



HAL
open science

Des parkings perméables végétalisés pour une gestion durable des eaux pluviales urbaines - Evaluation expérimentale et développement d'un outil d'aide à la conception

Lucie Varnède

► To cite this version:

Lucie Varnède. Des parkings perméables végétalisés pour une gestion durable des eaux pluviales urbaines - Evaluation expérimentale et développement d'un outil d'aide à la conception. Environnement et Société. Université Paris-Est, 2020. Français. NNT : 2020PESC1025 . tel-03413338

HAL Id: tel-03413338

<https://theses.hal.science/tel-03413338v1>

Submitted on 3 Nov 2021

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

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

THÈSE DE DOCTORAT

Présentée pour l'obtention du titre de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ PARIS-EST

Spécialité : Sciences et Techniques de l'Environnement

**Des parkings perméables végétalisés pour une gestion durable
des eaux pluviales urbaines – Évaluation expérimentale et
développement d'un outil d'aide à la conception**

Présentée par Lucie VARNÈDE

Sous la direction de Marie-Christine GROMAIRE

Thèse soutenue le 12 Novembre 2020

Membres du jury :

Adrien WANKO	Professeur, ENGEES, France	Président du Jury
Sylvie BARRAUD	Professeure, INSA Lyon, France	Rapporteur
Fabrice RODRIGUEZ	Ingénieur des TPE, UGE, France	Rapporteur
Sophie DUCHESNE	Professeure, INRS, Canada	Examinatrice
Alexandra FINOTTI	Professeure, UFSC, Brésil	Examinatrice
David RAMIER	Chargé de recherche, Cerema, France	Co-encadrant
Pierre GEORGEL	PDG ECOVEGETAL, France	Co-encadrant
Marie-Christine GROMAIRE	Directrice de recherche, LEESU, France	Directrice de thèse

Cette thèse de doctorat a été préparée au sein des laboratoires du LEESU et du Cerema Île de France, et de l'entreprise ECOVEGETAL.

- LEESU (Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains) :

LEESU
École des Ponts ParisTech
6-8 avenue Blaise Pascal,
Cité Descartes - Champs sur Marne
77 455 Marne-La-Vallée Cedex 2

LEESU
Université Paris-Est Créteil UPEC
Faculté des Sciences et Technologie
61 avenue du Général de Gaulle
94010 Créteil Cedex

- Cerema (Centre d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement) :

Cerema Île de France
12 rue Teisserenc de Bort
78190 Trappes-en-Yvelines

- ECOVEGETAL :

ECOVEGETAL
Les Grandes Pièces
28410 Broué

AVERTISSEMENT :

Tout usage commercial des résultats de ce document est exclusif à la société ECOVEGETAL.

Les résultats sont spécifiques aux systèmes ECOVEGETAL mentionnés.

Toute publication doit faire l'objet d'une citation de la société ECOVEGETAL ainsi que des produits, des marques et dénominations commerciales cités dans le présent document.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes encadrants de thèse qui m'ont accordée leur confiance pour mener à bien le travail qui m'a été confié. Merci beaucoup à Marie-Christine Gromaire (directrice de thèse, directrice de recherche au LEESU) pour ses précieux conseils tout au long de la thèse, et un grand merci à David Ramier (chargé de recherche au Cerema) pour toute son aide pendant ces 4 années, ses conseils, et sa patience. Merci à vous pour vos relectures qui m'ont permis d'améliorer ce manuscrit. Merci à Pierre Georgel (président directeur général d'ECOVEGETAL®) pour son intérêt porté à mon travail, sa patience et ses connaissances.

Je remercie tous les membres de mon jury, Sylvie Barraud, Fabrice Rodriguez, Sophie Duchesne, Adrien Wanko et Alexandra Finotti, d'avoir accepté de juger de mon travail.

Je remercie aussi les membres de mon comité de suivi de thèse : Béatrice Béchet (Ifsttar), Laurent Lassabatère (LEHNA) et Philippe Branchu (Cerema) pour leurs conseils et pour m'avoir rassurée et remotivée quand la frustration était trop présente.

Merci également à toutes les personnes qui m'ont aidé de près ou de loin dans mon travail. Chez ECOVEGETAL, je remercie Laura Carrillo pour l'intérêt porté à mon travail, son aide pour le suivi des parkings de Broué et sa gentillesse, et Eric Gaudin pour son savoir-faire de bricoleur et ses bonnes idées. Au Cerema, je tiens à remercier Didier Gallis pour ses conseils avisés et son aide sur le terrain, Jean-François Durmont qui m'a régulièrement accompagnée sur le terrain et, Cédric Payet pour m'avoir aussi accompagné sur le terrain et pour sa gentillesse, et les membres du laboratoire de chimie Laurent Meffray, Camille Mingoïa qui est devenue mon amie, Arthur Guibert et Isabelle Soubeyrand pour leur aide et leurs conseils. Je n'ai malheureusement pas eu l'occasion de croiser beaucoup de monde au LEESU mais je tiens à remercier Lila Boudhamane, Chandirane Partibane et Emilie Caupos pour m'avoir accueillie dans leur laboratoire de Créteil lors du pré-traitement des échantillons, pour m'avoir montré une partie de leur savoir-faire et pour leur gentillesse.

Je tiens à dire un grand merci à mes stagiaires Merhnaz Zardari, Elodie Hounhozoukou et Yuyin Wu pour leur aide très appréciable, leur travail qui m'ont fait gagner un temps précieux et leur curiosité.

Un grand merci aussi à Sara Lerey, ma collègue de bureau au Cerema pour sa gentillesse, sa bonne humeur et pour m'avoir remonté le moral. Je n'oublie pas toutes les personnes que j'ai côtoyées plus ou moins régulièrement pendant ces 4 ans (au Cerema, chez ECOVEGETAL, au LEESU et ailleurs), même si leur nom n'apparaît pas ici. Vous m'avez beaucoup apporté et j'ai apprécié vous rencontrer et partager des moments conviviaux avec vous.

Je tiens à dire un grand merci à ma famille qui a été un grand soutien, pas seulement pendant ces 4 années mais depuis toujours. Sans vous je n'en serais pas là aujourd'hui. Merci de m'avoir soutenue et encouragée dans les moments de doutes. Je ne pourrais jamais vous remercier assez pour tout ce que vous m'apportez.

Et enfin, je tiens à remercier tous ceux qui liront cette thèse. Bonne lecture à vous !

Résumé

Le parking perméable est une technique alternative de gestion des eaux pluviales à la source. Il est capable d'infiltrer directement l'eau de pluie, et d'ainsi diminuer le ruissellement en surface et le volume d'eau collecté par les réseaux d'assainissement urbains. Les concentrations de certains polluants (nutriments, Cu, Zn, Pb) se trouvent réduites, mais un manque d'observations sur la rétention des micropolluants organiques a été constaté dans la littérature. Les études sur les parkings perméables de types végétalisés sont aussi très parcellaires, voire inexistantes dans le domaine de la modélisation, qui représente pourtant un outil indispensable pour l'aménagement urbain. Ce travail de thèse s'intéresse donc à évaluer les performances hydrologiques et de rétention des polluants de différents types de parkings perméables développés par la société ECOVEGETAL®, dans le cadre d'une collaboration CIFRE avec les laboratoires du LEESU et du Cerema Île de France, et du projet de recherche Roulépur qui vise à évaluer, en conditions réelles, des solutions de maîtrise à la source de la contamination des eaux de voirie et de parking.

Le suivi hydrologique *in situ* de trois places de parkings perméables de 13,26 m² (1 minéral et 2 végétalisés) et d'un parking perméable végétalisé de 630 m² a souligné une capacité de rétention d'eau importante des systèmes végétalisés (coefficients d'écoulements (CE) compris entre 0,09 et 0,42), ainsi qu'une capacité à écrêter les débits impliquant une réduction des pics de débits (médianes comprises entre 76 et 84 %).

Les données hydrologiques ont aussi servi au calage du modèle SWMM pour évaluer sa capacité à reproduire le comportement hydrologique des parkings perméables végétalisés. Pour un des systèmes végétalisés (ECOVEGETAL® Mousses), le calage a permis d'obtenir un jeu de paramètres permettant d'avoir des indicateurs de performances (CE, abattements des hauteurs d'eau, abattements des débits de pointe, etc.) similaires entre les données simulées et observées. Pour le second système végétalisé (ECOVEGETAL® Green), SWMM n'a pas réussi à reproduire le comportement du parking, ce qui semble s'expliquer par la manière dont les couches sont reproduites dans le modèle et un manque de discrétisation des calculs dans chaque couche.

En ce qui concerne la qualité des eaux, malgré quelques polluants émis par les matériaux et par le drain en PVC (Na, K, Ca, As, Cr, Mo, Sr, V, BPA, NP et NP1EC), le parking perméable végétalisé étudié a montré un bon abattement des concentrations d'une partie des polluants grâce à la filtration des particules (MES : 88 %, Cu : 49 %, Σ 16HAP : 82 %, DEHP : 90 %). Cependant, l'analyse des polluants dans la phase dissoute montre une augmentation des concentrations en sortie de parking perméable pour une partie des polluants (NO₃⁻ : - 206%, Cu : - 8%, DNP : - 12%. L'atout majeur du parking perméable réside dans sa capacité de rétention d'eau, qui permet un abattement des masses événementielles (entre 22 et 99 %) et annuelles (entre 57 et 100 %) de presque tous les polluants étudiés, excepté pour K et Mo. Des tests en colonnes de structures de parkings alternatives, visant une meilleure rétention des polluants, notamment en phase dissoute, soulignent encore l'importance de la rétention d'eau dans la rétention des masses de polluants. Ainsi, l'ajout de matière organique et d'une natte à rétention d'eau, bien que sources de contaminants également (Na, K, Mg, Ca, Cu, Mo, NP, Ba, DEHP, OP1EO pour la MO et HAPs, OP1EO, NP1EC, NP1EO et NP2EO pour la natte), a amélioré

la capacité de rétention d'eau (notamment avec la natte à rétention d'eau) et par conséquent encore diminué les masses de polluants en sortie de colonnes.

A l'avenir, il serait intéressant de continuer le travail de modélisation initié dans cette thèse, et de pousser plus loin la caractérisation des matériaux pour mieux comprendre leur rôle dans la rétention d'eau et de polluants, et améliorer ces performances le cas échéant.

Mots clés : parking perméable végétalisé ; gestion de l'eau à la source ; pollution/dépollution ; modélisation

Abstract

Permeable parking is an alternative technique for managing rainwater at the source. It is capable of directly infiltrating rainwater, thus reducing surface runoff and the volume of water collected by urban collection networks. The concentrations of certain pollutants (nutrients, Cu, Zn, Pb) are reduced, but a lack of observations on the retention of organic pollutants has been observed in the literature. Studies on permeable parking lots of vegetated types are also very patchy or even non-existent in the field of modelling, which is an indispensable tool for urban management. Therefore this PhD thesis is evaluating the hydrological and pollutant retention performances of different types of permeable parking lots developed by the company ECOVEGETAL[®], in the framework of a CIFRE collaboration with the laboratories of LEESU and Cerema Île de France, and of the Roulépur research project, which aims to evaluate, under real conditions, solutions for controlling the source of contamination of road and parking lot water.

In situ hydrological monitoring of three 13.26 m² permeable parking spaces (1 with gravels and 2 with vegetation) and one 630 m² green permeable parking lot, highlighted a significant water retention capacity from the vegetated systems (flow coefficients between 0.09 and 0.42), as well as a capacity to reduce flows during an event, implying a reduction in peak flows (medians between 76 and 84%) and longer flushing times (up to several tens of days).

Hydrological data were also used to calibrate the SWMM model to assess its ability to reproduce the hydrological behaviour of green permeable parking lots. For one of the vegetated systems (ECOVEGETAL[®] Mousses), the calibration provided a set of parameters allowing to have similar performance indicators (flow coefficient, water level abatement, peak flow abatement, etc.) between the simulated and observed data. For the second vegetated system (ECOVEGETAL[®] Green), SWMM was unable to reproduce the behaviour of the parking lot, which seems to be explained by the way the layers are reproduced in the model.

Regarding water quality, despite some pollutants emitted by the materials and the PVC drain (Na, K, Ca, As, Cr, Mo, Sr, V, BPA, NP and NP1EC), the green permeable parking lot showed a good reduction in the concentrations of some of the pollutants thanks to particle filtration (TSS: 88%, Cu: 49%, Σ 16PAH: 82%, DEHP: 90 %). However, the analysis of the pollutants in the dissolved phase, shows an increase in the concentrations at the exit of the permeable parking lot for some pollutants (NO₃⁻: - 206%, Cu: - 8%, DNP: - 12%). The major advantage of the permeable parking lot lies in its water retention capacity, which allows pollutant loading reduction almost all the pollutants (22 to 99% at the event scale and of 57 to 100 % at the annual scale), except for K and Mo. Column tests of alternative green permeable parking lot, aimed at a better retention of pollutants, particularly in the dissolved phase, further underline the importance of water retention in the retention of pollutant loading. The addition of organic matter and a water retention mat, although also sources of contaminants (Na, K, Mg, Ca, Cu, Mo, NP, Ba, DEHP, OP1EO for organic matter and PAHs, OP1EO, NP1EC, NP1EO and NP2EO for the mat), improved the water retention capacity (especially with the water retention mat) and consequently further decreased the pollutant loading.

In the future, it would be interesting to continue the modeling work initiated in this thesis, and to further characterize the materials in order to better understand their role in water and pollutant retention, and to improve these performances.

Keywords : green permeable pavement ; stormwater management ; pollution/remediation ; modelling

Titre de la thèse en anglais : Green permeable parking lot for sustainable stormwater management - Experimental assessment and development of a design support tool

Table des matières

REMERCIEMENTS	5
RESUME.....	7
ABSTRACT	9
TABLE DES MATIERES	11
LISTE DES ABREVIATIONS	16
INTRODUCTION GENERALE	20
CHAPITRE 1 : ETAT DE L'ART SUR LES PARKINGS PERMEABLES	26
1.1. Description d'un parking perméable	26
1.2. Les différents types de parkings perméables.....	28
1.3. Etat de l'art sur les performances hydrologiques des parkings perméables	37
1.3.1. Performances hydrologiques en termes de rétention d'eau.....	37
1.3.2. Performances hydrologiques en termes de dynamique des débits	42
1.3.3. Conclusions sur les performances hydrologiques des parkings perméables dans la littérature	43
1.4. Qualité des eaux des parkings et voiries imperméables.....	44
1.4.1. Paramètres globaux et éléments majeurs.....	44
1.4.2. Eléments traces métalliques (ETM).....	45
1.4.3. Hydrocarbures.....	46
1.4.4. Bisphénol A, alkylphénols et phtalates.....	47
1.4.5. Conclusions sur la qualité des eaux de parkings et de voiries imperméables	48
1.5. Qualité des eaux issues des parkings perméables.....	48
1.5.1. Les différents processus en jeu dans les sols pour la rétention/dégradation des polluants	48
1.5.2. Les matières en suspension.....	50
1.5.3. Les éléments nutritifs	52
1.5.4. Les métaux	55
1.5.5. Les hydrocarbures totaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	58
1.5.6. Bisphénol A et alkylphénols.....	60
1.5.7. Conclusions sur la qualité des eaux de parkings perméables.....	60
1.6. Enjeux de l'étude des parkings perméables végétalisés.....	61
CHAPITRE 2 : METHODOLOGIE DE SUIVI IN SITU.....	64
2.1. Description des sites d'études	64
2.1.1. Places expérimentales de Broué	64
2.1.2. Parking perméable végétalisé et parking référence de Villeneuve-le-Roi.....	67
2.2. Caractérisation physico-chimique des matériaux utilisés pour les parkings perméables.....	71
2.2.1. Densité apparente.....	72
2.2.2. Granulométrie.....	73
2.2.3. Capacité maximale en eau (CME).....	75
2.2.4. Paramètres chimiques.....	77
2.2.5. Conclusions sur les caractéristiques physico-chimiques des matériaux.....	79
2.3. Dispositifs métrologiques	79
2.3.1. Mesures pluviométriques.....	79
2.3.2. Mesures des paramètres nécessaires à l'estimation de l'évapotranspiration potentielle	80
2.3.3. Mesures des débits	82
2.3.4. Prélèvements des échantillons d'eau.....	83
2.4. Méthodes d'analyse des échantillons.....	85
2.5. Validations des données et sources d'erreur.....	87
2.5.1. Données hydrologiques.....	87
2.5.1.1. Sources d'erreurs potentielles	87
2.5.1.2. Validations des données hydrologiques	89
2.5.1.3. Prétraitement des données	89
2.5.2. Données de qualité de l'eau	89
2.5.2.1. Blancs de terrain	90
2.5.2.2. Validations des résultats d'analyses	92
2.6. Bilan sur les données disponibles	92
2.6.1. Données hydrologiques.....	92

