 2017. Toxicity estimates for diuron and atrazine for the tropical marine cnidarian *Exaiptasia pallida* and in-hospite *Symbiodinium* spp. using PAM chlorophyll-a fluorometry. *J. Photochem. Photobiol. B* 171, 125–132.
- Huang, I.B., Keisler, J., Linkov, I., 2011. Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. *Sci. Total Environ.* 409, 3578–3594.
- INERIS, 2015. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Plomb 92.
- INERIS, 2014a. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Cadmium et ses composés 111.

- INERIS, 2014b. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Nickel et ses composés 94.
- INERIS, 2014c. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : cuivre, composés et alliages 91.
- INERIS, 2014d. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Chrome et ses composés 104.
- INERIS, 2005a. Rapport d'étude N° 66244-DESP-R01. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques. Guide méthodologique. Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines.
- INERIS, 2005b. Etude de l'analyse des Alkylphénols.
- Joksimovic, D., Alam, Z., 2014. Cost efficiency of low impact development (LID) stormwater management practices. *Procedia Eng.* 89, 734–741.
- JODELET D., *Les représentations sociales*, PUF, Paris, 2003.
- Kanso, A., Gromaire, M.-C., Gaume, E., Tassin, B., Chebbo, G., 2003. Bayesian approach for the calibration of models: application to an urban stormwater pollution model. *Water Sci. Technol.* 47, 77–84.
- Krejci, V., Frutiger, A., Kreikenbaum, S., Rossi, L., 2005. Impact des rejets pluviaux urbains sur les milieux récepteurs. Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz EAWAG.
- Kremer, P., Hamstead, Z.A., McPhearson, T., 2016. The value of urban ecosystem services in New York City: A spatially explicit multicriteria analysis of landscape scale valuation scenarios. *Environ. Sci. Policy* 62, 57–68.
- Lamprea, 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. (phdthesis). Ecole Centrale de Nantes (ECN).
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J., Pressl, A., 2003. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 48, 25–34.
- Le Coustumer, S.-M., 2008. Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Monash University.
- Lefevre, T., 2016. Efficacité des marais artificiels pour le traitement des surverses de déversoir d'orage: étude d'un site pilote.
- LIENARD, A., GUELLAF, H., BOUTIN, C., 2000. Choix de sable pour les lits d'infiltration-percolation. *Ingénieries* 59–66.
- Limousin, G., Gaudet, J.-P., Charlet, L., Szenknect, S., Barthes, V., Krimissa, M., 2007. Sorption isotherms: a review on physical bases, modeling and measurement. *Appl. Geochem.* 22, 249–275.
- Lonappan, L., Brar, S.K., Das, R.K., Verma, M., Surampalli, R.Y., 2016. Diclofenac and its transformation products: Environmental occurrence and toxicity-A review. *Environ. Int.* 96, 127–138.
- Lumieau-Stra, 2013. Appel à projets DEB-Onema-Agences de l'eau – 2013 - Innovations et changements de pratiques: Lutte contre les micropolluants des eaux urbaines - Pièce C: Fiche descriptive technique du projet.
- Maigne, J., 2006. La gestion durable des techniques alternatives en assainissement pluvial - Synthèse technique.

- Mannina, G., Viviani, G., 2010. An urban drainage stormwater quality model: model development and uncertainty quantification. *J. Hydrol.* 381, 248–265.
- Martin, C., Ruperd, Y., Legret, M., 2007. Urban stormwater drainage management: The development of a multicriteria decision aid approach for best management practices. *Eur. J. Oper. Res.* 181, 338–349.
- Martin-Garin, A., Simon, O., 2004. Fiche radionucléide: Cadmium 109 et environnement.
- Mauclaire, L., Schürmann, A., Thullner, M., Zeyer, J., Gammeter, S., 2004. Sand filtration in a water treatment plant: biological parameters responsible for clogging. *J. Water Supply Res. Technol.-AQUA* 53, 93–108.
- MDDELCC, 2017. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau.
- MEED et Agences de l'eau, 2003. Systèmes dévaluation de la qualité des cours d'eau (SEQ-eau). Version 2, p.40.
- MEEM, 2011. Bilan de présence des micropolluants dans les milieux aquatiques continentaux. Période 2007-2009. Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement.
- Metcalf and Eddy, Inc., University of Florida, Water Resources Engineers, Inc., 1971. Storm Water Management Models, Vols. I, II, III, and IV, EPA Reports 11024 DOC 07 / 71, 08 / 71, 09 / 71, 10 / 71, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, 2016. Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau).
- Mohymont, B., Demarée, G., 2006. Courbes intensité—durée—fréquence des précipitations à Yangambi, Congo, au moyen de différents modèles de type Montana. *Hydrol. Sci. J.* 51, 239–253.
- Mousavi, S.-F., Rezai, V., 1999. Evaluation of scraping treatments to restore initial infiltration capacity of three artificial recharge projects in central Iran. *Hydrogeol. J.* 7, 490–500.
- Obropta, C.C., Kardos, J.S., 2007. Review of urban stormwater quality models: deterministic, stochastic, and hybrid approaches. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 43, 1508–1523.
- ONEMA, 2015. L'état des eaux de surface et des eaux souterraines.
- Pezzaniti, D., Argue, J.R., Johnston, L., 2003. Detention/retention storages for peak flow reduction in urban catchments: effects of spatial deployment of storages. *Australas. J. Water Resour.* 7, 131–138.
- Praskova, E., Plhalova, L., Chromcova, L., Stepanova, S., Bedanova, I., Blahova, J., Hostovsky, M., Skoric, M., Maršálek, P., Voslarova, E., 2014. Effects of subchronic exposure of diclofenac on growth, histopathological changes, and oxidative stress in zebrafish (*Danio rerio*). *Sci. World J.* 2014.
- Reddy, R., Delaune, R.D., 2008. Biogeochemistry of wetlands: science and applications. CRC Press.
- Reynolds, W.D., Elrick, D.E., 1990. Ponded infiltration from a single ring: I. Analysis of steady flow. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1233–1241.
- RF, 2010. Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.
- RF, 2006. Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques.

- RF, 2004. Loi n° 2004-338 du 21 avril 2004 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.
- RF, 2002. Décret n° 2002-540 du 18 avril 2002 relatif à la classification des déchets, 2002-540.
- RF, 1998. 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 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.
- RF, 1992. Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau.
- RF, 1964. Loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution.
- Rodea-Palomares, I., Makowski, M., Gonzalo, S., González-Pleiter, M., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., 2015. Effect of PFOA/PFOS pre-exposure on the toxicity of the herbicides 2, 4-D, Atrazine, Diuron and Paraquat to a model aquatic photosynthetic microorganism. *Chemosphere* 139, 65–72.
- Rohwer, C., 1931. Evaporation from free water surfaces. US Department of Agriculture.
- Rossi, L., Slowinski, R., Susmaga, R., 1999. Rough set approach to the evaluation of stormwater pollution. *Int. J. Environ. Pollut.* 12, 232–250.
- Roudier, P., 2005. Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués- Fiches de synthèse. Techniques de l'ingénieur.
- Ruban, V., Clozel, B., Conil, C., Durand, D., 2003. Origine, caractérisation et gestion des boues de l'assainissement pluvial routier et urbain. *Points Sur Connaiss. Actuelles Perspect. Bull Labo Ponts Chaussées* 246–247.
- SAUBAIS M., *Milieux humides et aménagements urbains – 10 expériences innovantes*, CEREMA, Strasbourg, 2015
- Saulais, M., 2011. Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention : caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico chimiques de l'horizon de surface végétalisé. INSA de Lyon.
- Schmitt, N., 2014. Caractérisation des systèmes hybrides pour le traitement des eaux pluviales: mitigation des substances prioritaires et émergentes. Strasbourg.
- Schmitt, N., Wanko, A., Laurent, J., Bois, P., Molle, P., Mosé, R., 2015. Constructed wetlands treating stormwater from separate sewer networks in a residential Strasbourg urban catchment area: Micropollutant removal and fate. *J. Environ. Chem. Eng.* 3, 2816–2824.
- Scholten, L., Schuwirth, N., Reichert, P., Lienert, J., 2015. Tackling uncertainty in multi-criteria decision analysis—An application to water supply infrastructure planning. *Eur. J. Oper. Res.* 242, 243–260.
- Schuh, W.M., 1990. Seasonal variation of clogging of an artificial recharge basin in a northern climate. *J. Hydrol.* 121, 193–215.
- Sebastian, C., 2013. Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain: performance en matière de piégeage des micropolluants. INSA de Lyon.
- SEGTEUP, 2013. Guide technique - Systèmes extensifs pour la gestion et le traitement des eaux urbaines de temps de pluie.
- Semadeni-Davies, A., 2006. Winter performance of an urban stormwater pond in southern Sweden. *Hydrol. Process.* 20, 165–182.
- Sigg, L., Stumm, W., Behra, P., 2000. Chimie des milieux aquatiques.

- 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.
- Sparks, D., 1998. Environmental soil chemistry. Acad. Press 267.
- Stokes, G.G., 1851. On the effect of the internal friction of fluids on the motion of pendulums. Pitt Press.
- Storage, H.E.C., 1977. Treatment, overflow, runoff model, STORM, generalized computer program 723-57-L7520. USA Hydrol. Eng. Cent. U. S. Corps Eng.
- Tang, P., Yu, B., Zhou, Y., Zhang, Y., Li, J., 2017. Clogging development and hydraulic performance of the horizontal subsurface flow stormwater constructed wetlands: a laboratory study. Environ. Sci. Pollut. Res. 1–10.
- 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, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.02.044>
- Thevenot, D., 1992. Pollution des eaux pluviales urbaines: origine, niveaux et mobilité des polluants. Rejets Urbains Par Temps Pluie Pollut. Nuis. 81–93.
- Thévenot, D., Lestel, L., Tusseau-Vuillemin, M.-H., Gonzalez, J., Meybeck, M., 2009. Les métaux dans le bassin de la Seine. Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de la Seine 60.
- Thornton, R.C., Saul, A.J., 1987. Temporal variation of pollutants in two combined sewer systems. Presented at the Proceedings of the 4th International Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, Switzerland., pp. 51–52.
- TOUSSAINT J.-Y., VAREILLES S., « Les clôtures ou l'expérience des limites dans les mondes urbains. Le cas de deux ouvrages de gestion des eaux urbaines dans l'agglomération lyonnaise », INSA, Lyon, 2013.
- Tronico Vigicell, 2015. Évaluation du potentiel toxique des polluants de l'eau - Réduction à la source des pollutions, en volume et en toxicité.
- Truchot, M.C., Chocat, B., Cathelain, M., Mares, A., Mouchel, J.M., 1994. La pollution due aux rejets urbains par temps de pluie: impacts sur les milieux récepteurs. Houille Blanche 97–105.
- UNESCO, 2015. Water for a sustainable world - The United Nations World Water Development Report 2015. Paris.
- Velki, M., Di Paolo, C., Nelles, J., Seiler, T.-B., Hollert, H., 2017. Diuron and diazinon alter the behavior of zebrafish embryos and larvae in the absence of acute toxicity. Chemosphere 180, 65–76.
- Vezzaro, L., Sharma, A.K., Ledin, A., Mikkelsen, P.S., 2015. Evaluation of stormwater micropollutant source control and end-of-pipe control strategies using an uncertainty-calibrated integrated dynamic simulation model. J. Environ. Manage. 151, 56–64.
- Walaszek, M., Bois, P., Laurent, J., Lenormand, E., Wanko, A., 2018. Urban stormwater treatment by a constructed wetland: Seasonality impacts on hydraulic efficiency, physico-chemical behavior and heavy metal occurrence. Sci. Total Environ. 637, 443–454.
- Walaszek, M., Bois, P., Laurent, J., Wanko, A., 2015. Ponding water ultrasonic measurements in urban stormwater constructed wetland: clogging monitoring and Phragmites australis allometric parameters survey. Presented at the 6th International

- Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control, Wetpol, York, United Kingdom, p. 158.
- Wallingford Software, 1997. Using Hydroworks, Wallingford Software, United Kingdom.
- Winter, K.-J., Goetz, D., 2003. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 48, 9–14.
- Yong, C.F., Deletic, A., Fletcher, T.D., Grace, M.R., 2008. The clogging behaviour and treatment efficiency of a range of porous pavements, in: 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK.
- Zgheib, S., 2009. Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire (phdthesis). Ecole des Ponts ParisTech.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Res.*, Special Issue on Stormwater in urban areas 46, 6683–6692. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012>

Annexes

Annexe 1.	Méthodes d'analyse, incertitudes et limites de quantification associées des polluants dans les matrices liquides et solides	232
Annexe 2.	Récapitulatif des données météorologiques, hydrauliques et physico-chimiques disponibles sur les trois années d'instrumentation de la filière de traitement	235
Annexe 3.	Concentrations en macropolluants dans les eaux pluviales (amont), en sortie de la mare de sédimentation (intermédiaire) et en sortie du filtre planté de roseaux (aval) pour les 18 campagnes de prélèvement (octobre 2015 à juillet 2018) (#N/A : pas de valeur disponible)	236
Annexe 4.	Rendements en concentration (%) de la filière de traitement pour la macropollution (#N/A : rendement non calculable, concentration non disponible; - : rendement non calculable, concentration en entrée ou en sortie inférieure à la limite de quantification)	238
Annexe 5.	Rendements massiques (%) de la filière de traitement pour la macropollution (#N/A : rendement non calculable, concentration non disponible; - : rendement non calculable, concentration en entrée ou en sortie inférieure à la limite de quantification ou volume nul)	239
Annexe 6.	Concentrations (µg/L) en métaux dissous et particuliers dans les eaux pluviales (amont), en sortie de la mare de sédimentation (intermédiaire) et en sortie du filtre planté de roseaux (aval) pour les 18 campagnes de prélèvement (octobre 2015 à juillet 2018) (LQ : limite de quantification).....	240
Annexe 7.	Concentrations (µg/L) en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les eaux pluviales (amont), en sortie de la mare de sédimentation (intermédiaire) et en sortie du filtre planté de roseaux (aval) pour les 13 campagnes de prélèvement (octobre 2015 à juillet 2018) (LQ : limite de quantification)	241
Annexe 8.	Rendements en concentration (%) de la filière de traitement pour les métaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (#N/A : rendement non calculable, concentration non disponible; - : rendement non calculable, concentration en entrée ou en sortie inférieure à la limite de quantification)	243
Annexe 9.	Rendements massiques (%) de la filière de traitement pour les métaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (#N/A : rendement non calculable, concentration ou volume non disponible; - : rendement non calculable, concentration en entrée ou en sortie inférieure à la limite de quantification ; -- : rendement non calculable, volume nul)	245
Annexe 10.	Résultats des quatre campagnes de bio-essais en %	247
Annexe 11.	Résultats de la modélisation des flux de micropolluants en entrée du système de traitement pour 105 évènements pluvieux déversants.....	250
Annexe 12.	Erreurs relatives calculées pour les métaux totaux et la somme des HAP (max : erreur relative calculée avec la valeur théorique maximale ; moy : erreur relative calculée avec la valeur théorique moyenne ; min : erreur relative calculée avec la valeur théorique minimale)	253