2.6.1.1.	Broué	92
2.6.1.2.	Villeneuve-le-Roi	94
2.6.1.3.	Evapotranspiration potentielle (ETP)	95
2.6.2.	Données de qualité de l'eau	95
2.7.	<i>Définition des indicateurs de performance hydrologique</i>	97
2.8.	<i>Séparation des chroniques de données en événements hydrologiques</i>	100
2.9.	<i>Caractérisation de la pluviométrie et de l'évapotranspiration potentielle des 2 sites sur la période d'étude</i>	102
2.9.1.	Description des pluies	102
2.9.2.	Description de l'évapotranspiration potentielle	107
2.10.	<i>Conclusions</i>	108
CHAPITRE 3 :	PERFORMANCES HYDROLOGIQUES DES PARKINGS PERMEABLES DE BROUE ET DE VILLENEUVE-LE-ROI	110
3.1.	<i>Caractérisation des événements hydrologiques</i>	110
3.2.	<i>Résultats</i>	118
3.2.1.	Coefficients d'écoulement et abattements des hauteurs d'eau	118
3.2.1.1.	Résultats à l'échelle de la période totale	118
3.2.1.2.	Résultats à l'échelle mensuelle	121
3.2.1.3.	Résultats à l'échelle événementielle	125
3.2.2.	Abattements des débits de pointe	132
3.2.3.	Courbes Débit – Durée – Fréquence (QDF)	134
3.2.4.	Courbes de débits classés	136
3.2.4.1.	En fonction du temps	136
3.2.4.2.	En fonction du volume d'eau écoulé total	139
3.2.5.	Temps de vidange	140
3.3.	<i>Discussions et conclusions sur les performances hydrologiques des parkings perméables</i>	142
CHAPITRE 4 :	MODELISATION DES PARKINGS PERMEABLES VEGETALISES	144
4.1.	<i>Etat de l'art sur la modélisation des parkings perméables</i>	144
4.1.1.	Classification des modèles	144
4.1.1.1.	Les modèles empiriques	144
4.1.1.2.	Les modèles conceptuels	145
4.1.1.3.	Les modèles mécanistes	146
4.1.1.4.	Choix du type de modèle	146
4.1.2.	Modèles conceptuels appliqués aux parkings perméables	147
4.1.2.1.	Usages des logiciels de modélisation	147
4.1.2.2.	Représentation des parkings perméables dans les logiciels de modélisation	149
4.1.2.3.	Processus modélisés et équations utilisées	152
4.1.2.4.	Conclusions sur la modélisation des parkings perméables dans la littérature	160
4.1.3.	Choix d'un logiciel à tester pour les parkings perméables végétalisés	161
4.2.	<i>Base de données utilisée</i>	162
4.3.	<i>Représentation des parkings perméables dans SWMM et paramétrisation</i>	165
4.3.1.	Représentation des 3 places de parkings perméables dans SWMM	165
4.3.2.	Définition du bassin versant	166
4.3.3.	Représentation des couches	167
4.3.3.1.	ECOVEGETAL® Mousses	167
4.3.3.2.	ECOVEGETAL® Green	167
4.3.3.3.	ECOMINERAL®	168
4.4.	<i>Calage des paramètres et analyse de sensibilité</i>	170
4.5.	<i>Résultats et discussions</i>	171
4.5.1.	ECOVEGETAL® Mousses	171
4.5.1.1.	Calage et analyse de sensibilité	171
4.5.1.2.	Comparaison des indicateurs de performances hydrologiques	176
4.5.2.	ECOVEGETAL® Green	185
4.5.2.1.	Calage du coefficient modulateur de l'évapotranspiration (k)	185
4.5.2.2.	Calage et analyse de sensibilité des paramètres de la couche de sol et de la teneur en eau initiale	186
4.5.3.	ECOMINERAL®	192
4.5.3.1.	Calage du coefficient modulateur de l'ETP (k)	192

4.5.3.2.	Calage et analyse de sensibilité des paramètres de la couche de sol et de la teneur en eau initiale	194
4.5.3.3.	Comparaison des indicateurs de performances hydrologiques.....	198
4.6.	<i>Conclusions sur la modélisation des parkings perméables ECOVEGETAL® avec SWMM</i>	205
CHAPITRE 5 :	EVALUATION DE L'EFFICACITE DU PARKING PERMEABLE VEGETALISE DE VILLENEUVE-LE-ROI POUR LA REDUCTION DES FLUX POLLUANTS.....	208
5.1.	<i>Rappels des objectifs</i>	208
5.2.	<i>Méthodologie d'exploitation des résultats</i>	209
5.2.1.	Abattement des concentrations événementielles ($E_{C,ev}$).....	210
5.2.2.	Masses événementielles ($M_{ev/BV}$)	211
5.2.3.	Abattement des masses événementielles ($E_{M,ev}$)	211
5.2.4.	Masses annuelles ($M_{an/BV}$)	211
5.2.5.	Abattement des masses annuelles ($E_{M,an}$)	212
5.3.	<i>Caractérisation des eaux de ruissellement du parking référence</i>	213
5.3.1.	Paramètres globaux et éléments majeurs	213
5.3.2.	Eléments traces métalliques (ETM)	214
5.3.3.	Hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbure aromatiques polycycliques (HAP)	221
5.3.4.	Alkylphénols et bisphénol A	223
5.3.5.	Phtalates.....	223
5.3.6.	Conclusions sur la contamination des eaux de ruissellement du parking référence.....	224
5.4.	<i>Efficacité d'abattement des concentrations en micropolluants</i>	224
5.4.1.	Paramètres globaux et éléments majeurs	224
5.4.2.	Eléments traces métalliques	226
5.4.3.	Hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	229
5.4.4.	Alkylphénols et bisphénol A	231
5.4.5.	Phtalates.....	233
5.4.6.	Conclusions sur l'efficacité d'abattement des concentrations.....	233
5.5.	<i>Evaluation des masses de polluants</i>	237
5.5.1.	Masses de polluants événementielles.....	237
5.5.1.1.	Eléments majeurs	237
5.5.1.2.	Eléments traces métalliques (ETM)	243
5.5.1.3.	Hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs).....	243
5.5.1.4.	Alkylphénols et bisphénol A.....	244
5.5.1.5.	Phtalates	244
5.5.1.6.	Conclusions sur l'efficacité d'abattement des masses événementielles	244
5.5.2.	Masses annuelles	245
5.5.2.1.	Eléments majeurs	246
5.5.2.2.	Eléments traces métalliques (ETM)	251
5.5.2.3.	Hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	251
5.5.2.4.	Alkylphénols et bisphénol A.....	252
5.5.2.5.	Phtalates	252
5.5.2.6.	Conclusions sur l'abattement des masses annuelles	252
5.6.	<i>Conclusions sur les performances épuratoires des parkings perméables végétalisés</i>	253
CHAPITRE 6 :	EVALUATION DE SOLUTIONS INNOVANTES DE PARKINGS PERMEABLES VEGETALISES	254
6.1.	<i>Contexte et objectifs</i>	254
6.2.	<i>Etat de l'art sur les solutions d'amélioration des performances de rétention des polluants des parkings perméables</i>	254
6.2.1.	Les matériaux adsorbants	255
6.2.1.1.	Les types de matériaux adsorbants	255
6.2.1.2.	Efficacité d'adsorption des micropolluants par des matériaux adsorbants.....	260
6.2.2.	Couplage du processus d'adsorption avec la filtration des particules.....	272
6.2.2.1.	Cas des géotextiles	272
6.2.2.2.	Etudes in situ	272
6.2.3.	La dégradation des polluants	274
6.2.3.1.	Les métaux.....	274
6.2.3.2.	Les polluants organiques	275
6.2.4.	Conclusions sur la possibilité d'améliorer la rétention des polluants	276

6.3.	<i>Dispositif métrologique et méthodologie de suivi</i>	277
6.3.1.	Description des colonnes	277
6.3.1.1.	Choix des matériaux adsorbants	277
6.3.1.2.	Mise en œuvre	277
6.3.2.	Simulation d'une pollution chronique	282
6.3.2.1.	Etat de l'art sur la vitesse d'accumulation des polluants sur un parking	282
6.3.2.2.	Collecte, conservation et application des particules polluées sur les colonnes	284
6.3.2.3.	Caractérisation des polluants appliqués sur les colonnes	285
6.3.3.	Suivi expérimental	289
6.3.3.1.	Suivi hydrologique	289
6.3.3.2.	Suivi de la qualité des eaux	290
6.4.	<i>Caractérisation physico-chimique des matériaux</i>	290
6.4.1.	Densité apparente	291
6.4.2.	Granulométrie	292
6.4.3.	Capacité maximale en eau (CME)	292
6.4.4.	Paramètres chimiques	293
6.4.5.	Conclusion sur les caractéristiques physico-chimiques des matériaux composant les colonnes	294
6.5.	<i>Validation et traitement des données</i>	294
6.5.1.	Validation des données	294
6.5.1.1.	Données hydrologiques	294
6.5.1.2.	Données de qualité des eaux	294
6.5.2.	Traitement des données	295
6.5.2.1.	Données hydrologiques	295
6.5.2.2.	Données de qualité des eaux	295
6.6.	<i>Bilan sur les données acquises</i>	296
6.6.1.	Données hydrologiques	296
6.6.2.	Données de qualité des eaux	299
6.7.	<i>Résultats et discussions</i>	300
6.7.1.	Performances hydrologiques	300
6.7.1.1.	Coefficients d'écoulement et abattements totaux	300
6.7.1.2.	Coefficients d'écoulement et abattements hebdomadaires	301
6.7.1.3.	Conclusions sur les performances de rétention d'eau des colonnes	307
6.7.2.	Qualité des eaux	308
6.7.2.1.	Concentrations issues des colonnes « non polluées »	308
6.7.2.2.	Concentrations et flux polluants issus des colonnes avec apports de polluants en surface	314
6.7.2.3.	Conclusions sur les performances de rétention des polluants	319
6.7.3.	Comparaison entre les colonnes et le site de Villeneuve-le-Roi	322
6.8.	<i>Conclusions sur les performances hydrologiques et de rétention des polluants des solutions de parkings perméables végétalisés améliorés</i>	324
	CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	328
	REFERENCES	336
	LISTE DES FIGURES	348
	LISTE DES TABLEAUX	355
	ANNEXE 1 : MESURE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DES MATERIAUX	359
	ANNEXE 2 : CALIBRATION D'UN PLUVIOMETRE	363
	ANNEXE 3 : METHODOLOGIE DE SEPARATION DES EVENEMENTS HYDROLOGIQUES	365
	ANNEXE 4 : FICHE PRODUIT DE LA NATTE A RETENTION D'EAU WSM 150 D'ECOVEGETAL®	369

Liste des abréviations

1MN	1-méthyl-naphthalène
2MN	2-méthyl-naphthalène
A	Anthracène
Acen	Acénaphthène
Acyl	Acénaphthylène
Al	Aluminium
AP	Alkylphénols
As	Arsenic
ASTM	American Society for Testing Material
Ba	Baryum
BaA	Benzo[a]anthracène
BaP	Benzo[a]pyrène
BbF	Benzo[b]fluoranthène
BkF	Benzo[k]fluoranthène
BMP	Best Management Practice
BPA	Bisphénol-A
BPer	Benzo[g,h,i]pérylène
C	Carbone
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
CDC	Courbe des débits classés
CE	Coefficient d'écoulement
CEC	Capacité d'échange cationique
Cerema	Centre d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement
Chry	Chrysène
CME	Charge Maximale en Eau
Co	Cobalt
Cor	Coronène
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
DahA	Dibenzo[a,h]anthracène
DBP	Dibutyle phtalate
DEHP	Bis(2-ethylhexyl) phtalate
DiBP	Di-isobuty phtalate
DMP	Diméthyl phtalate
DNP	Dinonyl dinonphtalate
DTS	Durée de Temps Sec
ENGEEES	École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg
ETM	Éléments Traces Métalliques
ETP	Évapotranspiration Potentielle
F	Fluorène
FAO	Food and Agriculture Organization

Fe	Fer
Fluo	Fluoranthène
Fnp	Colonne avec Fertilit® et non polluée
Fp	Colonne avec Fertilit® et polluée
HAP/PAH	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HT/TPH	Hydrocarbures Totaux
IFSTTAR	Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux
INRS	Institut National de la Recherche Scientifique
INSA Lyon	Institut National des Sciences Appliquées de Lyon
IP	Indeno[1,2,3-cd]pyrène
K	Potassium
K ₂ O	Oxyde de potassium
LEESU	Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains
LEHNA	Laboratoire d'Écologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés
LID	Low Impact Development
LQ	Limite de quantification
MES/TSS	Matières En Suspension
Mg	Magnésium
MgO	Oxyde de magnésium
Mn	Manganèse
MO	Matière Organique
Mo	Molybdène
Na	Sodium
NaO	Oxyde de sodium
Nap	Naphthalène
Ni	Nickel
NP	Nonylphénol
NP1EC	Nonylphénol carboéthoxylé
NP1EO	Nonylphénol monoéthoxylé
NP2EO	Nonylphénol diéthoxylé
NQE	Norme de Qualité Environnementale
OP	Octylphénols
OP1EO	Octylphénol monoéthoxylé
OP2EO	Octylphénol diéthoxylé
P	Phosphore
P ₂ O ₅	Pentoxyde de phosphore
PAE	Phtalate
Pb	Plomb
PEBD	Polyéthylène basse densité
PEHD/HDPE	Polyéthylène haute densité
Phen	Phénanthrène
PICP	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables
PP	Parking perméable de Villeneuve-le-Roi
PRéf	Parking référence en bitume imperméable de Villeneuve-le-Roi
PVC	Polychlorure de vinyle

Pyr	Pyrène
QDF	Courbes débit – durée – fréquence
Si	Silicium
Sr	Strontium
SUSTAIN	System for Urban Stormwater Treatment and Analysis Integrattion
SWMM	Storm Water Management Model
Ti	Titane
Tnp	Colonne témoin et non polluée
Tp	Colonne témoin et polluée
Tv	Temps de vidange
TVGEP	Conception des Toitures Végétalisées pour la Gestion des Eaux Pluviales urbaines
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UGE	Université Gustave Eiffel
V	Vanadium
WSMnp	Colonne avec natte à rétention d'eau WSM et non polluée
WSMp	Colonne avec natte à rétention d'eau WSM et polluée
Zn	Zinc

Introduction générale

Contexte général

Depuis plusieurs décennies, le développement des villes au profit des populations et de l'économie s'est fait au détriment de milieux naturels, agricoles et forestiers qui sont remplacés par du bitume et du béton. Cette imperméabilisation entraîne la suppression des sols qui infiltrent, filtrent et évaporent l'eau, impliquant un accroissement des ruissellements superficiels. Cette perturbation du cycle hydrologique naturel est à l'origine de phénomènes récurrents d'inondations urbaines lors de pluies importantes. La fréquence et l'intensité des inondations pourraient encore s'aggraver dans les prochaines années puisque les projections climatiques annoncent une augmentation des précipitations extrêmes en France (Ouzeau *et al.*, 2014) et que l'artificialisation des sols ne fait que s'accroître avec plus de 23 000 hectares de sols artificialisés en France en 2017-2018 (Observatoire national de l'artificialisation, 2020). De plus, des phénomènes dits "îlots de chaleur urbain" sont apparus avec le développement des villes, posant des problèmes de santé publique (allergies, problèmes respiratoires, etc.). L'imperméabilisation des sols influence aussi la qualité des eaux pluviales urbaines. En temps de pluie, les polluants provenant des activités anthropiques et déposés à la surface des sols sont lessivés. Ces flux de micropolluants organiques (hydrocarbures, phtalates, biocides, etc.) et minéraux (métaux lourds) peuvent conduire à une dégradation des milieux aquatiques récepteurs.

La réglementation incite maintenant à lutter contre ces perturbations. Avec la directive cadre sur l'eau (EC, 2000), l'union européenne a posé aux états membres des objectifs de bon état des milieux aquatiques qui conduit à l'élaboration en 2013 d'une liste de substances prioritaires à cibler (EC, 2013). En France, la loi ALUR (JORF, 2014) impose aux bâtiments commerciaux dont la surface au sol est supérieure à 1000 m² de construire des toits/parkings perméables ou végétalisés, favorisant l'infiltration et/ou l'évaporation des eaux pluviales. Cette législation est renforcée avec la loi sur la biodiversité (JORF, 2016), qui insiste sur l'utilisation de systèmes végétalisés, permettant de garantir la biodiversité et de préserver les fonctions écologiques des sols.

Depuis quelques années, la question se pose donc de trouver des solutions à faible impact environnemental afin d'améliorer la résilience des villes aux changements globaux (urbanisation, climat...) qui les affectent. Pour cela les villes montrent de plus en plus la volonté de développer des espaces verts pour améliorer le confort urbain, la qualité de l'air et la gestion de l'eau. Quelques études ont également montré que cette implantation de végétation dans les villes (parcs, parkings, toitures) permettait aussi de rafraîchir l'espace urbain (Onishi *et al.*, 2010; Scott *et al.*, 1999).

Pour répondre aux enjeux hydrologiques, environnementaux et législatifs, les villes ont ainsi commencé à adopter une politique de gestion à la source des eaux pluviales. Pour appliquer cela, différents types d'ouvrages, souvent végétalisés, sont à leur disposition et peuvent remplir différents objectifs hydrologiques, de réduction des flux polluants, écologiques et paysagers.

Parmi les solutions de gestion à la source des eaux pluviales, les parkings perméables permettent une infiltration directe de l'eau de pluie à travers un revêtement de surface perméable. L'eau peut ensuite être stockée dans la structure réservoir sous-jacente et être progressivement restituée au milieu naturel et/ou au réseau de collecte urbain. Les parkings perméables ont un potentiel surfacique important et représentent une alternative intéressante à l'imperméabilisation des sols. D'un point de vue hydrologique, les parkings perméables favorisent le retour à un cycle de l'eau plus naturel grâce à l'infiltration et l'évaporation (Collins *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2020). D'un point de vue qualitatif, ils limitent le contact entre les eaux de pluie et les polluants pouvant s'accumuler sur les surfaces urbaines, et permettent une filtration par les matériaux les constituant (Drake *et al.*, 2014b).

Les publications scientifiques concernant les parkings perméables ne sont pas très nombreuses mais ont l'avantage d'être régulières, surtout depuis les années 2000, et de couvrir différents domaines (conception, hydrologie, qualité des eaux et des sols, modélisation). Malgré cela, la littérature manque de références en ce qui concerne les parkings perméables végétalisés qui diffèrent des parkings perméables classiques (pavés de bétons, béton poreux, graviers) par la présence de végétation et de substrat organique pouvant influencer les performances hydrologiques et de rétention des polluants. Quant à la qualité des eaux traitées par les parkings perméables, la littérature scientifique s'est principalement focalisée sur certaines familles de polluants, comme les nutriments et quelques métaux lourds (cuivre, zinc, plomb) (Boving *et al.*, 2008; Brattebo and Booth, 2003; Collins *et al.*, 2009), négligeant les éléments traces métalliques autres que ceux déjà cités, et les micropolluants organiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques, alkylphénols, phtalates, pesticides, etc.). Seule l'étude de Garnier (2020) sur une chaussée à structure réservoir a vu l'évaluation d'un panel élargi de micropolluants organiques et minéraux, avec des résultats nuancés selon les micropolluants considérés.