Annexe 1. Méthodes d'analyse, incertitudes et limites de quantification associées des polluants dans les matrices liquides et solides

Paramètre	Unité	Incertitudes (%)	Méthode d'analyse	LQ
Macropollution (matrice liquide)				
Matières en suspension (MES)	mg/l	15	NF EN 872	2
Matières en suspension organiques (MESO)	%		Adaptée de NF EN 872 et XP P 94-047	0,1
Nitrates (NO3)	mg NO3/l	15	Méthode interne selon NF EN ISO 13395	1
Azote nitrique (N-NO3)	mg N-NO3/l	15	Méthode interne selon NF EN ISO 13395	0,2
Nitrites (NO2)	mg NO2/l	5	Méthode interne selon NF EN ISO 13395	0,04
Azote nitreux (N-NO2)	mg N-NO2/l	10	Méthode interne selon NF EN ISO 13395	0,01
Ammonium (NH4)	mg NH4/l	10	Méthode Interne selon NF T 90-015-2	0,05
Orthophosphates (PO4)	mg PO4/l	15	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 6878	0,1
Demande Biochimique en Oxygène (DBO5)	mg O2/l	35	NF EN 1899-1	3
Carbone Organique par oxydation (COT)	mg C/l	1	NF EN 1484	0,5
Carbone organique dissous (COD)	mg C/l		NF EN 1484	0,5
Azote Kjeldahl (NTK)	mg N/l	5	NF EN 25663	1
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mg O2/l	15	NF T 90-101	30
Phosphore	mg P/l	30	NF EN ISO 11885	0,005
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (matrice liquide)				
Acénaphène	µg/l	40	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Benzo(a)pyrène	µg/l	50	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,0075
Fluorène	µg/l	50	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01

Phénanthrène	µg/l	40	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Anthracène	µg/l	50	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Fluoranthène	µg/l	50	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Pyrène	µg/l	50	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Benzo(a)anthracène	µg/l	40	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Chrysène	µg/l	40	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Benzo(b)fluoranthène	µg/l	40	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Benzo(k)fluoranthène	µg/l	35	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Dibenzo(a,h)anthracène	µg/l	4	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Naphtalène	µg/l	4	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Acénaphthylène	µg/l	4	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Benzo(ghi)Pérylène	µg/l	35	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01
Indeno (1,2,3-cd) Pyrène	µg/l	35	Méthode interne adaptée de NF EN ISO 17993	0,01

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (matrice solide)

Naphtalène	mg/kg MS)	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Acénaphthylène	mg/kg MS	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Acénaphène	mg/kg MS	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Fluorène	mg/kg MS	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Phénanthrène	mg/kg MS	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Anthracène	mg/kg MS	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Fluoranthène	mg/kg MS	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Pyrène	mg/kg MS	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Benzo-(a)-anthracène	mg/kg MS	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Chrysène	mg/kg MS	NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05

Benzo(b)fluoranthène	mg/kg MS		NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg MS		NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Benzo(a)pyrène	mg/kg MS		NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg MS		NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Benzo(ghi)Pérylène	mg/kg MS		NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Indeno (1,2,3-cd) Pyrène	mg/kg MS		NF ISO 18287 (Sols) - XP X 33-012 (boue, sédiment)	0,05
Métaux (matrice liquide)				
Cadmium total	µg/l	20	NF EN ISO 17294-2	0,2
Chrome total	µg/l	30	NF EN ISO 17294-2	0,5
Cobalt total	µg/l	15	NF EN ISO 17294-2	0,2
Cuivre total	µg/l	20	NF EN ISO 17294-2	0,5
Nickel total	µg/l	25	NF EN ISO 17294-2	2
Plomb total	µg/l	25	NF EN ISO 17294-2	0,5
Zinc total	µg/l	25	NF EN ISO 17294-2	5
Cadmium dissous	µg/l	20	NF EN ISO 11885	0,2
Chrome dissous	µg/l	20	NF EN ISO 11885	0,5
Cobalt dissous	µg/l	15	NF EN ISO 11885	0,2
Cuivre dissous	µg/l	30	NF EN ISO 11885	0,5
Nickel dissous	µg/l	15	NF EN ISO 11885	2
Plomb dissous	µg/l	20	NF EN ISO 11885	0,5
Zinc dissous	µg/l	25	NF EN ISO 11885	5
Métaux (matrice solide)				
Chrome (Cr)	mg/kg MS		NF EN ISO 11885 - NF EN 13346 Méthode B	5
Cobalt (Co)	mg/kg MS		NF EN ISO 11885 - NF EN 13346 Méthode B	1
Cuivre (Cu)	mg/kg MS		NF EN ISO 11885 - NF EN 13346 Méthode B	5
Nickel (Ni)	mg/kg MS		NF EN ISO 11885 - NF EN 13346 Méthode B	1
Plomb (Pb)	mg/kg MS		NF EN ISO 11885 - NF EN 13346 Méthode B	5
Zinc (Zn)	mg/kg MS		NF EN ISO 11885 - NF EN 13346 Méthode B	5

Annexe 2. Récapitulatif des données météorologiques, hydrauliques et physico-chimiques disponibles sur les trois années d'instrumentation de la filière de traitement

	2015												2016											
	jan	fev	mars	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc	jan	fev	mars	avril	mai	juin	juill	août	sept	oct	nov	déc
Pluies (mm) station d'Ostwald	27-31																							
Hauteur Mare (m)		1-17		17-30	1-18	23-24	17-31		*	2-9		1-17	**											
US Amont (m)		1-17		17-30	1-18	23-24	17-31			2-9		1-17												
Radar Aval (m)		1-17		17-30	1-18	23-24	17-31			2-9		1-17												
Hauteur filtre amont (m)														16-28										
Phi-Chi mare							23-31	1-18	02-16															
Phi-Chi filtre																								
Humidité	27-31	1-7																						
Vitesse du vent	27-31																							
Température	27-31	1-7																						

	2017				
	jan	fev	mars	avril	mai
Pluies (mm) station d'Ostwald					
Hauteur Mare (m)		1-16 & 27-28 (***)	1-28	24-30	
US Amont (m)			1-28	24-30	
Radar Aval (m)			1-28	24-30	
Hauteur Filtre Amont (m)		manque 16-27	1-28	24-30	
Phi-Chi mare					
Phi-Chi filtre					
Humidité		13-28			
Vitesse du vent		13-28			
Température		13-28			

*	Erreur d'enregistrement entre le 18/09/15 à 10h46 et le 29/09 à 12h30 : mise à zéro
**	Erreur d'enregistrement le 27/01/16 entre 11h33 et 12h36 : mise à zéro
***	Pas d'enregistrement entre le 16/02 à 11h59 et le 27/02 à 9h47.
	Pas de données entre le 1/02 et le 16/02 à 11h59 ; entre le 27/02 à 9h47 et le 27/02 à 10h47 ; entre le 28/02 à 10h53 et 11h46.
	Changement de sonde le 28/02 au matin (entre 9h et 11h)

	Données complètes
	Données partielles (+dates disponibles précisées)
	Données inexistantes
Bleu	Données de l'automate

Annexe 3. Concentrations en macropolluants dans les eaux pluviales (amont), en sortie de la mare de sédimentation (intermédiaire) et en sortie du filtre planté de roseaux (aval) pour les 18 campagnes de prélèvement (octobre 2015 à juillet 2018) (#N/A: pas de valeur disponible)