La majorité des études sur les parkings perméables sont purement expérimentales et n'utilisent pas la modélisation pour mieux appréhender leur fonctionnement hydrologique. La modélisation permet pourtant de caractériser des systèmes hydrologiques, de comprendre et prédire leur comportement et les processus associés. Récemment, des efforts ont été faits pour intégrer les ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales à des logiciels hydrologiques déjà existants (SWMM, SUSTAIN, etc.), ou pour en développer de nouveaux (PorousCity, PERMPAVE, etc.) (Cortier, 2018; Korkealaakso *et al.*, 2014). Brunetti *et al.* (2016) soulignent cependant le manque de logiciels décrivant le comportement hydrologique de revêtements perméables à l'échelle du site. Or la modélisation à cette échelle est nécessaire pour intégrer les ouvrages de gestion de l'eau à la source à des modèles à plus grande échelle. De plus, il s'avère que très peu de données expérimentales sont utilisées pour le calage et la validation des modèles (Elliott and Trowsdale, 2007; Kaykhosravi *et al.*, 2018). Dans le domaine de la modélisation, la littérature scientifique ne présente aucune étude sur des parkings perméables végétalisés. Ce manque de retour sur les systèmes végétalisés et sur la rétention de certaines familles de polluants rend nécessaire l'évaluation expérimentale de tels ouvrages qui vont être de plus en plus présents dans l'environnement urbain.

Présentation d'ECOVEGETAL

ECOVEGETAL est une PME (petite et moyenne entreprise) fondée en 2000 par Pierre Georgel et Francis Pelletier. Pierre Georgel est architecte-paysagiste. Il a imaginé et mis en œuvre sa première toiture végétalisée en 1986. Son premier parking perméable a vu le jour dans les années 90.

Avec plus de 20 ans d'expérience, ECOVEGETAL est le leader technique des parkings perméables et de la toiture végétale en France. Entreprise pionnière dans ces deux domaines, elle est également présente au Maroc, en Belgique, au Luxembourg, en Pologne et en Allemagne. En 20 ans, ECOVEGETAL a fourni plus de 4 000 000 m² de parkings perméables et plus de 3 000 000 m² de toitures végétales. ECOVEGETAL possède aussi un troisième cœur de métier, qui est la stabilisation des sols et les sols équestres.

En 2020, l'entreprise comptait 90 salariés, avec :

- des équipes de production (produits précultivés et substrats)
- des équipes de pose chantiers et d'entretien
- des services : marketing / logistique / assistance des ventes
- un bureau d'études
- des ingénieurs commerciaux par secteurs géographiques et par activité
- un pôle recherche et développement

ECOVEGETAL produit ses végétaux et ses substrats sur 4 sites répartis en France (Broué, Poussignac, Le Thor, Seraucourt Le Grand).

Depuis de nombreuses années, ECOVEGETAL® est attaché à tester ses solutions de parkings perméables et de toitures végétales.

En 2010, 3 places de parkings perméables ont été instrumentalisées pour le suivi des flux d'eau. Des simulations de pluies ont aussi été réalisées sur ces 3 places afin de développer un outil de prédiction des rejets et des coefficients de ruissellement. Le suivi des 3 places a été repris dans cette thèse, pour approfondir les résultats déjà obtenus par ECOVEGETAL® (Bandel, 2018 ; Cajet, 2020 ; Coulaud, 2012 ; Jacquél, 2015 ; Rollin, 2014). Ils montraient des capacités de rétention d'eau importantes des parkings perméables végétalisés par rapport à un parking perméable sans végétation.

Une maquette de parking perméable a aussi été construite pour évaluer les coefficients de ruissellement de surface de différents types de revêtements perméables. Ces coefficients de ruissellement de surface mesurés pour l'ECOVEGETAL MOUSSES et l'ECOVEGETAL PAVE sont nuls et ont été certifiés par le Cerema.

Contexte de la thèse

ECOVEGETAL® souhaitait pousser les recherches en matière d'hydrologie et du devenir des contaminants. L'entreprise a répondu à la proposition d'un appel à projet en association avec le Cerema et le LEESU.

Cette thèse a fait l'objet d'une convention CIFRE entre la société ECOVEGETAL®, et les laboratoires du LEESU et du Cerema Île de France.

Après une première collaboration entre ECOVEGETAL® (membre de l'association ADIVET), le Cerema et le LEESU dans le cadre du projet TVGEP portant sur les toitures végétalisées comme outils de gestion des eaux pluviales, ECOVEGETAL® et le Cerema ont débuté une collaboration en 2012 pour l'instrumentation et le suivi du bilan hydrique de places de parkings végétalisées.

La thèse CIFRE se situe dans la continuité de cette collaboration et s'inscrit également pour partie dans le cadre du projet Roulépur. Ce projet de recherche démarré en 2015 est coordonné par le LEESU et implique un consortium de 8 partenaires dont ECOVEGETAL®. Ce projet de recherche avait pour objectif d'évaluer en conditions réelles la performance de solutions de maîtrise à la source de la contamination des eaux de voirie et de parking. Les solutions étudiées dans Roulépur sont :

- un dispositif industriel de décantation/filtration/adsorption, STOPPOL®, développé par Saint Dizier Environnement, et situé à Paris ;
- une noue filtrante et un accotement filtrant situés à Compans ;
- un filtre planté horizontal situé à Rosny-sous-Bois ;
- un parking perméable ECOVEGETAL® situé à Villeneuve-le-Roi, étudié dans cette thèse.

Objectifs de la thèse

Pour répondre aux différents points soulevés précédemment, les objectifs de cette thèse sont :

- évaluer les performances hydrologiques de 3 places de parkings perméables (1 minérale et 2 végétalisées) et d'un parking perméable végétalisé comparé à un parking référence imperméable, à partir de mesures hydrologiques *in situ* ;
- évaluer l'adaptabilité d'un modèle hydrologique déjà existant à des parkings perméables végétalisés en comparant les données du modèle avec les données expérimentales obtenues sur les 3 places expérimentales ;
- évaluer les performances de rétention de différentes familles de polluants par un parking perméable en comparant les données avec un parking référence imperméable ;
- améliorer les performances de rétention des polluants d'un parking perméable végétalisé en modifiant ou ajoutant des matériaux. Il s'agira de déterminer si les parkings constituent des puits ou des sources de pollution et d'évaluer l'efficacité des différentes améliorations proposées.

Organisation du manuscrit

Afin de développer au mieux chaque objectif de la thèse, ce manuscrit est divisé en 6 chapitres :

Le chapitre 1 présente une synthèse bibliographique des performances hydrologiques et de rétention des polluants par les parkings perméables étudiés *in situ*. Pour que le lecteur identifie correctement ce qu'est un parking perméable, les deux premières sections de ce chapitre donnent une définition des parkings perméables et présentent les structures types identifiées dans la littérature. La troisième section du chapitre se concentre sur l'état des connaissances en termes de performance hydrologique des parkings perméables. Les sections 4 et 5 sont

consacrées à la qualité des eaux. La section 4 présente dans un premier temps les micropolluants identifiés dans les eaux de ruissellement urbaines sur des voiries et parkings imperméables, et donne des gammes de valeurs de concentrations trouvées dans la littérature pour différentes familles de polluants analysées dans le projet Roulépur. La section 5 se focalise plus particulièrement sur la qualité des eaux en sortie de parkings perméables et l'efficacité de ces ouvrages à abattre certaines familles de micropolluants d'après la littérature.

Le chapitre 2 commence par présenter les parkings perméables ECOVEGETAL[®], les différents sites d'études *in situ* (section 2.1) et une évaluation des caractéristiques physico-chimiques des matériaux qui les composent pour aider à la compréhension des résultats hydrologiques et de qualité des eaux (section 2.2). La troisième section présente les dispositifs métrologiques mis en place pour la mesure des données hydrologiques et le prélèvement d'échantillons d'eau. La méthodologie de validation des données est ensuite présentée dans la section 2.4 et amène à la présentation du bilan des données obtenues (section 2.5). Ce chapitre présente ensuite les différents indicateurs de performance hydrologique utilisés (section 2.6) et la séparation des chroniques de données en événements hydrologiques (section 2.7), utiles tout au long du manuscrit. Enfin, la huitième section de ce chapitre est consacrée à la description de la pluviométrie et de l'évapotranspiration des périodes d'observations.

Le chapitre 3 est consacré à l'évaluation des performances hydrologiques de parkings perméables végétalisés sur 2 sites, comparés à un parking perméable de type minéral (avec graviers) et un parking en bitume imperméable. Ce chapitre commence par une description des événements hydrologiques avant de se focaliser sur les indicateurs de performance hydrologique à différentes échelles de temps (événementielle, mensuelle, périodes d'étude).

Le chapitre 4 présente la capacité du logiciel de modélisation hydrologique SWMM à reproduire le comportement hydrologique de parkings perméables. Dans un premier temps, une synthèse bibliographique présente les différents logiciels hydrologiques développés ou adaptés pour des parkings perméables, puis le choix du logiciel utilisé est discuté. La base de données expérimentales utilisées pour la modélisation est ensuite présentée et la méthodologie de modélisation est expliquée. Enfin, les résultats de simulations sont présentés.

Le chapitre 5 est consacré à l'évaluation des performances de rétention des polluants d'un parking perméable végétalisé *in situ*, dont les résultats sont comparés à un parking en bitume imperméable. Dans un premier temps, la méthodologie d'exploitation des données est expliquée, avec une définition d'indicateurs de performances épuratoires. L'efficacité de rétention des polluants est ensuite évaluée par comparaison des concentrations et de masses de polluants entre les deux parkings.

Le chapitre 6 cherche à améliorer les capacités de rétention en polluants évaluées dans le chapitre 5 en modifiant ou ajoutant des matériaux à la structure initiale d'un parking perméable végétalisé. Pour cela, un état de l'art sur l'efficacité de différents matériaux adsorbants est réalisé pour choisir au mieux les matériaux à ajouter à un parking perméable végétalisé. La section suivante présente ensuite le dispositif expérimental en colonnes mis en place et la méthodologie de suivi. Une caractérisation physico-chimique des matériaux est aussi présentée pour apporter une meilleure compréhension des résultats obtenus dans la suite. La partie

résultats présente les performances hydrologiques et de rétention des polluants en comparant les données entre chacune des solutions testées et avec les résultats du chapitre 5.

Chapitre 1 : Etat de l'art sur les parkings perméables

1.1. Description d'un parking perméable

Un parking perméable est une structure permettant :

- 1) L'infiltration de l'eau grâce à sa surface perméable,
- 2) La percolation et le stockage de l'eau grâce à une fondation poreuse et perméable,
- 3) Lorsque le sol natif le permet, la restitution de l'eau au milieu naturel par l'exfiltration.

Les parkings perméables contribuent à limiter les ruissellements de surface (en infiltrant et stockant l'eau), et la pollution diffuse des milieux aquatiques par les eaux pluviales urbaines par des processus physiques, chimiques ou biologiques.

Dans la littérature, le terme de parking perméable n'est que rarement utilisé (Boving *et al.*, 2008) et est désigné dans la littérature anglo-saxonne par le terme *permeable pavement*, équivalent à un revêtement perméable. Dans la littérature francophone, il existe autant de termes que d'études dans lesquelles il est question de : chaussée à structure réservoir (Garnier, 2020), de chaussée perméable avec fondations perméables (Beeldens *et al.*, 2007), de structures réservoirs à revêtements poreux (Colandini, 1997), etc. Cependant, ces appellations (notamment dans la littérature anglo-saxonne) ne permettent pas de différencier les différents usages pouvant être associés à un revêtement perméable (parking, chaussée, allée piétonne, place de village, etc.). Or, il est important de faire cette distinction puisqu'un parking est conçu pour le stationnement et la circulation à vitesse réduite de véhicules, contrairement à une allée piétonne ou une chaussée. De plus, ces différents usages impliquent différentes conséquences sur le vieillissement de la structure, le colmatage, le type et le taux de contamination éventuelle, etc. Dans l'étude de Chocat *et al.* (2013), le type d'usage a été intégré dans la désignation de l'ouvrage sous le nom de parking en béton poreux. Dans notre étude, le terme de parking perméable est utilisé pour éviter toute confusion avec les structures à revêtements perméables avec un usage différent.

Un parking perméable est composé d'un revêtement perméable (pavés, dalles alvéolaires ou enrobé drainant) reposant sur un lit de pose ou une couche de réglage (substrats organo-minéral, sable, grave drainante, etc.), et sur au moins une couche de fondation (graves drainantes) permettant la percolation de l'eau à travers la structure, le stockage et l'exfiltration de l'eau vers le sous-sol comme on peut le voir avec les schémas de la Figure I.1. Un drain peut aussi être ajouté, évacuant tout ou une partie de l'eau vers le réseau d'assainissement.

Le revêtement de surface perméable est une couche d'usure qui a pour fonction de permettre la pénétration des eaux pluviales vers les couches sous-jacentes. Cette couche est aussi la plus superficielle et va être soumise à différentes contraintes telles que le frottement des pneus, le piétinement ou les aléas climatiques.

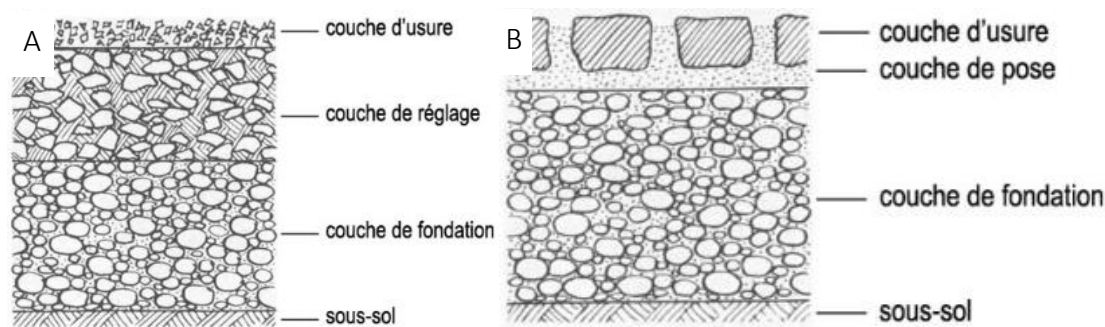


Figure I.1: Représentation schématique d'un système de revêtements perméables, A: pour tous types de revêtements perméable, B: pour les revêtement perméables de types pavés ou dalles alvéolées (Müller *et al.*, 2004)

La couche sur laquelle va reposer le revêtement perméable va dépendre de sa nature. Ainsi, comme on peut le voir dans la Figure I.1B, si le revêtement de surface est composé de pavés ou de dalles alvéolaires, alors ceux-ci reposeront sur une couche de pose (ou lit de pose) dont le matériau sera de la même nature que celui entre les joints des pavés ou dans les dalles alvéolaires. Si le revêtement perméable n'est pas composé de pavés ou de dalles alvéolaires, alors on parlera de couche de réglage Figure I.1A. Dans les deux cas, ces couches ont les mêmes fonctions : permettre la mise à niveau du revêtement de surface, et une pénétration de l'eau vers les couches sous-jacentes.

Enfin, comme le montre la Figure I.1, qu'importe le type de revêtement perméable choisi, il existe une couche de fondation reposant sur le sous-sol. Elle est composée de matériaux plus grossiers et a pour fonction de supporter la charge à laquelle sera soumise la structure perméable. Elle permet aussi le stockage de l'eau et son exfiltration vers le sous-sol.

En fonction de la nature du revêtement perméable, de la nature du sol, de la profondeur de la nappe phréatique sous-jacente ou des performances souhaitées en matière de gestion des eaux pluviales, les systèmes perméables peuvent présenter des couches en plus (sous-fondation), des géotextiles ou des géomembranes, ou encore des drains.

L'ajout de couches supplémentaires est lié à la volonté de stocker plus d'eau qu'avec un système comportant seulement des fondations. Ces couches de sous-fondation sont généralement composées d'un matériau plus grossier que celui de la fondation pour permettre le stockage d'un volume d'eau plus important.

Les géotextiles ou géomembranes sont souvent utilisés dans les systèmes à revêtements perméables. Les géotextiles peuvent être placés à différentes profondeurs d'un système perméable. Ils peuvent ainsi être placés entre 2 couches avec des granulométries différentes pour éviter que les particules fines des couches sus-jacentes ne viennent colmater les couches sous-jacentes. Les géotextiles peuvent aussi être placés à la base de la structure pour empêcher les particules de la structure perméable de venir contaminer le sous-sol ou d'empêcher les particules fines du sous-sol de remonter dans la structure. Dans certains cas, des géomembranes étanches sont placées entre la structure perméable et le sous-sol pour éviter toute contamination du sous-sol ou simplement pour des raisons expérimentales lorsqu'on cherche à contrôler le plus de paramètres possibles en empêchant l'exfiltration de l'eau vers le sous-sol.

Dans les cas où le sous-sol n'est pas assez perméable, voire imperméable, des drains sont placés dans la partie inférieure de la structure perméable, pour permettre d'évacuer l'excès d'eau dans le réseau d'assainissement. Des drains peuvent aussi être installés dans le cas d'études expérimentales pour permettre des mesures de débits ou pour échantillonner les eaux.

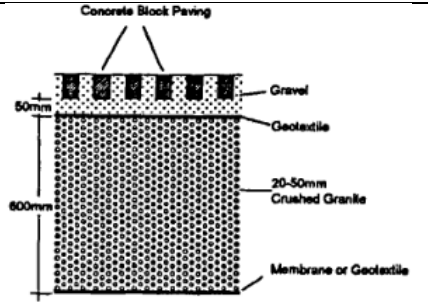
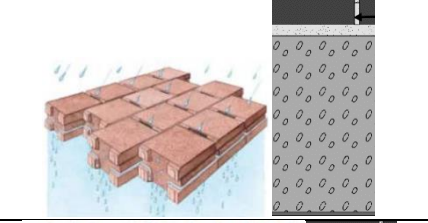

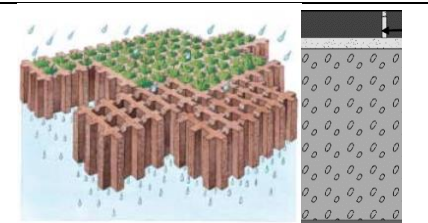
1.2. Les différents types de parkings perméables

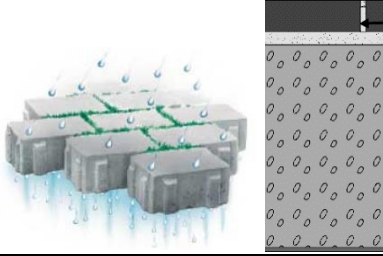
Les parkings perméables ont vu le jour dans les années 1970 aux Etats-Unis. Les recherches les concernant ont démarré assez lentement avec très peu d'études dans les années 80/90 (Balades *et al.*, 1995; Pratt *et al.*, 1995). L'étude des parkings perméables a vraiment pris son essor dans les années 2000 et en Amérique du Nord comme on peut le voir dans le Tableau I.1, et de nos jours, des études sont publiées régulièrement. Les études s'intéressent aussi bien à l'impact des différents types de revêtement de surface sur les flux d'eau, qu'au colmatage, à l'abattement des flux d'eau et de certains polluants, et à la modélisation des flux d'eau et de polluants dans les parkings perméables.