	Paramètre	DCO ¹	DBO5 ²	COT ³	COD ⁴	ME S ⁵	MES O 6	N-NH4 ⁷	N-NO2 ⁸	N-NO3 ⁹	PO43- 10	NTK ¹¹
	unité	mg O2/l	mg O2/l	mg C/l	mg C/l	mg/ l	mg/l	mg N- NH4/l	mg N- NO2/l	mg N- NO3/l	mg PO4/l	mg N/l
	Incertitude	0,15	0,35	0,1	0,1	0,15	0,15	0,1	0,15	0,1	0,15	0,15
	LQ	30	3	0,5	0,5	2	2	0,05	0,01	0,2	0,1	1
04/10/2015	Amont	<30	3	6,8	5,7	<2.0	<2.0	0,5	0,02	0,33	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	<30	3	6,3	5,1	<2.0	<2.0	0,32	0,03	0,39	<0.10	<1.00
	Aval	<30	<3	3	3,1	4	4	0,27	<0.01	<0.20	<0.10	<1.00
09/12/2015	Amont	<30	<3	3,2	2,7	12	#N/A	0,17	0,04	0,57	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	<30	<3	3,7	3,5	#N/A	#N/A	0,31	0,05	0,62	<0.10	<1.00
	Aval	<30	<3	2,9	2,6	<2.0	<2.0	<0.05	<0.01	0,25	<0.10	<1.00
25/02/2016	Amont	<30	<3	1,8	1,8	6,2	3,286	0,81	0,01	<0.20	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	<30	4	3,3	2,9	9,3	3,72	0,34	0,01	0,27	<0.10	<1.00
	Aval	<30	<3	1,6	1,5	<2.0	<2.0	<0.05	<0.01	0,33	<0.10	<1.00
30/03/2016	Amont	<30	7	6,3	6,1	3	1,89	0,28	0,06	1,47	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	61	17	11	11	14	6,44	0,32	0,02	0,38	<0.10	1,1
	Aval	<30	<3	2,2	2	2,2	0,946	0,47	<0.01	0,2	<0.10	<1.00
26/04/2016	Amont	<30	4	3,8	3,7	2,9	2,233	0,42	0,03	0,49	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	<30	3	4,3	4,2	18	7,56	0,4	0,03	0,31	<0.10	1,4
	Aval	<30	<3	1,9	1,5	<2.0	<2.0	0,88	<0.01	<0.20	<0.10	<1.00
23/05/2016	Amont	<30	3	3,9	3,7	8,5	5,44	<0.05	0,03	0,47	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	34	5	8,6	8,5	5,2	4,628	0,44	0,02	0,26	<0.10	<1.00
	Aval	<30	<3	2,5	2,4	<2.0	<2.0	<0.05	<0.01	<0.20	<0.10	<1.00
21/10/2016	Amont	<30	5	4,2	4,2	6,4	4,096	0,17	0,02	0,57	<0.10	1,2
	Intermédiaire	35	6	5,4	5,7	8,5	6,63	0,32	0,02	0,45	0,1	<1.00
	Aval	<30	<3	3,1	3,3	<2.0	<2.0	<0.05	<0.01	0,34	<0.10	<1.00
28/02/2017	Amont	<30	4	4,4	2,5	28	6,44	0,19	0,03	0,32	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	<30	8	6,1	4,4	12	3,24	0,07	0,02	<0.20	<0.10	<1.00
	Aval	<30	4	4,2	3,5	<2.0	<2.0	<0.05	<0.01	<0.20	<0.10	<1.00
21/03/2017	Amont	<30	<3	2,3	2	3,2	1,792	0,19	0,03	0,43	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	<30	5	9,4	8	3,7	2,331	0,16	0,02	0,41	<0.10	<1.00
	Aval	<30	<3	3,4	3	3,1	2,263	<0.05	<0.01	0,25	<0.10	<1.00
26/04/2017	Amont	<30	4	6,1	5,8	3,2	2,048	0,55	0,09	1,36	0,14	1,1

	Intermédiaire	46	9	11	10	23	10,58	0,61	0,04	0,87	<0.10	2,1
	Aval	<30	<3	2,1	2	2,9	1,392	0,07	<0.01	0,35	<0.10	<1.00
04/05/2017	Amont	<30	4	7,2	5,7	5,8	2,9	0,44	0,09	1,69	<0.10	1,1
	Intermédiaire	<30	4	7,2	6,8	3,2	2,272	0,66	0,03	0,45	<0.10	1,1
	Aval	<30	<3	3	2,5	<2.0	<2.0	<0.05	0,01	0,39	<0.10	<1.00
13/05/2017	Amont	<30	3	2,7	2,2	5,8	3,074	0,22	0,03	0,34	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	<30	4	3,7	2,7	39	13,26	0,24	0,02	0,3	<0.10	<1.00
	Aval	<30	19	3	3,7	<2.0	<2.0	0,05	<0.01	0,79	<0.10	<250
03/06/2016	Amont	41	6	9,7	7,6	9,6	4,8	0,98	0,09	1,05	<0.10	1,8
	Intermédiaire	58	11	15	11	18	10,98	1,43	0,06	1,13	<0.10	3,3
	Aval	<30	5	3,5	3,1	<2.0	<2.0	0,09	<0.01	0,38	<0.10	<1.00
10/04/2018	Amont	<30	<3.00	4,9	4,7	5,4	49	0,53	3,82	0,18	0,11	<1.00
	Intermédiaire	<30	<3.00	6,1	5,7	11	45	0,68	2,88	0,12	<0.10	<1.00
	Aval	<30	<3.00	2,3	2,3	<2.0	60	<0.05	<1.00	<0.04	<0.10	<1.00
28/04/2018	Amont	<30	6	7,5	7,4	18	75	0,68	6,63	0,3	0,11	1,7
	Intermédiaire	79	8	15	13	10	82	0,71	1,3	0,1	0,12	2,2
	Aval	<30	4	4,3	4	<2.0	95	<0.05	<1.00	<0.04	<0.10	<1.00
16/05/2018	Amont	<30	<3.00	3,3	2,3	7	40	0,33	3,77	0,17	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	31	11	6,3	5,3	9	59	0,87	3,21	0,14	<0.10	1,1
	Aval	<30	3	3,9	2,9	<2.0	100	0,73	<1.00	<0.04	<0.10	<1.00
31/05/2018	Amont	<30	<3.00	2	1,8	5,6	39	0,2	1,86	0,07	<0.10	<1.00
	Intermédiaire	32	<3.00	2,8	2,2	20	60	0,34	1,48	<0.04	<0.10	1,2
	Aval	<30	<3.00	2,5	2,4	<2.0	43	0,06	<1.00	<0.04	<0.10	<1.00
06/07/2018	Amont	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
	Intermédiaire	173	65	37	34	59	66	1,56	<1.00	3,26	<0.10	8,1
	Aval	<30	4	6,6	6,2	160	98	0,16	<1.00	0,07	<0.10	<1.00

¹ Demande chimique en oxygène

² Demande biologique en oxygène pour 5 jours

³ Carbone organique total

⁴ Carbone organique dissous

⁵ Matière en suspension

⁶ Matière en suspension organique

⁷ Azote ammoniacal

⁸ Azote nitrique

⁹ Azote nitreux

¹⁰ Orthophosphates

¹¹ Azote Kjeldahl

Annexe 4. Rendements en concentration (%) de la filière de traitement pour la macropollution (#N/A : rendement non calculable, concentration non disponible; -: rendement non calculable, concentration en entrée ou en sortie inférieure à la limite de quantification)

		MES	MESO	N-NO3	N-NO2	N-NH4	PO4	COT	COD	NTK
04/10/2015	Mare	-	18%	-18%	-50%	36%	-	7%	11%	-
	Filtre	-	-203%	100%	100%	16%	-	52%	39%	-
	Filière	-200%	#N/A	-	-	37%	-	-7%	13%	-
09/12/2015	Mare	#N/A	#N/A	-9%	-25%	-82%	-	-16%	-30%	-
	Filtre	#N/A	#N/A	60%	100%	100%	-	22%	26%	-
	Filière	-	47%	100%	-	-	-	38%	31%	-
25/02/2016	Mare	-50%	25%	-	0%	58%	-	-83%	-61%	-
	Filtre	100%	-135%	-22%	100%	100%	-	52%	48%	-
	Filière	-	33%	-345%	-	-	-	-294%	-307%	-
30/03/2016	Mare	-367%	27%	74%	67%	-14%	-	-75%	-80%	-
	Filtre	84%	7%	47%	100%	-47%	-	80%	82%	100%
	Filière	-32%	-79%	-145%	-	11%	-	-73%	-85%	-
26/04/2016	Mare	-521%	45%	37%	0%	5%	-	-13%	-14%	-
	Filtre	100%	-138%	100%	100%	-120%	-	56%	64%	100%
	Filière	-	36%	-	-	100%	-	-105%	-147%	-
23/05/2016	Mare	39%	-39%	45%	33%	-	-	-121%	-130%	-
	Filtre	100%	60%	100%	100%	100%	-	71%	72%	-
	Filière	-	-78%	-	-	-	-	-68%	-75%	-
21/10/2016	Mare	-33%	-22%	21%	0%	-88%	-	-29%	-36%	100%
	Filtre	100%	17%	24%	100%	100%	100%	43%	42%	-
	Filière	-	65%	6%	-	-	-	-42%	24%	-
28/02/2017	Mare	57%	-17%	100%	33%	63%	-	-39%	-76%	-
	Filtre	100%	77%	-	100%	100%	-	31%	20%	-
	Filière	-	-789%	-	-	-	-	45%	43%	-
21/03/2017	Mare	-16%	-13%	5%	33%	16%	-	-309%	-300%	-
	Filtre	16%	-16%	39%	100%	100%	-	64%	63%	-
	Filière	-3%	12%	-444%	-	-	-	-79%	-93%	-
26/04/2017	Mare	-619%	28%	36%	56%	-11%	100%	-80%	-72%	-91%
	Filtre	87%	-4%	60%	100%	89%	-	81%	80%	100%
	Filière	-100%	-4%	-383%	-	-529%	-	-243%	-185%	-
04/05/2017	Mare	45%	-42%	73%	67%	-50%	-	0%	-19%	0%
	Filtre	100%	-15%	13%	67%	100%	-	58%	63%	100%
	Filière	-	35%	13%	-200%	-	-	10%	12%	-
13/05/2017	Mare	-572%	36%	12%	33%	-9%	-	-37%	-23%	-
	Filtre	100%	-76%	-163%	100%	79%	-	19%	-37%	-
	Filière	-	100%	100%	-	100%	-	100%	100%	-

Annexe 5. Rendements massiques (%) de la filière de traitement pour la macropollution (#N/A: rendement non calculable, concentration non disponible; -: rendement non calculable, concentration en entrée ou en sortie inférieure à la limite de quantification ou volume nul)

		MES	MESO	N-NO3	N-NO2	N-NH4	PO4	COT	COD	NTK
04/10/2015	Mare	-	84%	77%	71%	88%	-	82%	83%	-
	Filtre	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
	Filière	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
09/12/2015	Mare	#N/A	#N/A	86%	83%	76%	-	85%	83%	-
	Filtre	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
	Filière	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
25/02/2016	Mare	63%	81%	-	75%	90%	-	55%	60%	-
	Filtre	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%	100%	-
	Filière	100%	100%	-	100%	100%	-	100%	100%	-
30/03/2016	Mare	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%	100%	-
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%	100%	-
26/04/2016	Mare	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%	100%	-
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%	100%	-
23/05/2016	Mare	94%	86%	95%	93%	-	-	78%	77%	-
	Filtre	100%	43%	100%	100%	100%	-	59%	60%	-
	Filière	100%	92%	100%	100%	-	-	91%	91%	-
21/10/2016	Mare	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%	100%	100%
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	100%	98%	99%	100%	100%	-	99%	98%	100%
28/02/2017	Mare	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%	100%	-
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%	100%	-
21/03/2017	Mare	64%	65%	70%	79%	74%	-	-27%	-25%	-
	Filtre	80%	72%	85%	100%	100%	-	91%	91%	-
	Filière	93%	90%	96%	100%	100%	-	89%	89%	-
26/04/2017	Mare	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
04/05/2017	Mare	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%	100%	100%
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%	100%	100%
13/05/2017	Mare	-172%	74%	64%	73%	56%	-	44%	50%	-
	Filtre	100%	75%	63%	100%	97%	-	89%	81%	-
	Filière	100%	94%	87%	100%	99%	-	94%	91%	-

Annexe 6. Concentrations (µg/L) en métaux dissous et particuliers dans les eaux pluviales (amont), en sortie de la mare de sédimentation (intermédiaire) et en sortie du filtre planté de roseaux (aval) pour les 18 campagnes de prélèvement (octobre 2015 à juillet 2018) (LQ : limite de quantification)

		Concentrations en µg/l									
	Incertitude	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2		0,25	0,25	0,25	0,25
	LQ	0,5	0,5	0,2	0,2	0,5	0,5	0,5	0,5	5	5
	Paramètre	Cr soluble	Cr particulier	Co dissous	Co particulier	Cu soluble	Cu particulier	Pb soluble	Pb particulier	Zn soluble	Zn particulier
04/10/2015	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	100	30
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	120	20
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
09/12/2015	Amont	7	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	140	20
	Intermédiaire	7	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	120	40
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
25/02/2016	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	90	20
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	90	30
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
30/03/2016	Amont	LQ	5	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	300	60
	Intermédiaire	LQ	5	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	100	80
	Aval	LQ	5	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
26/04/2016	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	160	20
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	70	60
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
23/05/2016	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	170	70
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	60	40
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
21/10/2016	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	130	20
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	100	10
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
28/02/2017	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	100	70
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	80	30
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
21/03/2017	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	160	40
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	120	40
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
26/04/2017	Amont	LQ	0,54	LQ	0,22	LQ	4,11	LQ	2,2	LQ	281
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	0,39	LQ	4,51	LQ	3,83	LQ	197
	Aval	LQ	LQ	LQ	0,31	LQ	1,41	LQ	LQ	LQ	LQ
04/05/2017	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	6,25	LQ	1,95	210	233,79
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	2,78	LQ	1,75	80	100,92
	Aval	LQ	LQ	LQ	0,22	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	5,9
13/05/2017	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	5,7	6	4,144	70	149,93
	Intermédiaire	LQ	1,03	LQ	LQ	LQ	5,98	6	5,324	40	118,96
	Aval	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
10/04/2018	Amont	LQ	0,53	5,27	0,23	4,73	1	0,72	1,4	#N/A	#N/A
	Intermédiaire	LQ	0,54	0,78	0,2	5,41	1,35	1,01	1,62	#N/A	#N/A

	Aval	LQ	LQ	LQ	0,51	1,85	0,28	LQ	LQ	#N/A	#N/A
28/04/2018	Amont	12,7	5,92	LQ	LQ	5,92	3,79	LQ	3,33	161	54
	Intermédiaire	2,42	3,18	LQ	0,3	3,87	4,42	LQ	2,78	52,8	65,2
	Aval	3,08	1,05	LQ	LQ	0,96	0,22	LQ	LQ	LQ	LQ
16/05/2018	Amont	0,72	0,19	1,16	0,19	3,58	0,15	1,22	0,17	125	7
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	4,1	0,55	0,66	1	94,5	15,5
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	2,02	0,22	LQ	LQ	LQ	LQ
31/05/2018	Amont	0,52	0,52	LQ	LQ	1,84	3,61	LQ	1,39	86,1	15,9
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	1,53	1,54	LQ	3,13	45,9	28,7
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	1,38	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ
06/07/2018	Amont	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
	Intermédiaire	1,15	2,22	0,42	0,32	13,4	27,6	2,22	22,28	150	282
	Aval	LQ	LQ	LQ	0,37	1,79	3,67	LQ	1,02	8	14,2