Comme le montre le Tableau I.1, il existe autant de configurations de parkings perméables que de types de revêtements perméables et de types de fondations (type de matériaux, nombre de couches, présence ou non de géotextile). Il est possible d'y distinguer des parkings perméables à structure purement minérale, autant au niveau du revêtement perméable de surface que de la fondation, et des parkings perméables végétalisés qui comprennent de la végétation (herbe ou mousses) et dans certains cas des substrats organo-minéraux (Brattebo and Booth, 2003; Dierkes *et al.*, 2002; Ecovegetal, 2016; Sañudo-Fontaneda *et al.*, 2014b).

Le Tableau I.1 montre ici peu d'études ayant pris en compte la végétation dans les revêtements de surface ce qui nous indique que les parkings perméables végétalisés ont été très peu étudiés. De plus, aucune de ces études ne s'intéresse spécifiquement au cas des parkings perméables végétalisés, en essayant de comprendre de manière plus approfondie leur comportement d'un point de vue hydrique et de qualité des eaux. La suite de l'état de l'art sur les performances hydriques et de rétention des polluants comprend donc principalement des références sur des parkings perméables de type minéral, sans végétation.

Tableau I.1 : Liste non exhaustive des types de parking perméables trouvés dans la littérature

Article	Type de surface perméable	Matériaux	Schéma	Surface de l'ouvrage (m²)	Pente (%)	Age de la structure au moment de l'étude	Localisation de l'ouvrage
Legret and Colandini (1999)	Minéral	Surface perméable : béton bitumineux drainant (6 cm) Sous-fondation : Pierre concassée (10/80 mm) sur 35 cm + géotextile	-	2800	-	4-8 ans	Rezé, Loire-Atlantique, France
Pratt et al. (1999)	Minéral	Surface perméable : blocs de pavés de béton Lit de pose : graviers (5 cm) + géotextile Fondation : granite concassé (20/50 mm) (60 cm)		0,37	-	Essais en laboratoire	-
Dierkes et al. (2002)	Minéral	Surface perméable : Pavés de béton à joints larges et canaux sur les côtés, joints remplis d'un matériau minéral perméable (8 cm) Lit de pose : graviers fins (3 cm) Fondation : graviers (39 cm) + géotextile		-	-	Etude de laboratoire	-
	Minéral	Surface perméable : Pavés de béton en 2 couches (8cm) Lit de pose : graviers fins (3 cm) Fondation : graviers (39 cm) + géotextile		-	-	Etude de laboratoire	-
	Végétalisé	Surface perméable : Pavés poreux avec orifices enherbés (présence de substrat pour la végétation) (8 cm) Lit de pose : graviers fins (3 cm) Fondation : graviers (39 cm) + géotextile		-	-	Etude de laboratoire	-

Article	Type de surface perméable	Matériaux	Schéma	Surface de l'ouvrage (m ²)	Pente (%)	Age de la structure au moment de l'étude	Localisation de l'ouvrage
Dierkes <i>et al.</i> (2002)	Minéral (Végétal)	Surface perméable : Pavés de béton à joints larges enherbés (présence de substrat pour la végétation) (8 cm) Lit de pose : graviers fins (3 cm) Fondation : graviers (39 cm) + géotextile		-	-	Etude de laboratoire	-
	Minéral	Surface perméable : Pavés de béton avec joints (matériaux de 1 à 3 mm) Lit de pose : 5 à 8 cm (matériau de 2 à 5 mm) Sous-Fondation : Pierre concassée (8/45 mm) sur 20-25 cm	-	-	-	15 ans	Stadtlohn, Allemagne
Brattebo and Booth (2003)	Végétalisé	Surface perméable : Dalles alvéolaires contenant du sable et de l'herbe (drain à 10 cm de la surface donc seul le revêtement perméable est pris en compte dans cette étude)	-	36	-	6 ans	Renton, Washington, Etats-Unis
	Minéral	Surface perméable : Dalles alvéolaires contenant du gravier (drain à 10 cm de la surface donc seul le revêtement perméable est pris en compte dans cette étude)	-	36	-	6 ans	Renton, Washington, Etats-Unis
	Végétalisé	Surface perméable : Maillage de blocs de béton imperméables à 60 % remplis de sol sur lequel est plantée de l'herbe (drain à 10 cm de la surface donc seul le revêtement perméable est pris en compte dans cette étude)	-	36	-	6 ans	Renton, Washington, Etats-Unis
	Minéral	Surface perméable : Petits blocs de bétons imperméables à 90 %, avec dans les espaces entre les blocs des graviers (drain à 10 cm de la surface donc seul le revêtement perméable est pris en compte dans cette étude)	-	36	-	6 ans	Renton, Washington, Etats-Unis

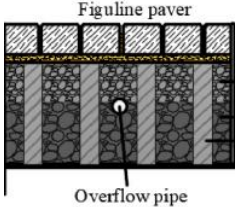
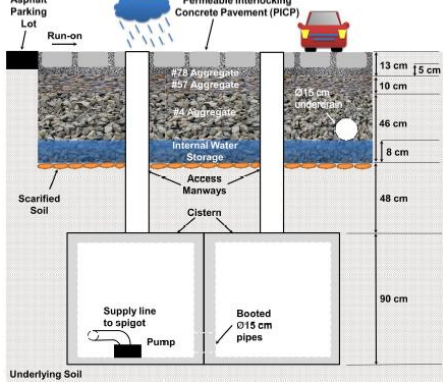
Article	Type de surface perméable	Matériaux	Schéma	Surface de l'ouvrage (m ²)	Pente (%)	Age de la structure au moment de l'étude	Localisation de l'ouvrage
Bean (2005)	Minéral	<p>Surface perméable : Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (8 cm)</p> <p>Fondations : Pierre lavée (25 cm) + Géomembrane</p> <p>Sous-sol : argilo-limoneux</p>		480	-	1 an	Cary, Caroline du Nord, États Unis
	Minéral	<p>Surface perméable : Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (8 cm)</p> <p>Fondation : Pierre n°78* (8 cm)</p> <p>Sous-fondation : Pierre lavée (25 cm)</p> <p>Sous-sol : sables limoneux</p>		120	-	3 ans	Goldsboro, Caroline du Nord, États Unis
	Minéral	<p>Surface perméable : Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (8 cm)</p> <p>Fondations : Pierre n°78 (8 cm)</p> <p>Sous-fondation : Graviers (25 cm)</p> <p>Sous-sol : sables</p>		740	0,4	1 an	Swansboro, Caroline du Nord, États Unis
Collins (2007)	Minéral	<p>Surface perméable : béton drainant (15 cm)</p> <p>Fondation : Pierre n°78* (5 cm)</p> <p>Sous-fondation : Pierre n°5* (23 cm)</p> <p>Sous-sol : marne sableuse</p>		111,5	0,42	1 an	Kinston, Caroline du Nord, Etats-Unis
	Minéral	<p>Surface perméable : pavés de béton autobloquants perméables (7,5 cm ; 12,9 % de vides)</p> <p>Fondation : Pierre n°78* (10 cm)</p> <p>Sous-fondation : Pierre n°5* (25,5 cm)</p> <p>Sous-sol : marne sableuse</p>		111,5	0,42	1 an	Kinston, Caroline du Nord, Etats-Unis

Article	Type de surface perméable	Matériaux	Schéma	Surface de l'ouvrage (m ²)	Pente (%)	Age de la structure au moment de l'étude	Localisation de l'ouvrage
Collins (2007)	Minéral	<p>Surface perméable : pavés de béton autobloquants perméables (7,5 cm ; 8,5 % de vides)</p> <p>Fondation : Pierre n°78* (10 cm)</p> <p>Sous-fondation : Pierre n°5* (25,5 cm)</p> <p>Sous-sol : marne sableuse</p>		111,5	0,42	1 an	Kinston, Caroline du Nord, Etats-Unis
	Minéral	<p>Surface perméable : pavés de béton, quadrillés, remplis de sable (7,5 cm)</p> <p>Lit de pose : sable (2,5 cm)</p> <p>Fondation : Pierre n°78* (10 cm)</p> <p>Sous-fondation : Pierre n°5* (23 cm)</p> <p>Sous-sol : marne sableuse</p>		111,5	0,42	1 an	Kinston, Caroline du Nord, Etats-Unis
Boving <i>et al.</i> (2008)	Minéral	<p>Surface perméable : Béton bitumineux drainant (15 cm)</p> <p>Fondation : Gravier (90 cm)</p> <p>Géotextile + sable</p> <p>Sous-sol : sables et graviers interstratifiés</p>		24 200	-	5 ans	Université de Rhode Island, Kingston, États-unis
Tota-Maharaj <i>et al.</i> (2012)	Minéral	<p>Surface perméable : Pavés de béton avec joints perméables (8 cm)</p> <p>Lit de pose : graviers fins 2/6 mm (+ géotextile)</p> <p>Fondation : graviers 20 mm</p>		0,24	-	Essais en laboratoire	-

Article	Type de surface perméable	Matériaux	Schéma	Surface de l'ouvrage (m ²)	Pente (%)	Age de la structure au moment de l'étude	Localisation de l'ouvrage
Wardynski <i>et al.</i> (2012)	Minéral	<p>Surface perméable : Pavés de béton autobloquants (8 cm) avec joints remplis de graviers ASTM n°78</p> <p>Lit de pose : graviers ASTM n°78 (5 cm) (+ géotextile)</p> <p>Fondation : Pierres concassées ASTM n°57 (10 cm)</p> <p>Sous-fondation : Pierres concassées ASTM n°2 (A et C : 25 cm ; B : 56 cm)</p>		239	-	6 mois	Boone, Caroline du Nord, États-Unis
Drake <i>et al.</i> (2014b)	Minéral	<p>Surface perméable : pavés de béton autobloquants avec joints perméables (agrégats de calcaire 2/3mm) de 3-4 cm de large</p> <p>Lit de pose : agrégats de calcaire (1/9 mm) + géotextile</p> <p>Fondation et sous-fondation : agrégats calibrés (19 et 60 mm) sur 40 cm au total + géotextile filtrant</p>		230	-	1 an	Kortright Centre for Conservation in Vaughan, Ontario, Canada
	Minéral	<p>Surface perméable : pavés de béton autobloquants avec joints perméables (agrégats de calcaire 1/9mm) de 13-14 cm de large</p> <p>Lit de pose : agrégats de calcaire (1/9 mm)</p> <p>Fondation et sous-fondation : agrégats calibrés (19 et 60 mm) sur 40 cm au total + géotextile filtrant</p>		230	-	1 an	Kortright Centre for Conservation in Vaughan, Ontario, Canada
	Minéral	<p>Surface perméable : Béton perméable</p> <p>Fondation et sous-fondation : agrégats calibrés (19 et 60 mm) sur 40 cm au total + géotextile filtrant</p>		230	-	1 an	Kortright Centre for Conservation in Vaughan, Ontario, Canada

Article	Type de surface perméable	Matériaux	Schéma	Surface de l'ouvrage (m ²)	Pente (%)	Age de la structure au moment de l'étude	Localisation de l'ouvrage
Sañudo-Fontaneda et al. (2014)	Minéral	Surface perméable : pavés de béton autobloquants avec joints perméables (10 cm) Fondation : agrégats calcaires (5-7 cm) + géotextile Sous-fondation : agrégats recyclés ou agrégats calcaires lavés et sans fines ou laitiers d'aciérie (35 cm) + membrane imperméable en bitume	-	306,84	-	Entre 2 et 8 ans	Gijón et Santander, Espagne
	Minéral	Surface perméable : béton bitumineux drainant (8 ou 10 cm) Fondation : agrégats calcaires (5-7 cm) + géotextile Sous-fondation : agrégats recyclés ou agrégats calcaires lavés et sans fines ou laitiers d'aciérie (35 cm) + membrane imperméable en bitume	-	206,4	-	Entre 2 et 8 ans	Gijón et Santander, Espagne
	Minéral	Surface perméable : béton poreux modifié avec des polymères (8 cm) Fondation : agrégats calcaires (5-7 cm) + géotextile Sous-fondation : agrégats calcaires lavés et sans fines (35cm) + membrane imperméable en bitume	-	90,72	-	Entre 2 et 8 ans	Santander, Espagne
	Végétalisé	Surface perméable : grille plastique enherbée (9 cm) Fondations : agrégats calcaires (5-7 cm) + géotextile Sous-fondation : agrégats calcaires lavés et sans fines (35 cm) + membrane imperméable en bitume	--	60,48	-	Entre 2 et 8 ans	Santander, Espagne
	Végétalisé	Surface perméable : cellule de béton enherbée (8 cm) Fondation : agrégats calcaires (5-7 cm) + géotextile Sous-fondation : agrégats calcaires lavés et sans fines ou laitiers d'aciérie (35 cm) + géotextile + membrane imperméable en bitume	-	57,66	-	Entre 2 et 8 ans	Gijón et Santander, Espagne

Article	Type de surface perméable	Matériaux	Schéma	Surface de l'ouvrage (m ²)	Pente (%)	Age de la structure au moment de l'étude	Localisation de l'ouvrage
Braswell <i>et al.</i> (2018b)	Minéral	<p>Surface perméable : pavés en briques (7,8 cm) avec joints remplis de concassés de granite ASTM n°78</p> <p>Lit de pose : concassé de granite ASTM n°78 (5 cm)</p> <p>Fondation : concassé de granite ASTM n°57 (10 cm)</p> <p>Sous-fondation : concassé de granite ASTM n°2 (37,5 cm)</p> <p>Drain placé à 15 cm au-dessus de la base de la sous-fondation</p>		50	-	-	Durham, Caroline du Nord, Etats-Unis
Garnier (2020)	Minéral	<p>Surface perméable : Béton poreux (15 cm)</p> <p>Fondation : graves 20/50 (30 cm) + géotextile et géomembrane</p>		94	-	6 ans	Villeurbane, France
Liu <i>et al.</i> (2020)	Minéral	<p>Surface perméable : pavés en béton autobloquants (6 cm) avec joints remplis de sable grossier</p> <p>Lit de pose : sable (3 cm)</p> <p>Fondation : pierres concassées ASTM n°57 consolidées avec du ciment (20 cm)</p> <p>Sous-fondation : pierres concassées ASTM n°2 (30 cm) +géomembrane</p>		36	-	-	Shanghai, Chine
	Minéral	<p>Surface perméable : pavés en béton autobloquants (6 cm) avec joints remplis de sable fin</p> <p>Lit de pose : sable (3 cm)</p> <p>Fondation : pierres concassées ASTM n°57 (20 cm)</p> <p>Sous-fondation : pierres concassées ASTM n°2 (30 cm) +géomembrane</p>		36	-	-	Shanghai, Chine

Article	Type de surface perméable	Matériaux	Schéma	Surface de l'ouvrage (m ²)	Pente (%)	Age de la structure au moment de l'étude	Localisation de l'ouvrage
Liu <i>et al.</i> (2020)	Minéral	<p>Surface perméable : pavé en figuline (6 cm)</p> <p>Lit de pose : sable (3 cm)</p> <p>Géotextile</p> <p>Fondation : pierres concassées ASTM n°57 (10 cm)</p> <p>Sous-fondation : pierres concassées ASTM n°2 (20 cm) +géomembrane</p> <p>+colonnes capillaires en figuline de 30 cm de haut dans les couches de fondation et sous-fondation</p>		36	-	-	Shanghai, Chine
Winston <i>et al.</i> (2020)	Minéral	<p>Surface perméable : Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (8 cm) avec joints remplis de graviers ASTM n°78</p> <p>Lit de pose : graviers ASTM n°78 (5 cm) (+ géotextile)</p> <p>Fondation : Pierres concassées ASTM n°57 (10 cm)</p> <p>Sous-fondation : Pierres concassées ASTM n°4 (46 cm)</p>		269	-	0 mois	Huron, Ohio, États-Unis

1.3. Etat de l'art sur les performances hydrologiques des parkings perméables

Le premier enjeu pour le développement des techniques de gestion de l'eau à la source et donc des parkings perméables est la réduction du ruissellement rejoignant le milieu aquatique superficiel (directement ou via un réseau d'assainissement). Cela est possible grâce à la rétention d'eau dans la structure, l'évapo(transpi)ration et l'exfiltration d'eau vers le sous-sol.

1.3.1. Performances hydrologiques en termes de rétention d'eau

Les performances hydrologiques dans la littérature sont principalement présentées sous forme de coefficients d'écoulement (CE, sans unité ; aussi appelé coefficient de ruissellement, CR) ou d'abattement (en %). Le coefficient d'écoulement est un ratio entre le volume sortant (V_s) et entrant (V_e) dans l'ouvrage tel que :

$$CE = \frac{V_s}{V_e} \quad (1.1)$$

L'abattement est la part d'eau retenue par l'ouvrage tel que :

$$Abt (\%) = \frac{V_e - V_s}{V_e} \times 100 = (1 - CE) \times 100 \quad (1.2)$$

Pour les parkings perméables, le volume entrant est estimé de deux manières. Il correspond soit à la pluie directe et éventuellement à un ruissellement venant de l'extérieur de l'ouvrage, soit à un ruissellement de surface sur une voirie ou un parking imperméable lorsque la mesure du volume entrant dans le parking perméable n'est pas possible ou pour des raisons d'interprétation des données (comparaison directe du parking perméable avec une surface imperméable). Le volume sortant correspond au volume d'eau en sortie du drain.