Annexe 7. Concentrations (µg/L) en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les eaux pluviales (amont), en sortie de la mare de sédimentation (intermédiaire) et en sortie du filtre planté de roseaux (aval) pour les 13 campagnes de prélèvement (octobre 2015 à juillet 2018) (LQ : limite de quantification)

		Concentrations en µg/l											
	Incertitude	0,38	0,5	0,41	0,36	0,44	0,42	0,41	0,33	0,33	0,34	0,28	0,36
	LQ	0,01	0,0075	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	Paramètre	Acénaphthène	Benzo(a)pyrène	Fluorène	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo(a)anthracène	Chrysène	Benzo(b)fluoranthène	Benzo(k)fluoranthène	Naphtalène
#####	Amont	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,06
#####	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	0,02	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,02
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
#####	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
#####	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
25/02/2016	Amont	LQ	LQ	LQ	0,02	LQ	0,02	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ	0,01
	Intermédiaire	LQ	LQ	0,02	0,02	LQ	0,02	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ	0,01
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
30/03/2016	Amont	LQ	LQ	0,01	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,02
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
26/04/2016	Amont	LQ	LQ	LQ	0,02	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,02
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,01
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,02
23/05/2016	Amont	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
21/10/2016	Amont	LQ	LQ	0,01	0,02	LQ	0,02	0,02	LQ	LQ	0,01	LQ	0,01
	Intermédiaire	LQ	LQ	0,01	0,02	LQ	0,02	0,02	LQ	LQ	0,01	LQ	0,01
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,01
28/02/2017	Amont	0,01	LQ	0,01	0,06	LQ	0,03	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	0,06	LQ	0,03	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ	0,01
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,01
21/03	Amont	LQ	LQ	0,02	0,04	LQ	0,02	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ

/2017	Intermédiaire	LQ	LQ	0,01	0,05	LQ	0,04	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ	0,02
	Aval	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,01
26/04 /2017	Amont	LQ	0,0533	LQ	0,06	LQ	0,17	0,12	0,06	0,05	0,06	0,03	0,01
	Intermédiaire	LQ	LQ	0,01	0,09	0,05	0,04	0,03	LQ	LQ	LQ	LQ	0,02
	Aval	LQ	LQ	LQ	0,02	LQ	0,02	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	0,01
04/05 /2017	Amont	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,01
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,02
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,02
13/05 /2017	Amont	LQ	LQ	LQ	0,03	LQ	0,02	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	0,03	LQ	0,02	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Aval	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	0,03
10/04 /2018	Amont	0,02	0,0216	0,01	0,03	LQ	0,04	0,03	0,02	0,03	0,03	0,01	0,05
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Aval	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
28/04 /2018	Amont	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
16/05 /2018	Amont	LQ	LQ	<0.01	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
31/05 /2018	Amont	LQ	LQ	<0.01	0,02	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Intermédiaire	LQ	LQ	LQ	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
06/07 /2018	Amont	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A
	Intermédiaire	LQ	LQ	0,01	0,04	LQ	0,02	0,01	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ
	Aval	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ	LQ

Annexe 8. Rendements en concentration (%) de la filière de traitement pour les métaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (#N/A : rendement non calculable, concentration non disponible; - : rendement non calculable, concentration en entrée ou en sortie inférieure à la limite de quantification)

		Rendements en concentrations																		
		Cr soluble	Cr particulaire	Co dissous	Co particulaire	Cu soluble	Cu particulaire	Pb soluble	Pb particulaire	Zn soluble	Zn particulaire	Acénaphthène	Fluorène	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo(a)anthracène	Benzo(b)fluoranthène	Naphtalène
04/10/2015	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	-20%	33%	-	-	-100%	-	-	-	-	-	67%
	Filtre	#N/A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
09/12/2015	Mare	0%	-	-	-	-	-	-	-	14%	-100%	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filtre	#N/A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25/02/2016	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	0%	-50%	-	-	0%	-	0%	0%	-	-	0%
	Filtre	100%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30/03/2016	Mare	-	0%	-	-	-	-	-	-	67%	-33%	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filtre	-	-	0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-500%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26/04/2016	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	56%	-200%	-	-	-	-	-	-	-	-	50%
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-2%
23/05/2016	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	65%	43%	-	-	0%	-	-	-	-	-	-
	Filtre	-41%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/10/	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	23%	50%	-	0%	0%	-	0%	0%	-	0%	0%

2016		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1%
28/02/ 2017	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	20%	57%	-	-	0%	-	0%	0%	-	-	-
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/03/ 2017	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	25%	0%	-	50%	-25%	-	-100%	0%	-	-	-
	Filtre	76 %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80%	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1%	-	-	-	-	-	-
26/04/ 2017	Mare	-	-	-	-77%	-	-10%	-	-74%	-	30%	-	-	-50%	-	76%	75%	-	-	-100%
	Filtre	-	-	-	-	21%	-	69%	-	-	-	-	-	-	78%	-	50%	67%	-	-
	Filière	-	-	-	-31%	-	-141%	-	-	-	-	-	-	-2%	-	-2%	-1%	-	-	-1%
04/05/ 2017	Mare	-	-	-	-	-	56%	-	10%	62%	57%	-	-	-	-	-	-	-	-	-100%
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	94%	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-590%	-	-	-	-	-	-	-	-	-2%
13/05/ 2017	Mare	-	-	-	-	-	-5%	0%	-28%	43%	21%	-	-	0%	-	0%	0%	-	-	-
	Filtre	86 %	-	-	-	-	-	49%	-	-	-	-	-	-	67%	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-303%	-	-	-	-	-	-	-1%	-	-	-	-	-	-

Annexe 9. Rendements massiques (%) de la filière de traitement pour les métaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (#N/A : rendement non calculable, concentration ou volume non disponible; - : rendement non calculable, concentration en entrée ou en sortie inférieure à la limite de quantification ; -- : rendement non calculable, volume nul)

		Rendements massiques (%)																	
		Cr soluble	Cr particulaire	Co dissous	Co particulaire	Cu soluble	Cu particulaire	Pb soluble	Pb particulaire	Zn soluble	Zn particulaire	Acénaphène	Benzo(a)pyrène	Fluorène	Phénanthrène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo(b)fluoranthène	Naphtalène
04/10/2015	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	77%	87%	-	-	-	61%	-	-	-	94%
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	#N/A	#N/A	-	-	-	#N/A	#N/A	-	-	#N/A
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	#N/A	#N/A	-	-	-	#N/A	-	-	-	#N/A
09/12/2015	Mare	87%	-	-	-	-	-	-	-	89%	74%	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filtre	#N/A	-	-	-	-	-	-	-	#N/A	#N/A	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	#N/A	-	-	-	-	-	-	-	#N/A	#N/A	-	-	-	-	-	-	-	-
25/02/2016	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	75%	63%	-	-	-	75%	75%	75%	-	75%
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30/03/2016	Mare	-	100%	-	-	-	-	-	-	100%	100%	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filtre	-	--	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	100%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26/04/2016	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	100%	100%	-	-	-	-	-	-	-	100%
	cFiltre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	--
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100%
23/05/2016	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	97%	94%	-	-	-	90%	-	-	-	-
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/10/2016	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	100%	100%	-	-	100%	100%	100%	100%	100%	100%