Les abattements par rapport à la pluie présentent une gamme de valeurs assez large, entre 22 et 100 % sur la durée totale des suivis (entre 4 mois et 22 mois selon les études) (Braswell *et al.*, 2018b; Dreelin *et al.*, 2006; Liu *et al.*, 2020; Wardynski *et al.*, 2012; Winston *et al.*, 2020). La variabilité des abattements est due aux conditions expérimentales et/ou climatiques. Dans l'étude de Braswell *et al.* (2018b), le faible abattement de 22 % est dû à une pluviométrie élevée (1364 mm en 1 an de suivi) associée à une perméabilité du sous-sol très limitée (0,1 mm/h). L'étude de Drake *et al.* (2014a), réalisée sur des sols peu perméables à perméables (entre 0,21 et 72 mm/h), a cherché à améliorer les performances hydrologiques d'un parking perméable en contrôlant l'ouverture et la fermeture d'un drain grâce à des valves et ceci afin d'encourager l'exfiltration de l'eau vers le sous-sol une fois les valves fermées. Cette méthode a permis d'obtenir un abattement des volumes d'eau issus d'un parking perméable par rapport à un parking en enrobé imperméable de 43 % (Drake *et al.*, 2014a).

Dans l'étude de Wardynski *et al.* (2012), les abattements sont plus élevés, entre 78 et 100 %. Dans cette étude, les auteurs ont cherché à améliorer les performances hydrologiques d'un parking perméable où l'infiltration de l'eau vers le sol natif est possible, en modifiant l'épaisseur de la couche de fondation et le placement du drain dans cette même couche (Figure 1.2, Wardynski *et al.* (2012)).

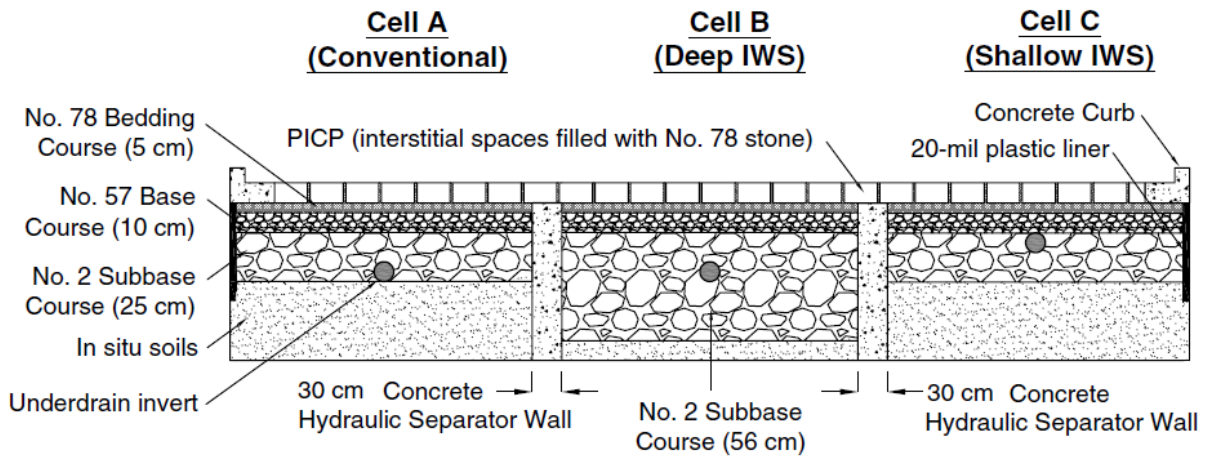


Figure 1.2 : Schéma de la configuration des parking perméables dans l'étude de Wardynski *et al.* (2012). La hauteur du drain par rapport à la base de la couche de fondation est de 30 cm pour la cellule B et 15 cm pour la cellule C.

Les résultats montrent que la cellule A, reprenant la configuration classique d'un parking perméable, a un taux de réduction des volumes d'eau élevé (78 %), ce qui correspond à ce qui a été trouvé par Winston *et al.* (2020), avec un taux de réduction de 84 % pour un parking perméable avec revêtement en pavés de béton autobloquants avec joints perméables et où l'eau s'infiltré vers le sous-sol. Malgré cela, la cellule B – dont l'épaisseur de la couche de fondation est de 56 cm et le drain est placé à 30 cm au-dessus de la base de la couche – a le taux de réduction le plus élevé (100 %), et la cellule C dont l'épaisseur de la couche de fondation est plus faible (25 cm) arrive à réduire le volume d'eau de 99,6 % grâce au placement du drain à 15 cm au-dessus de la base de la couche de fondation. Ces résultats montrent ainsi que dans le cas où l'exfiltration vers le sous-sol est possible, une surélévation du drain par rapport à la base de la structure laisse le temps à l'eau stockée dans la couche de fondation de s'infiltrer vers le sol natif afin de limiter au maximum le rejet d'eau par le drain.

Dans l'étude de Liu *et al.* (2020) où les parkings perméables sont étanchés à leur base, les abattements sont d'environ 40 % pour une configuration classique de parking perméable (PICP1 et PICP2), et 90,6 % pour un parking perméable où des colonnes capillaires ont été ajoutées (IPP) (Figure 1.3). Ces colonnes capillaires en figuline (argile) de 100 mm x 50 mm de cotés et 300 mm de hauteur permettent de faire remonter de l'eau par capillarité depuis la base de la structure à 30 cm de profondeur, vers la surface, en 5h, favorisant l'évaporation. Il est ainsi possible, même avec un parking perméable étanche, d'améliorer significativement les performances hydrologiques de celui-ci.

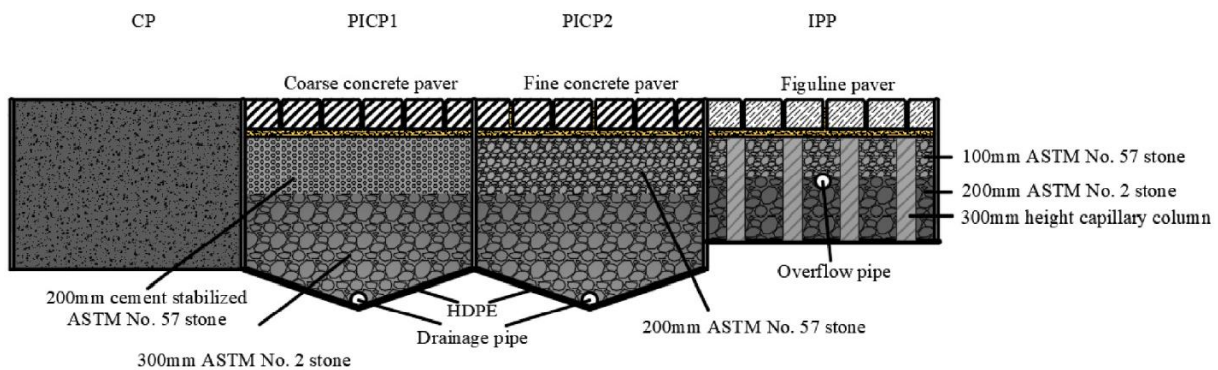


Figure 1.3 : Schéma des 4 revêtements étudiés par Liu *et al.* (2020) (CP : béton bitumineux imperméable ; PICP 1 : Pavés en béton grossier autobloquants ; PICP 2 : Pavés en béton fin autobloquants ; IPP : pavés en figuline (argile) associés à des colonnes capillaires)

Enfin, l'étude de Dreelin *et al.* (2006) a trouvé un taux de réduction des volumes de 93 % pour un parking perméable végétalisé non étanché par rapport à un parking en enrobé imperméable. Bien que le taux de réduction soit élevé, les hauteurs de pluie précipitées sont faibles, entre 0,3 et 18,5 mm pour 9 événements enregistrés sur 4 mois de suivi (Février à Avril 2003). Même si les auteurs notent que 90 % des événements pluvieux dans la région où se trouve le site (Athènes, Grèce) ont une hauteur inférieure à 20 mm, on peut penser que le taux de réduction de la pluie pourrait être dégradé avec des pluies plus importantes ou amélioré avec un suivi plus long qui comprendrait les saisons chaudes et sèches entre Mai et Octobre. En effet, des tendances saisonnières ont été observées en termes de volumes d'eau drainés par les parkings perméables avec des volumes d'eau issus des parkings perméables plus importants en automne et en hiver qu'au printemps ou en été (Collins *et al.*, 2008; Drake *et al.*, 2014a). Drake *et al.* (2014a) ont observé une tendance saisonnière en comparant les volumes d'eau moyens drainés pour les 3 parkings perméables étudiés, avec en moyenne 2024 à 2331 L d'eau drainée par événement (début d'événement = début de la pluie, fin d'événement = débit écoulé < 3L/h) entre le printemps et l'automne, et entre 1690 à 3184 L d'eau mesurés en hiver. Il est aussi remarqué qu'en hiver la neige fondant lentement à la surface des parkings entraînait parfois des abattements volumiques événementiels plus faibles pour les parkings perméables que pour un parking imperméable. Même si Collins *et al.* (2008) ne donnent pas de valeurs sur les volumes d'eau drainés pour chaque saison, ils ont observé une tendance saisonnière et ont pu déterminer, à partir de leurs chroniques de données, que des changements significatifs de comportement se produisaient pour tous les parkings perméables en Octobre et en Mai.

Les abattements des volumes ou des coefficients d'écoulement à l'échelle événementielle donnés par certains auteurs ont mis en évidence la relation entre les valeurs de ces paramètres et la hauteur des précipitations (Alsubih *et al.*, 2017; Braswell *et al.*, 2018b; Collins *et al.*, 2008; Dreelin *et al.*, 2006; Fassman and Blackbourn, 2010; Pratt *et al.*, 1995; Vaillancourt *et al.*, 2019; Winston *et al.*, 2020). Le Tableau I.2 reprend les valeurs d'abattements des volumes ou de coefficients d'écoulement événementiels de la littérature qui sont mis en regard des hauteurs de pluie événementielles quand c'est possible.

Tableau I.2 : Abattement des volumes et coefficients d'écoulement événementiels donnés dans la littérature

Références	Type de parking perméable	Nombre d'événements	Hauteur de pluie événementielle (mm)	Abattement événementiel des volumes (%)	Coefficient d'écoulement événementiel (-)
(Pratt <i>et al.</i> , 1995)	Pavés de béton et couche de fondation en graviers	42	2,8 à 22,6 mm	Moyenne = 63	-
	Pavés de béton et couche de fondation en scories	56		Moyenne = 66	
	Pavés de béton et couche de fondation en granite concassé	59		Moyenne = 53	
	Pavés de béton et couche de fondation en calcaire	59		Moyenne = 55	
(Dreelin <i>et al.</i> , 2006)	Pavés enherbés	9	0,3 à 18,5 mm	-	0 à 0,26
	Enrobé imperméable				0,35 à 0,93
(Collins <i>et al.</i> , 2008)	Enrobé imperméable	54	6 à 135 mm	Médiane = 30,2	-
	Pavés de béton poreux	51		Médiane = 49,3	
	Pavés de béton autobloquants 1	50		Médiane = 65,6	
	Pavés alvéolés en béton remplis de sable	50		Médiane = 67,2	
	Pavés de béton autobloquants 2	46		Médiane = 35,5	
(Fassman and Blackburn, 2010)	Pavés de béton	45	> 7 à 152 mm	-	Médiane = 0,49 (Q10 = 0,29 ; Q90 = 0,63)
	Enrobé imperméable				Médiane = 0,85 (Q10 = 0,48 ; Q90 = 0,98)
(Alsubih <i>et al.</i> , 2017)	Pavés de béton (maquette en laboratoire)	43 simulations	6,45 mm	-	0,078 à 0,36
			7,80 mm		0,086 à 0,43
			11,07 mm		0,18 à 0,60
(Braswell <i>et al.</i> , 2018b)	Pavés de béton autobloquants	74	0 à 8 mm	Moyenne = 71,9	-
			8 à 13 mm	Moyenne = 40,9	
			13 à 25 mm	Moyenne = 19,8	
			> 25 mm	Moyenne = 14,5	
(Vaillancourt <i>et al.</i> , 2019)	Pavés de béton autobloquants	17	1 à 65,2 mm	22 à 98	0,02 à 0,78
(Garnier, 2020)	Chaussée à structure réservoir	49	0,6 à 52,6 mm	Médiane = 54,5	-
(Winston <i>et al.</i> , 2020)	Pavés de béton autobloquants avec une citerne réservoir	26	< 6,4 mm	Moyenne = 85,6	-
		12	6,4 à 12,4 mm	Moyenne = 61,7	
		15	12,7 à 25,1 mm	Moyenne = 29,4	
		6	> 25,4 mm	Moyenne = 10,2	
(Liu <i>et al.</i> , 2020)	Pavés en béton grossier autobloquants	3	14,5 mm	82,7	-
			45,5 mm	23,3	
			64,6 mm	17	
	Pavés en béton fin autobloquants	3	14,5 mm	84,8	
			45,5 mm	25	
			64,6 mm	17,9	
Pavés en figuline associés à des colonnes capillaires	3	14,5 mm	100		
		45,5 mm	91,9		
		64,6 mm	42,9		

Dans le Tableau I.2, les abattements des volumes et les coefficients d'écoulement événementiels couvrent de larges gammes de valeur (entre 10,2 % et 98 % pour les abattements, et entre 0 et 0,79 pour les coefficients d'écoulement). Les abattements diminuent avec l'augmentation des hauteurs de pluies événementielles, comme cela est mis en évidence dans les études d'Alsubih *et al.* (2017), Braswell *et al.* (2018b), Liu *et al.* (2020) et Winston *et al.* (2020). Les abattements des volumes et les coefficients d'écoulement événementiels sont toujours meilleurs pour les parkings perméables que pour les parkings en enrobé imperméable (Collins *et al.*, 2008; Dreelin *et al.*, 2006; Fassman and Blackbourn, 2010).

Des comparaisons entre différents types de parkings perméables (types de revêtements de surface, matériaux dans la couche de fondation ou objet améliorant la rétention d'eau) permettent d'aiguiller les lecteurs sur les points d'amélioration des performances hydrologiques des parkings perméables (Collins *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2020; Pratt *et al.*, 1995). Ainsi, dans l'étude de Liu *et al.* (2020), où la réduction des volumes annuels est meilleure pour le parking perméable avec des colonnes capillaires qu'avec des parkings perméables classiques en pavés de béton autobloquants, les abattements événementiels sont aussi significativement améliorés, aussi bien pour une pluie de 14,5 mm avec une réduction de 100 % (contre 82,7 et 84,8 % pour les 2 autres systèmes perméables), que pour une pluie de 45,5 mm avec une réduction de 91,9 % (contre 23,3 et 25 %), ou pour une pluie de 64,6 mm avec une réduction de 42,9 % (contre 17 et 17,9 %) (Tableau I.2). Dans les études de Collins *et al.* (2008) et Pratt *et al.* (1995), il est montré que le choix des matériaux joue un rôle important sur la rétention d'eau. Ainsi des parkings perméables avec des couches de fondation en graviers ou scories ont un abattement des volumes d'environ 10 % plus élevé qu'avec des fondations en granite ou calcaire (Tableau I.2, Pratt *et al.*, 1995).

Dans Collins *et al.* (2008), il est montré que la réduction des volumes événementiels est significativement différente entre les 2 parkings perméables possédant des pavés de béton autobloquants (PICP), alors que les matériaux sont identiques (Tableau I.2). Les auteurs ont indiqué que cette différence provenait du drain qui était plus élevé dans le cas du PICP 1, ce qui rejoint les résultats de Wardynski *et al.* (2012) où les abattements des volumes étaient plus élevés quand le drain était placé plus haut que la base de la couche de fondation. Le parking avec les pavés alvéolés en béton remplis de sable dont la médiane des abattements des volumes est la plus élevée (67,2 %) dans l'étude de Collins *et al.* (2008), a montré une meilleure rétention d'eau grâce au sable, indiquant une meilleure rétention d'eau avec des matériaux fins. En termes de granulométrie des matériaux, il est donc important de trouver le bon équilibre entre la perméabilité pour l'infiltration et la percolation de l'eau, et la rétention d'eau.

Il est aussi important de noter que les volumes d'eau ruisselée en surface des parkings perméables sont très faibles (Brattebo and Booth, 2003; Collins *et al.*, 2008) voire inexistants (Bean, 2005), selon les conditions. Dans l'étude de Brattebo and Booth (2003), le ruissellement de surface pour un parking perméable avec revêtement végétalisé représente au maximum 3 % du volume de pluie, et ce pour une pluie extrême de 121 mm en 72h. Pour les autres événements mesurés, les auteurs indiquent un ruissellement de surface inexistant ou avec de faibles volumes qui survenaient durant des périodes où des voitures occupaient les places de parkings, limitant la surface de parking contribuant à l'infiltration. Dans l'étude de Collins *et al.* (2008), les abattements des volumes d'eau ruisselés en surface des parking perméables sont

significativement améliorés avec des médianes comprises entre 98,7 et 99,9 %, contre 29,4 % pour un parking en enrobé imperméable. Le parking perméable ayant présenté le ruissellement de surface le plus « important » est celui avec les pavés alvéolés rempli de sable. L'importance du ruissellement de surface est dépendante de l'intensité de la pluie. Ces résultats expliquent que le ruissellement de surface d'un parking perméable est souvent négligé, comme dans (Braswell *et al.*, 2018b).

Depuis 2012, ECOVEGETAL évalue les performances hydrologiques de trois de ses systèmes de parkings perméables (ECOMINERAL®, ECOVEGETAL® Mousses et ECOVEGETAL® Green). Ces parkings perméables ont fait l'objet d'un suivi des débits en sortie de drains, en conditions réelles. Des simulations de pluies ont aussi été réalisées sur ces trois systèmes, afin de connaître leur comportement face à des pluies intenses (de la pluie décennale à la pluie centennale). Le suivi hydrologique entre 2012 et 2015 a montré une meilleure rétention d'eau par rapport à ce qui est attendu avec un parking imperméable. Les systèmes végétalisés se sont aussi montrés plus efficaces (Bandel, 2018 ; Cajet, 2020 ; Coulaud, 2012 ; Jacquet, 2015 ; Rollin, 2014).

1.3.2. Performances hydrologiques en termes de dynamique des débits

Le second critère le plus utilisé pour décrire les performances hydrologiques est l'abattement des débits de pointe, généralement évalué à partir du rapport entre le pic de débit enregistré pendant un événement pluvieux en sortie de parking perméable et le pic de débit de précipitations, exprimé en %. Cet abattement peut aussi être calculé à partir du rapport entre les débits de pointe en sortie de parking perméable et les débits de pointe du ruissellement de surface d'un parking ou d'une voirie imperméable. Les abattements médians ou moyens des pics de pluie par les parkings perméables dans la littérature sont compris entre 63 et 93,8 % (Braswell *et al.*, 2018b; Collins *et al.*, 2008; Drake *et al.*, 2014a; Garnier, 2020; Wardynski *et al.*, 2012). Cet indicateur de performance hydrologique est souvent accompagné du temps de réponse entre le pic de pluie et le pic de débit (ou pic de débit de parking imperméable et pic de débit de parking perméable), ou du décalage temporel entre le centre de gravité de la pluie et le centre de gravité du débit. En considérant les pics de pluies, le temps de retard médian entre le débit de pointe de référence (parking imperméable ou pluie) et celui d'un parking perméable est compris entre 4 et 28 min et (Braswell *et al.*, 2018b; Collins *et al.*, 2008). Quand les centres de gravité sont pris en compte, les temps de retard sont significativement plus longs, avec en moyenne 7h20min dans Garnier (2020) et entre 6 et 89h (médiane = 14h) dans Drake *et al.* (2014a). Ces temps très longs sont dus à la dynamique des débits en sortie d'un parking perméable, qui entraîne un rejet d'eau pendant plusieurs heures voire plusieurs jours après la pluie, comme illustré en Figure I.4.

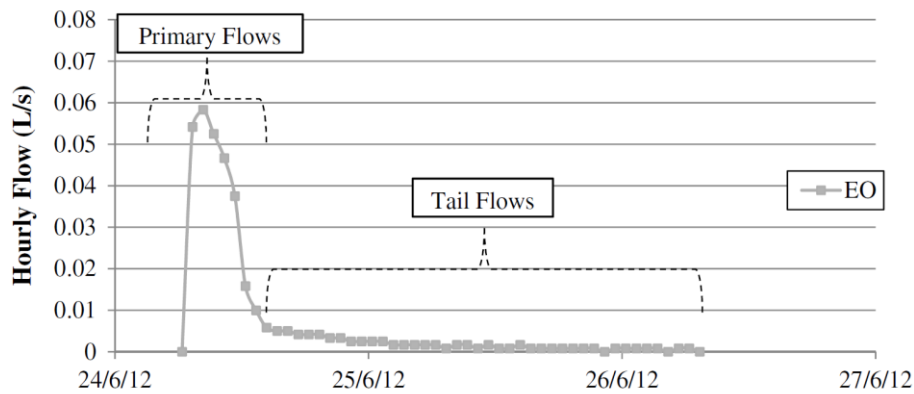


Figure 1.4 : Hydrogramme d'un parking perméable avec pavés de béton autobloquants (Drake *et al.*, 2014a)

Des temps de vidange (= temps entre le début de l'écoulement en sortie de drain du parking perméable et la fin de l'écoulement) compris entre 0,85 h et 34,5h illustrent aussi cette dynamique (Alsubih *et al.*, 2017; Braswell *et al.*, 2018b; Winston *et al.*, 2020). Ces temps de vidange varient en fonction de la hauteur de pluie : plus la hauteur de pluie est élevée, plus il faut du temps au parking perméable pour se vidanger (Tableau 1.3). L'étude d'Alsubih *et al.* (2017), bien que réalisée sur une maquette en laboratoire, a aussi mis en évidence l'importance de la teneur en eau initiale dans une structure perméable, puisque les temps de vidange les plus courts pour une même hauteur de pluie ont été obtenus pour des durées de temps sec préalables d'environ 2 jours quand les temps de vidange les plus longs ont été obtenus pour des durées de temps sec inférieures à 24h.

Tableau 1.3 : Temps de vidange moyen de parkings perméables végétalisés dans la littérature

Référence	Type de parking perméable	Hauteur de pluie (mm)	Temps de vidange moyen (heures)
(Alsubih <i>et al.</i> , 2017)	Pavés de béton (maquette en laboratoire)	6,45	0,86 à 5,64
		7,8	0,85 à 5,90
		11,07	1,87 à 7,43
(Braswell <i>et al.</i> , 2018b)	Pavés de béton autobloquants	0 à 8	13,2
		8 à 13	12,6
		13 à 25	18,9
		> 25	19,4
(Winston <i>et al.</i> , 2020)	Pavés de béton autobloquants avec une citerne réservoir	< 6,4	3,6
		6,4 à 12,4	10,3
		12,7 à 25,1	19,7
		> 25,4	34,5

1.3.3. Conclusions sur les performances hydrologiques des parkings perméables dans la littérature

Les parkings perméables sont capables de réduire de manière systématique et significative les volumes d'eau injectés dans les réseaux d'assainissement par rapport à un parking imperméable, que ce soit à l'échelle de plusieurs mois ou années (entre 22 et 100 % d'abattement), ou à l'échelle d'un événement pluvieux (entre 10,2 et 100 %). Les conditions faisant varier ces valeurs sont aussi bien météorologiques (hauteur des pluies, durées des événements, etc.) qu'expérimentales (type de parking perméable, nature des matériaux,

étanchéité à la base de la structure, placement du drain, ajout d'outils améliorant la rétention en eau (colonnes capillaires par exemple), etc.). On peut cependant retenir que la hauteur des pluies et les saisons influent de manière significative la capacité des parkings perméables à retenir l'eau.

La dynamique des débits en sortie de drain des parkings perméables est aussi très différente d'un parking imperméable, avec un abattement des pics de pluie compris entre 63 et 93,8 %, et des temps de retard et de vidange nettement plus élevés, pouvant respectivement atteindre plusieurs dizaines de minutes, et plusieurs heures ou jours. La rétention de l'eau de pluie infiltrée dans un parking perméable joue donc un rôle essentiel quant au ralentissement des vitesses d'écoulement en sortie de drain et à l'abattement des pics de pluie.

1.4. Qualité des eaux des parkings et voiries imperméables

Pour comprendre l'impact des parkings perméables sur la qualité des eaux, il est d'abord nécessaire de connaître le type et le niveau de pollution généralement attendus pour des parkings, à travers les résultats de travaux antérieurs. Comme les données concernant les parkings sont limitées, nous avons étendu nos recherches bibliographiques aux voiries imperméables, pour lesquelles le nombre d'études et de familles de polluants analysés étaient plus variées.

Les polluants véhiculés par les eaux de ruissellement sont en très grande majorité émis par les automobiles (gaz d'échappement, usure des pièces, consommables, lessivage des revêtements), l'usure des chaussées et des peintures, et le mobilier urbain (lessivage des bâtiments). En plus des polluants déjà présents à la surface des sols, les polluants atmosphériques vont être fixés au sol par la pluie et le ruissellement va impliquer une mise en suspension et une lixiviation des polluants solides présents à la surface des sols. Dans le cas de sols urbains imperméables, les polluants vont être transportés par l'eau ruisselant en surface des sols, jusqu'à rejoindre le réseau d'assainissement et à terme des bassins de rétention ou des rivières.

1.4.1. Paramètres globaux et éléments majeurs

Les gammes des médianes ou à défaut des moyennes des concentrations moyennes événementielles données dans la littérature sont présentées dans le Tableau I.4 pour les paramètres globaux et les concentrations dissoutes et totales en éléments nutritifs et majeurs. Quand cela est possible, ces valeurs sont comparées à des valeurs seuil à ne pas dépasser pour un bon état des eaux de surface, données par le guide REEE-ESC issu de la Directrice Cadre sur l'Eau (MEEM, 2016).

Les pH médian et moyen des eaux de parkings ou de voiries imperméables provenant de la littérature ont des valeurs proches d'un pH neutre, et entrent dans la gamme fixée par le guide REEE-ESC (MEEM, 2016). En ce qui concerne les MES, les concentrations sont très variables, et dépassent régulièrement la valeur seuil de 50 mg/L, aussi bien pour des parkings que pour des voiries. Pour le carbone organique, les concentrations sont, pour toutes les études, supérieures à la valeur seuil de 5 mg/L, que ce soit dans la phase totale ou dans la phase dissoute. Pour les éléments nutritifs, les concentrations en nitrates et nitrites sont toujours inférieures à la valeur

seuil, alors que pour l'ammonium, le phosphore total et les phosphates, les concentrations dépassent les valeurs seuil pour certaines études. Pour les éléments majeurs, aucune valeur seuil n'est donnée, mais la variabilité des concentrations est assez importante pour l'aluminium, le fer, le sodium, le potassium, le magnésium et le calcium, notamment à cause de la nature des matériaux des parkings et voiries.

Tableau I.4 : Gammes des médianes ou des moyennes des paramètres globaux et des concentrations totales et dissoutes en éléments nutritifs et majeurs dans la littérature pour des parkings^a (Braswell *et al.*, 2018b, 2018a; Brattebo and Booth, 2003; Drake *et al.*, 2014b; Dreelin *et al.*, 2006; Garnier, 2020; Razzaghamanesh and Borst, 2019; Revitt *et al.*, 2014; Rushton, 2001; Selbig *et al.*, 2019) et des voiries^b imperméables (Bean and Hunt, 2005; Bressy, 2010; Clara *et al.*, 2010; DiBlasi *et al.*, 2009; Flanagan, 2018; Kayhanian *et al.*, 2012; Legret and Colandini, 1999; Leroy *et al.*, 2016; Tota-Maharaj *et al.*, 2012), et comparées aux valeurs seuil françaises pour une eau de surface de bonne qualité (MEEM, 2016)

Paramètres	Phase totale		Phase dissoute		Valeur seuil (MEEM, 2016)	
	Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)	Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)		
pH	7 ^a – 8 ^b	7,1 ^b – 7,6 ^{a,b}	-		6,5-8,2	
Conductivité (µS/cm)	72,7 ^a - 234 ^b	96 ^b – 163 ^b	-		-	
MES (mg/L)	61 ^a - 568 ^b	12 ^{a,b} – 703 ^a	-		50	
CO (mg/L)	6,1 ^a - 49 ^b	9,4 ^a – 21,8 ^b	6,1 ^b – 13,1 ^b	18,7 ^b	5	
Éléments nutritifs	NK (mg/L – N)	0,8 ^a - 2,9 ^b	0,8 ^a – 2,3 ^b	< 1 ^b	-	-
	NH ₄ ⁺ (mg/L – N)	-	-	0,2 ^{a,b}	0,13 ^a – 4,6 ^b	0,4
	NO ₃ ⁻ (mg/L – N)	-	-	0,47 ^b	0,28 ^a – 1,8 ^b	11
	NO ₂ ⁻ (mg/L – N)	-	-	< 0,08 ^b	0,03 ^a – 0,07 ^a	0,09
	P (mg/L – P)	0,05 ^a – 0,48 ^b	0,04 ^a – 0,5 ^a	0,06 ^a – < 0,1 ^b	0,09 ^a	0,2
	PO ₄ ³⁻ (mg/L – P)	-	-	< 0,16 ^b	0,001 ^a – 1,4 ^b	0,16
	Éléments majeurs	Al (mg/L)	1,1 ^a – 14,4 ^b	0,4 ^a – 1,4 ^a	< 0,1 ^{a,b}	-
Fe (mg/L)		0,002 ^a – 13,8 ^b	0,003 ^a – 18,5 ^a	0,02 ^a - 0,15 ^b	0,4 ^b	-
Mn (mg/L)		0,11 ^a – 0,26 ^b	0,01 ^a – 0,15 ^a	0,0007 ^a - 0,003 ^b	-	-
Ti (mg/L)		0,4 ^a - 0,8 ^b	-	0,0005 ^a - 0,002 ^b	-	-
Na (mg/L)		1,6 ^a – 30,2 ^b	2,1 ^a	0,2 ^a - 30,5 ^b	-	-
K (mg/L)		2,8 ^a – 4,7 ^b	0,002 ^a	0,534 ^a - 1,22 ^b	-	-
Mg (mg/L)		0,98 ^a – 6,4 ^a	11,2 ^a	0,2 ^a - 0,68 ^b	-	-
Ca (mg/L)		17,3 ^a – 61 ^b	8,3 ^a – 21,7 ^a	12,2 ^a - 17,6 ^b	-	-
Si (mg/L)		-	-	1,27 ^b	2,72 ^b	-

1.4.2. Éléments traces métalliques (ETM)

Les médianes et moyennes des concentrations en ETM dans la phase totale et la phase dissoute sont présentées dans le Tableau I.5, et comparées aux normes de qualité environnementale françaises (MEEM, 2016) ou européennes (EC, 2013) quand elles sont disponibles. Les concentrations en Ba, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, V et Zn montrent une forte variabilité. Les concentrations les plus fortes sont en majorité obtenues pour les études de voiries où le trafic est plus dense et la vitesse plus élevée que sur un parking. La comparaison des concentrations dissoutes avec les NQE montre que seul le chrome a une concentration inférieure à la NQE dans toutes les études, même si elle peut s'en approcher. Pour As, Cd, Ni, et Pb les concentrations sont souvent inférieures aux NQE, mais la dépassent quelque fois. Pour Zn, la NQE est souvent dépassée et pour Cu, la NQE est dépassée dans toutes les études montrées ici.

Tableau I.5 : Gammes des médianes ou des moyennes des concentrations totales et dissoutes en éléments traces métalliques (ETM) dans la littérature pour des parkings^a (Braswell *et al.*, 2018a; Brattebo and Booth, 2003; Drake *et al.*, 2014b; Dreelin *et al.*, 2006; Garnier, 2020; Revitt *et al.*, 2014; Rushton, 2001; Selbig *et al.*, 2019) et des voiries^b imperméables (Bean and Hunt, 2005; Bressy, 2010; Flanagan, 2018; Kayhanian *et al.*, 2012; Legret and Colandini, 1999; Leroy *et al.*, 2016; Stachel *et al.*, 2010) et comparées aux normes de qualités environnementales (NQE) moyennes annuelles *françaises (MEEM, 2016) ou **européennes (EC, 2013).

ETM	Phase totale		Phase dissoute		NQE (phase dissoute)
	Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)	Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)	
As (µg/L)	1,1 ^b – 1,8 ^a	-	0,2 ^a – 0,8 ^b	1 ^b	0,83*
Ba (µg/L)	74 ^a – 170 ^b	-	6,5 ^a – 13 ^b	-	-
Cd (µg/L)	0,2 ^a – 0,4 ^b	0,3 ^b – 1,3 ^b	0,01 ^a – 0,1 ^b	0,2 ^b	0,15**
Co (µg/L)	1,3 ^a – 4,9 ^b	2 ^a	0,03 ^a – < 2 ^b	-	-
Cr (µg/L)	3,2 ^a – 37,2 ^b	4,3 ^a – 8,6 ^b	0,2 ^a – 2,2 ^b	3,3 ^b	3,5*
Cu (µg/L)	11 ^a – 258 ^b	1 ^{a,b} – 205 ^{a,b}	1,9 ^a – 24,9 ^b	14,9 ^b	1*
Mo (µg/L)	9 ^b	-	< 2 ^b	-	-
Ni (µg/L)	3,8 ^a – 16,2 ^b	2 ^{a,b} – 493 ^{a,b}	0,5 ^a – 3,4 ^b	4,9 ^b	4**
Pb (µg/L)	5,7 ^a – 62,9 ^b	1 ^{a,b} – 47,8 ^b	0,05 ^a – 1,2 ^b	7,6 ^b	1,2**
Sr (µg/L)	44,1 ^a – 170 ^b	147 ^a	25,4 ^a – 100 ^b	-	-
V (µg/L)	5,3 ^a – 27,1 ^b	6,5 ^a	0,9 ^a – 1,8 ^b	-	-
Zn (µg/L)	41 ^a – 693 ^b	1 ^{a,b} – 700 ^{a,b}	4,1 ^a – 40,4 ^b	68,8 ^b	7,8*

1.4.3. Hydrocarbures

Les médianes et moyennes des concentrations en hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans la phase totale et la phase dissoute sont présentées dans le Tableau I.6. Ces concentrations sont comparées aux normes de qualité environnementale européennes (EC, 2013) quand elles sont disponibles.

Les concentrations en hydrocarbures totaux et HAPs dans la phase totale sont variables, de l'ordre de quelques ng/L pour la gamme basse et jusqu'à plusieurs centaines de ng/L pour la gamme haute des concentrations analysées. Excepté pour le naphthalène (Nap), les concentrations les plus faibles sont mesurées pour des parkings imperméables où le trafic est moins dense et la vitesse ralentie par rapport à une voirie, pour laquelle les concentrations plus élevées sont mesurées. Les concentrations médianes dans la phase dissoute sont nettement plus faibles que dans la phase totale voire même inférieures aux limites de quantification pour les HT et la majorité des HAPs (1MN, 2MN, Acyl, A, BaA, Chry, BaP, BkF, BPer, IP, BbF, DahA, Cor), ce qui indique une meilleure affinité de ces polluants avec la phase particulaire. Les concentrations moyennes en phase dissoute obtenues pour une voirie imperméable sont cependant élevées pour certains composés (Nap, F, A, Phen, Fluo, Pyr et Chry), et montrent un potentiel de contamination plus important pour une voirie qu'un parking.

Les concentrations totales en Nap sont inférieures aux NQE données dans la DCE (EC, 2013) pour tous les sites d'études, mais pour l'antracène (A), le fluoranthène (Fluo) et le Benzo[a]pyrène (BaP) les valeurs de NQE sont parfois (A) ou toujours (Fluo, BaP) dépassées, même pour les parkings pour lesquels les concentrations sont déjà plus faibles que pour les voiries.