	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	--
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	98%
28/02/2017	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	100%	100%	-	-	-	100%	100%	100%	-	-
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	#DIV/0!
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/03/2017	Mare	-	-	-	-	-	-	-	-	77%	69%	-	-	84%	61%	38%	69%	-	-
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	95%	-	-	-	88%
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	98%	-	-	-	-
26/04/2017	Mare	-	-	-	100%	-	100%	-	100%	-	100%	-	-	-	100%	100%	100%	-	100%
	Filtre	-	-	-	--	-	--	-	-	-	-	-	-	-	--	--	--	-	--
	Filière	-	-	-	100%	-	100%	-	-	-	-	-	-	-	100%	100%	100%	-	100%
04/05/2017	Mare	-	-	-	-	-	100%	-	100%	100%	100%	-	-	-	-	-	-	-	100%
	Filtre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	--	-	-	-	-	-	-	-	--
	Filière	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100%	-	-	-	-	-	-	-	100%
13/05/2017	Mare	-	-	-	-	-	58%	59%	48%	77%	68%	-	-	-	59%	59%	59%	-	-
	Filtre	-	-	-	-	-	93%	-	-	-	-	-	-	-	95%	-	-	-	-
	Filière	-	-	-	-	-	97%	-	-	-	-	-	-	-	98%	-	-	-	-

Annexe 10. Résultats des quatre campagnes de bio-essais en %

Toxicité générale											
Campagne	Echantillon	pH	Conductivité mS	IP 1 (AG)	IP 2 (NR)	Algue (WTS14)	Algue (CW15)	Septoria	Levure sauvage (S.c)	Levure Mutée (S.c)	Cell Hum (PBMC)
27/05/2016	Eaux pluviales	5.71	0.08	3	-8	-33	-31	61	-80	-55	-29
	Intermédiaire	5.5	0.08	4	8	-20	-30	-7	-82	-62	-33
	Sortie filtre	5.62	0.26	-2	-39	-70	-28	26	-88	-86	-24
12/09/2016	Entrée mare	7.44	0.37	3	2	-33	-73	-42	-86		23
	Sortie mare	7.38	0.36	4	4	-35	34*	-1	-87		-14
	Sortie filtre	7.76	0.56	8	-40*	-57	35*	-7	4		-14
	Mare naturelle	7.89	0.58	-3	-23	-61*	39*	-1	26		-2
07/12/2016	Entrée mare	6.55		1	10	124,4*	-77		-74		-55
	Sortie Filtre	7		5	-29	86,5*	-57*		-48		13
	Mare naturelle	6.7		1	-29	132,6*	-75		-26		-6
28/06/2017	Eaux pluviales	6.33	0.1	11	1	-2,3	250,8	1677	10	412	16
	Intermédiaire	6.6	0.5	-11	-67	-28,26	31,8	-192	-48	-97	16
	Sortie filtre	6.7	0.18	5	-29	-9,42	115,2	641	-29	-56	13
31/05/2018	Eaux pluviales	7.09	0.17	18	8	2,1	1,3	60	23	-14	-18
	Intermédiaire	7.58	0.18	-3	-7	1,5	-28.9	25	725		0
	Sortie filtre	7.64	0.48	17	-25	-3,2	-90.8	-36	-3	-41	8
24/07/2018	Mare	6.4	0.95	13	7	-3,1		104	42	-11	13
	Filtre	7.0	0.31	-4	-27	-6,3		185	20	-26	-3

Perturbation endocrinienne							
Campagne	Echantillon	Œstrogène Agoniste	Œstrogène Antagoniste	Thyroïdien Agoniste	Thyroïdien Antagoniste	Androgène Agoniste	Androgène Antagoniste
27/05/2016	Eaux pluviales	7,37	85,03	4,91	122,75	3,55	157,06

	Intermédiaire	62,67	57,51	4,38	132,33	5,99	158,54
	Sortie filtre	-24,64	81,44	-7,20	98,16	0,62	95,20
12/09/2016	Entrée mare	96,40	109,57	12,37	156,14	-3,19	99,93
	Sortie mare	102,18	103,55	13,71	139,71	-4,08	93,03
	Sortie filtre	99,11	136,55	7,45	99,19	-1,68	83,90
	Mare naturelle	108,68	137,62	2,99	103,65	-1,62	82,03
07/12/2016	Entrée mare	127,03	119,52	-0,34	131,56	12,56	116,74
	Sortie Filtre	16,85	75,89	2,23	120,05	2,30	128,59
	Mare naturelle	114,22	127,50	2,03	154,23	-3,36	117,72
28/06/2017	Eaux pluviales	17,50	98,46	-4,92	125,15	-0,28	79,61
	Intermédiaire	6,25	66,47	-14,81	70,68	2,03	86,48
	Sortie filtre	10,03	105,36	-3,36	124,49	2,66	96,08
31/05/2018	Entrée mare	12,66	109,67	1,92	160,01	0,36	97,63
	Sortie mare	29,84	109,92	1,27	163,31	1,29	96,91
	Sortie filtre	7,78	116,68	5,18	146,06	-0,32	51,97
24/07/2018	Mare	20,67	130,38	2,67	101,17	0,27	92,81
	Filtre	10,57	129,87	1,31	98,29	0,32	98,34

Génotoxicité				
Campagne	Echantillon	Cellules humaines Achn	Cellules humaines LST174	Rec A
27/05/2016	Eaux pluviales	1,09	0,88	0,016
	Intermédiaire	0,84	0,77	-0,047
	Sortie filtre	1,29	0,94	0,056
12/09/2016	Entrée mare	1,46	0,83	1,858
	Sortie mare	1,02	0,79	1,356
	Sortie filtre	1,25	1,02	0,505

	Mare naturelle	1,36	0,90	1,180
07/12/2016	Entrée mare	0,96	0,84	-2,583
	Sortie Filtre	1,14	0,87	13,624
	Mare naturelle	1,04	0,94	3,890
28/06/2017	Eaux pluviales	1,17	0,92	-0,124
	Sortie mare	0,99	1,31	-0,401
	Sortie filtre	1,05	0,86	-0,215
31/05/2018	Eaux pluviales	2,19*	0,91	-5
	Sortie mare	1,21	1,00	7
	Sortie filtre	1,80	0,97	-6
24/07/2018	Mare	1,00	0,52	-72
	Filtre	0,91	0,61	-70

* évalué à 30 % de dilution cet échantillon, à l'inverse des autres échantillons du même lot, exprime un potentiel génotoxique non négligeable,

Annexe 11. Résultats de la modélisation des flux de micropolluants en entrée du système de traitement pour 105 évènements pluvieux déversants

Evènement pluvieux	Volume ruisselé expérimental (m3)	Flux en entrée du système (mg)						
		Zn	Cr	Cu	Pb	Ni	Cd	Somme HAP
1	9	5731	60	726	787	77	10	22378
2	9	6192	65	785	851	83	11	24179
3	10	6258	66	793	860	84	11	24436
4	8	5072	53	643	697	68	9	19806
5	321	211159	2221	26754	29004	2821	384	824528
6	131	86257	907	10929	11848	1152	157	336813
7	166	109199	1149	13836	14999	1459	199	426397
8	9	6008	63	761	825	80	11	23461
9	10	6258	66	793	860	84	11	24436
10	36	23826	251	3019	3273	318	43	93036
11	19	12186	128	1544	1674	163	22	47585
12	15	10079	106	1277	1384	135	18	39354
13	9	6126	64	776	841	82	11	23921
14	18	12121	127	1536	1665	162	22	47328
15	11	7180	76	910	986	96	13	28037
16	4	2898	30	367	398	39	5	11318
17	7	4875	51	618	670	65	9	19034
18	41	26744	281	3389	3674	357	49	104431
19	20	13109	138	1661	1801	175	24	51187
20	13	8498	89	1077	1167	114	15	33181
21	17	11001	116	1394	1511	147	20	42956
22	7	4413	46	559	606	59	8	17234
23	2	1317	14	167	181	18	2	5144
24	10	6851	72	868	941	92	12	26751
25	8	5336	56	676	733	71	10	20835
26	4	2371	25	300	326	32	4	9260
27	15	9881	104	1252	1357	132	18	38583
28	11	7510	79	951	1031	100	14	29323
29	1	922	10	117	127	12	2	3601
30	36	23912	251	3030	3284	319	44	93370
31	1	593	6	75	81	8	1	2315
32	16	10342	109	1310	1421	138	19	40383
33	4	2767	29	351	380	37	5	10803
34	9	5731	60	726	787	77	10	22378
35	1	922	10	117	127	12	2	3601
36	3	1779	19	225	244	24	3	6945
37	17	11067	116	1402	1520	148	20	43213
38	18	11659	123	1477	1602	156	21	45528
39	3	1844	19	234	253	25	3	7202