Tableau I.6 : Gammes des médianes ou des moyennes des concentrations totales et dissoutes en hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans la littérature pour des parkings^a et des voiries^b imperméables (DiBlasi *et al.*, 2009; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Kayhanian *et al.*, 2012; Leroy *et al.*, 2016; Lundy *et al.*, 2012; Roinas *et al.*, 2014; Stachel *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2008) et comparées aux normes de qualité environnementales moyennes annuelles (EC, 2013)

Paramètres		Phase totale		Phase dissoute		NQE (phase totale)
		Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)	Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)	
	HT (mg/L)	1,12 ^b	0,003 ^b – 17 ^b	< 0,2 ^b	-	-
Hydrocarbures aromatiques polycycliques	Nap (ng/L)	< 30 ^b – 211,5 ^a	29 ^b – 187 ^a	< 10 ^b – 20 ^a	38,5 ^b	2000
	1MN (ng/L)	29 ^b	-	< 10	-	-
	2MN (ng/L)	50 ^b	-	< 10	-	-
	Acyl (ng/L)	5,21 ^a – 104 ^b	24 ^b	< 1,3 ^a – < 10 ^b	4,5 ^b	-
	Acen (ng/L)	5,74 ^a – 27 ^b	10 ^b	2,9 ^a – <10 ^b	10,2 ^b	-
	F (ng/L)	18,1 ^a – 32 ^b	66 ^b	6,8 ^a – < 10 ^b	25,8 ^b	-
	A (ng/L)	8,12 ^a – 500 ^b	69 ^b	< 2 ^a – < 10 ^b	24,3 ^b	100
	Phen (ng/L)	110,3 ^a – 356 ^b	524 ^b – 1900 ^b	6,4 ^a – 23 ^b	112,7 ^b	-
	Fluo (ng/L)	110,9 ^a – 803 ^b	1041 ^b	11,2 ^a – 15 ^b	136,9 ^b	6,3
	Pyr (ng/L)	93,1 ^a – 851 ^b	718 ^b	1,43 ^a – 21 ^b	86,2 ^b	-
	BaA (ng/L)	31,7 ^a – 255 ^b	180 ^b	< 0,9 ^a – < 10 ^b	12,5 ^b	-
	Chry (ng/L)	57,5 – 479 ^b	471 ^b	< 0,7 ^a – < 10 ^b	29,6 ^b	-
	BaP (ng/L)	11,7 ^a – 390 ^b	178 ^b – 480 ^b	< 2,9 ^a – < 10 ^b	4,5 ^b	0,17
	BkF (ng/L)	6,9 ^a – 179 ^b	153 ^b	< 1,7 ^a – < 10 ^b	10 ^b	-
	BPer (ng/L)	< 40 ^a – 361 ^b	86 ^b	< 10 ^{a,b}	1,7 ^b	-
	IP (ng/L)	< 40 ^a – 272 ^b	47 ^b	< 10 ^{a,b}	2 ^b	-
	BbF (ng/L)	59,9 ^a – 570 ^b	218 ^b	< 1,7 ^a – < 10 ^b	15,1 ^b	-
DahA (ng/L)	< 40 ^b – 80 ^b	7 ^b	< 10 ^{a,b}	<10 ^b	-	
Cor (ng/L)	187 ^b	-	< 10 ^b	-	-	
	Σ ₁₆ HAP (ng/L)	895,9 ^a – 4907 ^b	350 ^b – 9400 ^b	< 89,9 ^a – < 190 ^b	548,2 ^b	-

1.4.4. Bisphénol A, alkylphénols et phtalates

Les gammes des médianes et moyennes des concentrations moyennes événementielles en bisphénol A, alkylphénols et phtalates dans la phase totale et la phase dissoute sont présentées dans le Tableau I.7. Ces concentrations sont comparées aux normes de qualité environnementale européennes (EC, 2013) quand elles sont disponibles.

Tableau I.7 : Gammes des médianes ou des moyennes des concentrations totales et dissoutes en bisphénol A (BPA), alkylphénols et phtalates dans la littérature pour des parkings^a et des voiries^b imperméables (Björklund *et al.*, 2009; Clara *et al.*, 2010; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Stachel *et al.*, 2010) et comparées aux normes de qualité environnementales moyennes annuelles (EC, 2013)

Paramètres		Phase totale		Phase dissoute	NQE (phase totale)
		Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)	Médiane (min – max)	
	BPA (ng/L)	157,7 ^a – 1400 ^b	-	137,5 ^a – 280 ^b	-
Alkylphénols	OP (ng/L)	18,8 ^a – 430 ^b	-	5,73 ^a – 126 ^b	100
	OP ₁ EO (ng/L)	26 ^b – 52,7 ^a	-	< 17 ^b – 32,7 ^a	-
	OP ₂ EO (ng/L)	7,4 ^a – 29 ^b	-	3,9 ^a – < 6 ^b	-
	NP (ng/L)	329,1 ^a – 1647 ^b	393,8 ^b	147,5 ^a – 386 ^b	300
	NP ₁ EC (ng/L)	0 ^a – 113 ^b	-	0 ^a – 105 ^b	-
	NP ₁ EO (ng/L)	0 ^a – 366 ^b	1100 ^b	35,1 ^a – 38 ^b	-
	NP ₂ EO (ng/L)	62,7 ^a – 2230 ^b	2000 ^b	0 ^a – 180 ^b	-
Phtalates	DMP (µg/L)	0,44 ^b	0,05 ^b – 0,2 ^b	< 0,25 ^b	-
	DiBP (µg/L)	2,8 ^b	-	1,3 ^b	-
	DBP (µg/L)	1,7 ^b	0,2 ^b – 0,3 ^b	0,28 ^b	-
	DEHP (µg/L)	8,6 ^b – 14 ^b	2,5 ^b – 4,5 ^b	3,4 ^b	1,3
	DNP (µg/L)	0,2 ^b	-	< 0,11 ^b	-

Les concentrations en BPA et alkylphénols sont très variables entre les études, mais elles sont souvent nettement réduites pour des parkings par rapport à des voiries. Les concentrations totales en OP sont parfois inférieures à la NQE de 100 ng/L, tandis que pour NP la NQE est dépassée dans toutes les études, aussi bien pour des parkings que des voiries imperméables. Pour les phtalates, le peu d'études disponibles ne permet pas de discuter sur leur variabilité, mais en ce qui concerne DEHP, il semblerait que les concentrations totales soient systématiquement supérieures à la NQE de 1,3 µg/L. Cependant, ces concentrations n'ont été obtenues que pour des voiries, et pourraient être plus faibles pour des parkings comme on a pu l'observer avec les autres familles de polluants.

1.4.5. Conclusions sur la qualité des eaux de parkings et de voiries imperméables

L'évaluation des taux de contamination des eaux de parkings et de voiries pour différentes familles de polluants donnés dans la littérature a montré le caractère très variable des concentrations entre les études pour un même polluant.

Pour la majorité des polluants comparés à des NQE, les concentrations sont soit supérieures, soit inférieures selon les études, reflétant la variabilité des concentrations.

Enfin, les concentrations des polluants sont dans l'ensemble souvent plus faibles pour des parkings que pour des voiries imperméables, à cause des différences d'utilisation (trafic et vitesse réduite sur un parking).

1.5. Qualité des eaux issues des parkings perméables

1.5.1. Les différents processus en jeu dans les sols pour la rétention/dégradation des polluants

Dans le cas où l'eau s'infiltré dans un milieu poreux comme avec les parkings perméables, une part de la pollution (les matières en suspension) est filtrée par la surface. Dans le sol, différents processus se produisent comme le résume la Figure I.5 extraite de Grebel *et al.* (2013).

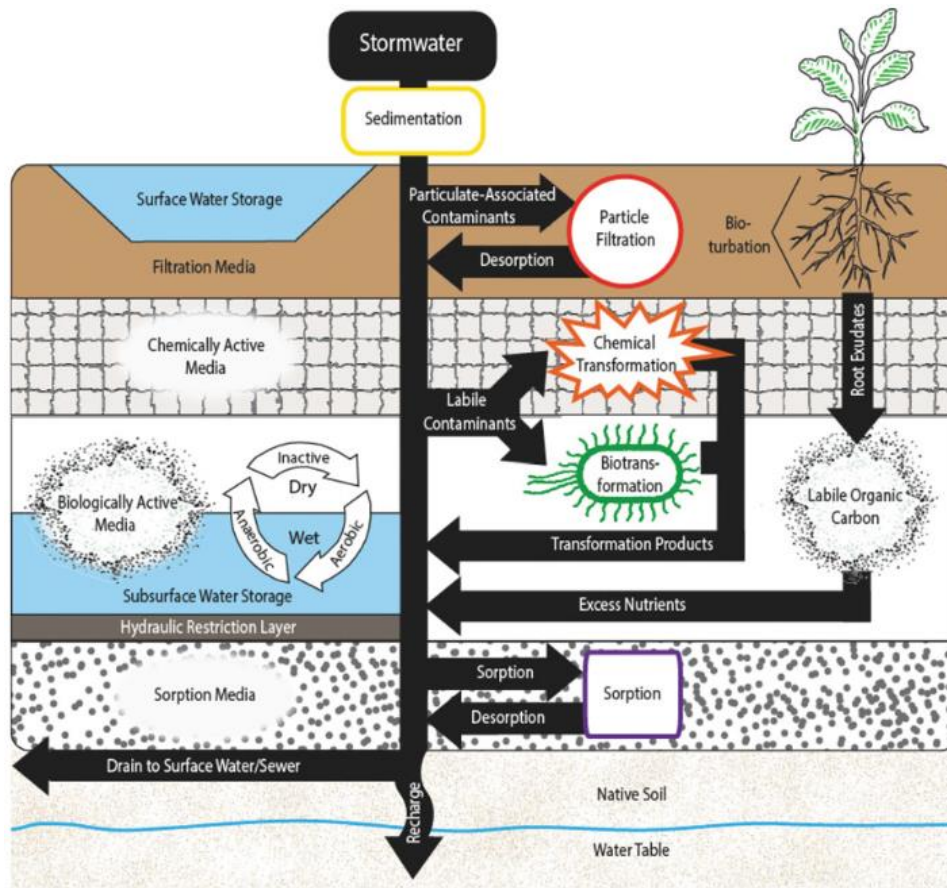


Figure I.5: Schéma des principaux processus dans un système de filtration (Grebel *et al.*, 2013)

Les différents processus sont :

- **la filtration physique** : certaines substances sont filtrées grâce à la différence de taille entre les particules et les pores du sol. Cette réaction se fait principalement dans les premiers centimètres des sols.
- **l'adsorption/désorption** à la surface des solides : L'adsorption consiste en une interaction entre un élément dissous (adsorbat) et la surface d'un solide (adsorbant). On peut distinguer deux processus d'adsorption : la physisorption et la chimisorption. La physisorption est due à une interaction physique réversible entre la surface du solide et les molécules en solution, par les forces de Van der Waals et par les forces électrostatiques. La chimisorption (ou complexation de surface) est une interaction chimique entre les molécules en solution et le solide, avec mise en commun ou transfert d'électrons. Les forces d'interaction de la chimisorption étant plus fortes que celles de la physisorption, l'adsorption chimique est moins réversible voire irréversible par rapport à l'adsorption physique. Cette réaction est surtout réalisée entre la surface des solides et les métaux, les phosphates et dans certains cas les polluants organiques (Grebel *et al.*, 2013). Les polluants organiques représentent une catégorie de polluants très complexes avec une majorité de molécules apolaires et hydrophobes mais aussi des molécules hydrophiles très solubles dans l'eau comme les phénols ou certains pesticides/biocides. Les molécules hydrophobes ne vont pas se mélanger à l'eau et vont avoir tendance à se regrouper entre elles ou à être adsorbées à la surface de solides

pour limiter les interactions avec les molécules d'eau. Au contraire les molécules hydrophiles vont facilement se mélanger à l'eau, posant des risques de contamination élevés des réservoirs d'eau comme les nappes phréatiques. Le phénomène inverse à l'adsorption est la désorption, qui consiste à remettre en solution un élément adsorbé à la surface d'un solide.

- **la précipitation/dissolution** : la précipitation se réfère à la formation d'un solide, tandis que la dissolution est définie par une mise en solution. Quand un solide se trouve en contact avec l'eau, une partie peut être dissoute jusqu'à atteindre un équilibre entre la phase solide et la phase aqueuse. A l'inverse, quand un élément présent en phase aqueuse atteint la saturation alors il y a un phénomène de précipitation. La précipitation/dissolution peut dépendre de différents facteurs (pH, conditions redox, interaction entre les molécules, ...).
- **l'oxydo-réduction** : cette réaction représente un transfert d'électron(s) entre un donneur d'électron (oxydant) et un receveur (réducteur).
- **les réactions acide/base** : transfert de protons entre un donneur (acide) et un receveur (base).
- **la biodégradation** : réaction de décomposition de certaines substances en molécules plus simples grâce à une activité biologique (macro et micro-organismes).
- **la captation par la végétation** : possibilité de la végétation de capter certaines substances présentes dans le sol ou dans l'eau du sol.

L'infiltration de l'eau dans la structure du parking perméable va permettre à celle-ci de faire l'objet de différents processus physico-chimiques permettant le traitement des eaux pluviales. Quelques études ont permis de mettre en évidence la capacité des parkings perméables à abattre certains des polluants présents dans les eaux pluviales urbaines (matières en suspension (MES), nutriments, métaux, hydrocarbures) en comparaison avec des surfaces imperméables.

1.5.2. Les matières en suspension

La littérature présente une réduction importante de la concentration en MES dans les effluents des parkings perméables par rapport à des parkings imperméables ou des bassins versants de référence, entre 59 et 100 % (Tableau I.8) (Bean and Hunt, 2005; Drake *et al.*, 2014b; Garnier, 2020; Legret and Colandini, 1999). Cette réduction des MES est variable d'une étude à l'autre à cause des différences de conditions expérimentales, mais ces résultats indiquent globalement qu'une part significative de la pollution piégée dans les particules est filtrée. Une telle observation a été faite par Legret and Colandini (1999) qui montrent que le piégeage des MES a permis d'abattre les concentrations en ETM, qui sont en partie adsorbés à la surface des MES ou qui précipitent et puis sont filtrés.

Tableau I.8: Réduction (%) des concentrations des Matières En Suspension (MES) dans quelques études (* comparaison entre des eaux de ruissellement sur du béton bitumineux et les eaux d'exfiltration des parkings perméables ; ** comparaison entre un bassin versant de référence et une rue avec un revêtement en béton bitumineux drainant)

Références	Type de surface perméable	Nombre d'événements / Périodes de suivi	% de réduction des MES (a moyenne, b médiane)
Bean and Hunt (2005)	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables*	14 / Juin 2003 à Décembre 2004	72 ^a
Drake <i>et al.</i> (2014b)	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables avec joints (agrégats de calcaire 2/3mm) de 3-4cm de large*	- / Juin 2010 à Juin 2012	80 ^a
	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables avec joints (agrégats de calcaire 1/9mm) de 13-14 cm de large*		87 ^a
	Béton perméable*		80 ^a
Garnier (2020)	Chaussée à structure réservoir* avec une surface en béton poreux	9 / Avril 2016 à Décembre 2018	100 ^b
Legret and Colandini (1999)	Béton bitumineux drainant**	40 / 1991-1994	59 ^a

Cette capacité des parkings perméables à filtrer des quantités importantes de MES a soulevé la question du colmatage des revêtements de surface qui peut entraîner une diminution de l'infiltration de surface (Fassman and Blackburn, 2010; Rodriguez-Hernandez *et al.*, 2012; Scholz and Grabowiecki, 2007). Pour lutter contre ce phénomène, certains auteurs ont noté la nécessité d'une maintenance régulière par le nettoyage de la chaussée (Rodriguez-Hernandez *et al.*, 2012). Bien sûr une telle maintenance n'est possible que pour les parkings avec un revêtement de surface dur comme des pavés perméables sans joints ou du béton perméable, puisque dans d'autres cas (pavés avec joints, graviers, substrat) cela pourrait abimer le revêtement.

Le type de parking perméable et donc de revêtement de surface a aussi son importance dans la rétention en MES comme le montre l'étude Sañudo-Fontaneda *et al.* (2014) (Figure I.6). Les pavés de béton autobloquants avec joints perméables présentent des concentrations en MES plus faibles que le béton bitumineux drainant, les pavés de bétons modifiés avec des polymères, les cellules de béton enherbées ou les grilles plastiques enherbées.

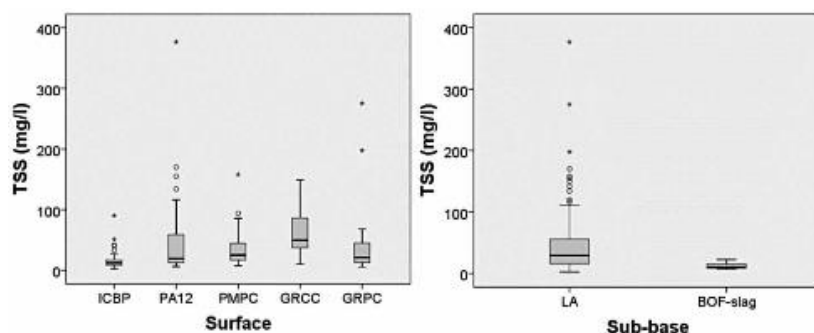


Figure I.6: Concentrations en MES pour différents revêtements perméables (ICBP: pavés de béton autobloquants avec joints perméables, PA12: béton bitumineux drainant, PMPC : pavés de béton poreux modifiés avec des polymères, GRCC: cellules de béton enherbées, GRPC: grilles plastiques enherbées) et matériaux de fondation (LA: agrégats calcaires lavés, BOF-slag: laitiers d'aciérie) (Sañudo-Fontaneda *et al.*, 2014b)

En plus du revêtement de surface, les géotextiles, souvent utilisés dans les parkings perméables, sont aussi capables de retenir les MES. Dans l'étude de Tota-Maharaj *et al.* (2012) sur des parkings perméables, l'ajout de géotextile a permis de diminuer la concentration en MES retrouvée en sortie d'ouvrage par rapport à un parking perméable sans géotextile. Ainsi, la concentration moyenne en MES pour un parking perméable sans géotextile est de près de 50 mg/l tandis qu'avec un géotextile la concentration moyenne tombe autour de 20 mg/l, soit une réduction de plus de 50 %. L'utilisation de deux géotextiles dans un même système perméable permet encore de réduire la concentration en MES, autour de 15 mg/l.