40	29	18906	199	2395	2597	253	34	73822
41	1	856	9	109	118	11	2	3344
42	13	8300	87	1052	1140	111	15	32410
43	4	2557	27	324	351	34	5	9985
44	13	8403	88	1065	1154	112	15	32813
45	7	4282	45	543	588	57	8	16722
46	9	6113	64	775	840	82	11	23870
47	2	1519	16	192	209	20	3	5931
48	11	6954	73	881	955	93	13	27153
49	4	2959	31	375	406	40	5	11554
50	2	1389	15	176	191	19	3	5422
51	1	852	9	108	117	11	2	3328
52	13	8566	90	1085	1177	114	16	33447
53	4	2854	30	362	392	38	5	11145
54	13	8649	91	1096	1188	116	16	33771
55	3	2149	23	272	295	29	4	8392
56	5	2987	31	378	410	40	5	11662
57	14	9495	100	1203	1304	127	17	37075
58	10	6319	66	801	868	84	11	24675
59	3	2156	23	273	296	29	4	8417
60	14	9426	99	1194	1295	126	17	36806
61	25	16567	174	2099	2276	221	30	64691
62	48	31755	334	4023	4362	424	58	123994
63	4	2898	30	367	398	39	5	11318
64	153	100789	1060	12770	13844	1346	183	393560
65	1	593	6	75	81	8	1	2315
66	12	7971	84	1010	1095	106	15	31123
67	1	856	9	109	118	11	2	3344
68	73	48061	505	6089	6602	642	87	187667
69	7	4545	48	576	624	61	8	17748
70	2	1581	17	200	217	21	3	6173
71	5	3030	32	384	416	40	6	11832
72	18	11528	121	1461	1583	154	21	45013
73	57	37536	395	4756	5156	501	68	146571
74	2	1186	12	150	163	16	2	4630
75	39	25446	268	3224	3495	340	46	99361
76	56	36663	386	4645	5036	490	67	143160
77	69	45281	476	5737	6220	605	82	176812
78	83	54454	573	6899	7480	727	99	212632
79	2	1581	17	200	217	21	3	6173
80	21	13570	143	1719	1864	181	25	52987
81	45	29379	309	3722	4035	392	53	114720
82	1	593	6	75	81	8	1	2315
83	11	7312	77	926	1004	98	13	28551
84	34	22605	238	2864	3105	302	41	88267

85	245	161489	1698	20461	22182	2157	294	630577
86	1	922	10	117	127	12	2	3601
87	3	1910	20	242	262	26	3	7459
88	63	41500	436	5258	5700	554	76	162048
89	4	2437	26	309	335	33	4	9517
90	13	8726	92	1106	1199	117	16	34074
91	4	2767	29	351	380	37	5	10803
92	7	4677	49	593	642	62	9	18263
93	2	1449	15	184	199	19	3	5659
94	25	16666	175	2112	2289	223	30	65076
95	14	9025	95	1143	1240	121	16	35239
96	26	17390	183	2203	2389	232	32	67906
97	5	3360	35	426	461	45	6	13118
98	10	6785	71	860	932	91	12	26494
99	7	4758	50	603	653	64	9	18577
100	6	4021	42	509	552	54	7	15700
101	6	3687	39	467	506	49	7	14398
102	5	3125	33	396	429	42	6	12204
103	7	4937	52	626	678	66	9	19278
104	11	7045	74	893	968	94	13	27510
105	85	55866	588	7078	7674	746	102	218145

Annexe 12. Erreurs relatives calculées pour les métaux totaux et la somme des HAP (max : erreur relative calculée avec la valeur théorique maximale ; moy : erreur relative calculée avec la valeur théorique moyenne ; min : erreur relative calculée avec la valeur théorique minimale)

	Zn			Cr			Cu			Pb			ΣHAP		
	Max	Moy	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy	Min
04/10/2015	1403 %	411 %	- 89 %	247 %	180 %	151 %	313 2%	158 5%	157 %	8867 %	355 3%	202 8%	195904 6%	186755 3%	179131 2%
09/12/2015	1124 %	316 %	- 91 %	248 %	180 %	152 %	313 9%	158 9%	157 %	8888 %	356 1%	203 2%	341175 5%	325241 9%	311964 4%
23/02/2015	1151 %	326 %	- 91 %	144 %	97% %	77% %	217 7%	108 7%	81 %	6217 %	247 3%	139 9%	148714 4%	141768 8%	135981 1%
25/03/2015	143 %	- 17 %	- 98 %	- 22% %	- 37% %	- 44% %	134 6%	654 %	15 %	3913 %	153 5%	852 %	106900 5%	101907 7%	977472 %
26/04/2016	882 %	234 %	- 93 %	214 %	153 %	127 %	282 6%	142 5%	132 %	8017 %	320 7%	182 6%	216229 9%	206131 4%	197716 3%
23/05/2016	168 %	-9% %	- 98 %	14% %	-8% %	- 17% %	963 %	454 %	- 16 %	2849 %	110 1%	600 %	107257 4%	102248 0%	980736 %
21/10/2016	1190 %	339 %	- 90 %	244 %	177 %	149 %	310 2%	156 9%	154 %	8785 %	351 9%	200 8%	194103 2%	185038 0%	177484 0%
28/02/2017	1589 %	475 %	- 87 %	410 %	311 %	269 %	465 0%	237 6%	277 %	1308 0%	526 9%	302 7%	201125 9%	191732 7%	183905 4%
21/03/2017	516 %	110 %	- 95 %	119 %	76% %	59% %	193 9%	963 %	62 %	5558 %	220 5%	124 2%	987419 %	941301 %	902871 %
26/04/2017	452 %	88 %	- 96 %	117 5%	928 %	824 %	302 1%	152 7%	148 %	7989 %	319 5%	181 9%	307412 %	293051 %	281084 %
04/05/2017	1093 %	306 %	- 91 %	207 5%	165 3%	147 5%	359 6%	182 6%	194 %	1633 2%	659 4%	379 9%	416284 5%	396843 3%	380642 9%
13/05/2017	1219 %	349 %	- 90 %	844 %	661 %	584 %	277 0%	139 6%	128 %	5369 %	212 8%	119 8%	205754 9%	196145 5%	188138 0%
03/06/2017	1133 %	320 %	- 91 %	128 6%	101 7%	904 %	155 1%	760 %	31 %	5252 %	208 0%	117 0%	217586 4%	207424 5%	198956 6%

**AGENCE FRANÇAISE
POUR LA BIODIVERSITÉ**
MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT

AFB
Hall C – Le Nadar
5, square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
<http://www.afbiodiversite.fr>

Laboratoire ICUBE

2 Rue Boussingault
67000 Strasbourg
03 68 85 45 54
<https://icube.unistra.fr/>