1.5.3. Les éléments nutritifs

L'analyse des concentrations en nutriments dans différentes études montre une variabilité très importante des capacités de rétention de ces éléments par les parkings perméables (Tableau I.9) (Bean and Hunt, 2005; Boving *et al.*, 2008; Collins *et al.*, 2009; Drake *et al.*, 2014b). Cette variabilité est due à la nature des processus en jeu dans les parkings perméables.

Pour ce qui est de l'azote, l'eau de pluie et l'eau s'infiltrant dans la structure du parking perméable sont chargées en nitrates, nitrites, oxydes d'azote, diazote, ammonium et dans une moindre mesure en ammoniac. Dans un milieu oxydant (présence d'oxygène), l'ammonium, l'ammoniac et l'azote organique (présent dans le sol) vont subir un processus d'oxydation (Figure I.7) impliquant la formation de nitrites et de nitrates. C'est pourquoi de nombreuses études montrent une augmentation des concentrations en nitrates dans les eaux rejetées, à l'exemple de l'étude de Bean and Hunt (2005), où la concentration en nitrates dans les eaux en sortie d'un parking perméable en pavés de béton autobloquants avec joints perméables (1,66 mg/l) est plus de 4 fois supérieure à la concentration en nitrates de la pluie (0,39 mg/l).

Tableau I.9: Réduction (%) des concentrations ^a ou des charges ^b en nutriments (* comparaison entre des eaux de ruissellement sur du béton bitumineux et les eaux d'exfiltration des parkings perméables ; **comparaison avec une pluie synthétique (entrée))

Références	Type de surface perméable	Nombre d'événements/Périodes	P T	PO ₄ ²⁻	NKT	N T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺
Bean and Hunt (2005)	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (Cary) ^{*a}	15/ Février à Décembre 2004	-58	-311	17	-31	-326		91
	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (Goldsboro) ^{*a}	14 / Juin 2003 à Décembre 2004)	65	58	55	35	-48		86
Boving <i>et al.</i> (2008)	Béton bitumineux drainant ^{**a}	14/ Janvier 2004 à Avril 2005	-	26,9	-	-	27	-	-
Collins <i>et al.</i> (2009)	Béton drainant ^{*b}	20 / Janvier à Juillet 2007	-	-	38	-5	-129		85
	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (12,9%) de vides ^{*b}	19 / Janvier à Juillet 2007	-	-	67	16	-129		92
	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (8,5%) de vides ^{*b}	19 / Janvier à Juillet 2007	-	-	51	11	-102		90
	Pavés de béton, quadrillés, remplis de sable ^{*b}	18 / Janvier à Juillet 2007	-	-	39	-23	-197		81
Drake <i>et al.</i> (2014b)	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (agrégats de calcaire 2/3mm) de 3-4cm de large ^{*a}	- / Juin 2010 à Juin 2012	88	83	-	35	-142	86	88
	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (agrégats de calcaire 1/9mm) de 13-14 cm de large ^{*a}		86	83	-	41	-116	86	88
	Béton perméable ^{*a}		48	9	-	44	-53	52	87

En ce qui concerne les phosphates, la source de phosphore provient majoritairement de la matière organique en décomposition ou de la biomasse active, ainsi que des engrais. Le phosphore organique est transformé en phosphore minéral par minéralisation (Figure I.8). Il est possible de trouver 3 formes différentes de l'ion phosphate dans la solution du sol (H₂PO₄⁻, HPO₄²⁻ et PO₄²⁻). L'ion présent en majorité dans la solution dépend du pH de la solution et du pK_a des différents couples acide/base (pK_a (H₂PO₄⁻ / HPO₄²⁻) = 7,09 ; pK_a (HPO₄²⁻ / PO₄²⁻) = 12,32 ; Lamontagne, 2009).

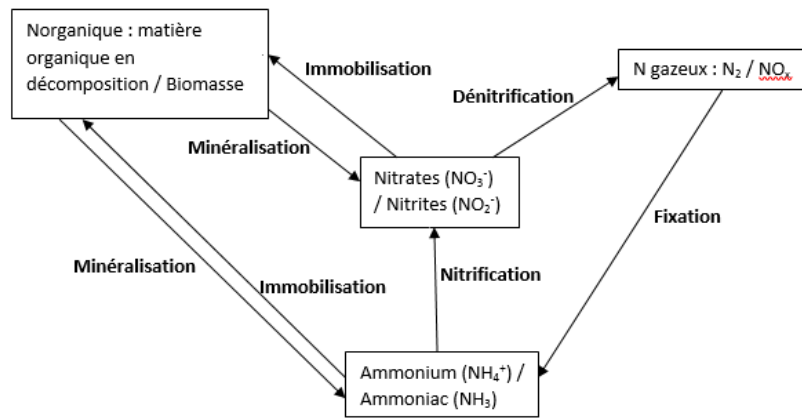


Figure I.7: Cycle de l'azote simplifié représentant les différents processus pouvant intervenir dans un parking perméable

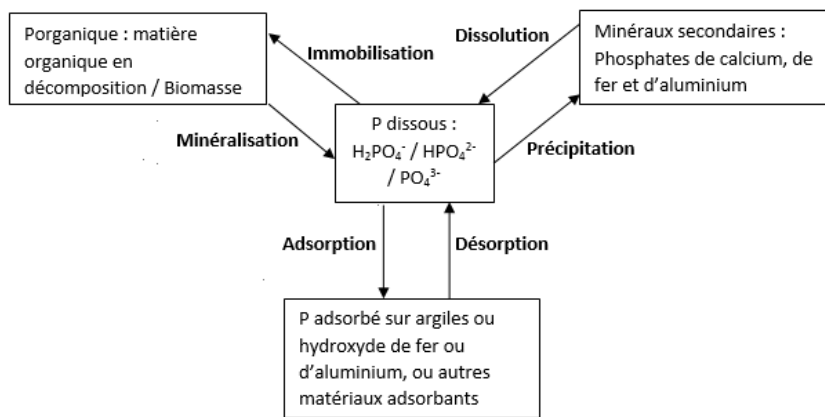


Figure I.8: Cycle du phosphore simplifié représentant les différents processus pouvant intervenir dans un parking perméable (d'après Lamontagne (2009))

Dans certains cas, l'augmentation de concentrations en nitrates/nitrites et ions phosphates entraîne une augmentation de la concentration en azote total (NT) et en phosphore total (PT) comme pour un des sites étudiés avec des pavés en béton autobloquants avec joints perméables, avec une concentration en azote total et en phosphore total des eaux de pluie de 1,62 et 0,255 mg/l respectivement, tandis que les eaux rejetées ont une concentration de 2,13 et 0,404 mg/l (Bean and Hunt, 2005). Ces résultats peuvent aussi impliquer l'émission de nutriments par les matériaux des parkings perméables.

Dans le Tableau I.9, on peut observer un abattement de la concentration en ammonium de 81 à 92 % pour différents systèmes de pavés perméables comparés à la pluie ou aux eaux de ruissellement d'une surface en bitume imperméable. L'azote kjeldhal total, les phosphates et le phosphore total se trouvent aussi abattus même si cela est moins significatif (azote kjeldhal total : entre 17 et 67%, phosphate : 9 à 83% sauf un cas où des phosphates ont été relargués avec une augmentation de 311 % (Bean, 2005), phosphore total : 48 à 88% sauf pour le cas où des phosphates ont été relargués faisant augmenter le phosphore total de 58%.

Les études qui viennent d'être citées ont été réalisées pour des systèmes de parkings perméables purement minéraux. L'impact de la végétalisation et des substrats des parkings perméables sur les nutriments n'est donc pas connu. Il est cependant possible de prévoir le

comportement de parkings perméables végétalisés en les comparant à d'autres systèmes perméables végétalisés tels que les cellules de biorétention ou les toitures végétalisées. En effet, les cellules de biorétention sont des systèmes perméables qui vont recevoir des eaux de ruissellement provenant de surfaces imperméables. Même si ceux-ci diffèrent des parkings perméables de par la nature des eaux qui entrent dans le système (les parkings perméables recevant directement les eaux de pluie), ils sont plutôt similaires vis-à-vis de leurs capacités à traiter les eaux pour permettre une infiltration dans le sous-sol. De plus, certains matériaux utilisés (exemple : le sable) ou l'emploi de végétation dans le cas des parkings perméables végétalisés peuvent permettre une comparaison entre les 2 systèmes. Ainsi, l'étude de Roseen *et al.* (2009), réalisée sur 6 systèmes de *Low Impact Development* (LID, 2 types de filtres de biorétention, 1 filtre sableux de surface, 1 zone humide au sous-sol graveleux, 1 rue arborée et 1 système en béton bitumeux drainant), observe une augmentation ou une diminution négligeable de la concentration en azote non-organique dissous pour les systèmes minéraux (dont le système en béton bitumineux drainant avec un rapport d'efficacité de -35%). Au contraire, les systèmes végétalisés telle la rue arborée ou les 2 cellules de biorétention se montrent plus efficaces pour abattre la concentration en azote non-organique (37% d'abattement pour la rue arborée, et 44% et 14% d'efficacité d'abattement pour les 2 cellules de biorétention). La zone humide est le système le plus efficace avec 100 % d'efficacité d'abattement, car elle favorise les conditions anaérobies qui permettent la réduction des nitrates grâce à la dénitrification. L'efficacité d'une zone anaérobie a aussi été montrée par Hunt *et al.* (2006), pour des cellules de biorétention, où il a été observé une diminution des concentrations en nitrates en créant une zone anaérobie dans le système perméable, permettant ainsi la dénitrification. Ils ont montré qu'un des 3 sites permettait un abattement des nitrates de 75% tandis que pour un autre site l'abattement était seulement de 13%. Une variation plus importante a été montrée avec le phosphore total avec une variation de la concentration de - 65 % à + 240 % entre l'entrée et la sortie, due à une saturation initiale des matériaux en phosphore.

Les parkings perméables ont donc des impacts différents sur les concentrations des nutriments en fonction du type de revêtement de surface. Ainsi pour des systèmes totalement minéraux (pavés et fondations), les nutriments vont être abattus, sauf les nitrates et dans certains cas les phosphates. La présence d'une zone anaérobie peut cependant limiter les teneurs en nitrates. Dans certains systèmes de parkings perméables végétalisés, l'ajout de substrat organique peut entraîner un enrichissement en nutriments comme on a pu le voir avec la biorétention ou les toitures végétalisées. Il est donc nécessaire d'essayer de doser la quantité de nutriments à ajouter dans les systèmes, de façon à avoir suffisamment de nutriments pour le bon développement de la végétation, mais pas trop pour éviter leur relargage avec les eaux d'exfiltration.

1.5.4. Les métaux

Pour ce qui est des métaux, différentes études ont montré une amélioration générale de la qualité de l'eau (Tableau I.10). Seuls les métaux présentant au moins 2 références dans la littérature sont repris ici (Cd, Cu, Pb et Zn), pour pouvoir comparer les comportements des différentes études. Les concentrations en métaux sont réduites de manière significative pour

ces différents métaux dans presque toutes les études, sauf pour le cuivre dans l'étude de Legret and Colandini (1999), avec une réduction de -11 %, indiquant que le revêtement drainant émet plus de cuivre que le bassin versant de référence. Les auteurs ont émis l'hypothèse que cela venait de la solubilité importante du cuivre. Ce cas est une exception puisque dans les autres études la réduction des concentrations totales en Cu est comprise entre 50 et 92 % (Bean and Hunt, 2005; Boving *et al.*, 2008; Brattebo and Booth, 2003; Drake *et al.*, 2014b; Garnier, 2020). Cependant, la variabilité des résultats entre les études peut être due à cette solubilité du cuivre, puisque dans l'étude de Garnier (2020), le rapport entre les concentrations dissoutes entrantes et sortantes est négatif (-210 %).

En ce qui concerne les 3 autres métaux présentés dans le Tableau I.10 (Cd, Pb et Zn) les réductions des concentrations totales sont très élevées dans toutes les études, atteignant une valeur de 100 % pour Pb et Zn dans l'étude de Garnier (2020).

La filtration des particules est un facteur important dans la rétention des métaux, les études ayant montré une concentration en métaux plus importante sur les premiers centimètres et diminuant avec la profondeur jusqu'à ne montrer aucun signe de contamination dans le sol natif (Dierkes *et al.*, 2002; Legret and Colandini, 1999).

Tableau I.10: Réduction (%) des concentrations totales en métaux (* comparaison entre des eaux de ruissellement sur du béton bitumineux et les eaux d'exfiltration des parkings perméables ; **comparaison avec une pluie synthétique (entrée) ; comparaison entre un bassin versant de référence et une rue avec un revêtement en béton bitumineux drainant)

Références	Type de surface perméable	Nombre d'événements/Périodes	Cd	Cu	Pb	Zn
Bean and Hunt (2005)	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (Goldsboro)*	14 / Juin 2003 à Décembre 2004)	-	63	-	88
Boving <i>et al.</i> (2008)	Béton bitumineux drainant **	14/ Janvier 2004 à Avril 2005	-	92	-	92
Brattebo and Booth (2003)	Dalles alvéolaires contenant du sable et de l'herbe*	9 / Novembre 2001 et Janvier à Mars 2002 (+ quelques résultats de 1996)	-	-	-	39
	Dalles alvéolaires contenant du gravier*		-	89	-	62
	Maillage de blocs de béton imperméable à 60 % rempli de sol sur lequel est plantée de l'herbe*		-	83	-	64
	Petits blocs de béton imperméable à 90 %, avec dans les espaces entre les blocs des graviers*		-	89	-	69
Drake <i>et al.</i> (2014b)	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (agrégats de calcaire 2/3mm) de 3-4cm de large* ^a	- / Juin 2010 à Juin 2012	-	62	-	80
	Pavés de béton autobloquants avec joints perméables (agrégats de calcaire 1/9mm) de 13-14 cm de large* ^a		-	61	-	82
	Béton perméable* ^a		-	50	-	62
Garnier (2020)	Chaussée à structure réservoir* avec une surface en béton poreux	9 / Avril 2016 à Décembre 2018	90	63	100	100
Legret and Colandini (1999)	Béton bitumineux drainant***	40/1991-1994	78	-11	85	81

1.5.5. Les hydrocarbures totaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les hydrocarbures représentent l'un des polluants les plus présents dans les eaux de ruissellement des voiries et parkings imperméables à cause du trafic. Des études réalisées sur des systèmes de pavés perméables ont montré une grande capacité d'abattement des hydrocarbures. Ainsi, dans l'étude de Brattebo and Booth (2003), aucune huile moteur, et aucun gasoil n'ont été détectés dans les eaux d'exfiltration des parkings perméables testés alors qu'ils ont été détectés dans 89 % des eaux de ruissellement d'une surface en bitume imperméable.

Une étude par Pratt *et al.* (1999) a aussi montré, grâce à des essais en laboratoire sur un échantillon représentatif de parking perméable minéral placé dans un réservoir en verre, que ceux-ci pouvaient être présentés comme d'importants bioréacteurs, permettant une biodégradation des hydrocarbures.

Une étude de Newman *et al.* (2006) s'est intéressée, en laboratoire, à l'utilisation de géotextiles en fibres de polyéthylène ou polypropylène pour les parkings perméables contenant des sphères relâchant des nutriments pour favoriser le développement des bactéries et ainsi entraîner une biodégradation des hydrocarbures.

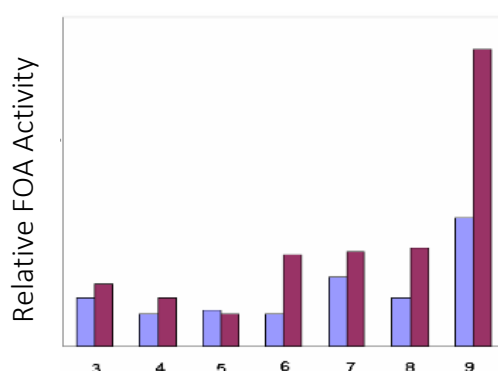


Figure I.9: Activités biologiques relatives pour 7 événements pluvieux simulés pour géotextiles avec sphères phosphatées (mauve) et pour géotextiles sans sphères phosphatées (bleu-violet) (Newman *et al.*, 2006)

Comme le montre la Figure I.9, l'utilisation de géotextile contenant des billes de phosphates (colonnes mauves) a favorisé le développement de micro-organismes par rapport un géotextile sans billes de phosphates (colonnes bleues-violettes). L'étude ne donne pas de résultats par rapport aux hydrocarbures mais elle suppose que le développement de l'activité biologique va impliquer une dégradation plus importante des hydrocarbures. Les premiers résultats ont aussi montré qu'il pouvait y avoir des relargages de nutriments et que l'efficacité à long terme de ce type de géotextile n'était pas certaine.

Une analyse de sédiments dans l'étude de Dierkes *et al.* (2002) a montré que le sous-sol d'un parking perméable (pavés de béton sans couche de filtration) âgé de 15 ans présentait des concentrations en hydrocarbures de 26 à 10 mg/kg entre 0 et 30 cm de profondeur respectivement (Tableau I.11).

Tableau I.11: Charges de polluants par charges de sédiments

Référence	Type de surface perméable	Zones analysées	Hydrocarbures (mg/kg)
Dierkes <i>et al.</i> (2002)	Pavés de béton avec joints (Etude des sédiments dans le profil de sol)	Joints	133
		Lit de pose	13
		Sous-fondation (0-5cm)	28
		Sous-fondation (5-20cm)	15
		Sous-sol (0-5cm)	26
		Sous-sol (5-10cm)	20
		Sous-sol (10-30cm)	10

Toutefois, cette concentration d'hydrocarbures dans le sous-sol reste relativement faible et ne présente pas de danger puisque d'après Dierkes *et al.* (2002), la charge en hydrocarbures minéraux doit être inférieure à 50 mg/kg pour une bonne qualité des sols. La grande majorité des hydrocarbures a été piégée dans les joints entre les pavés avec une concentration de 133 mg/kg. Cette étude a aussi montré l'absence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (< à la limite de quantification de 1,5 mg/kg) dans toutes les couches du système perméable et dans le sol sous-jacent. Des HAPs ont cependant été observés dans certaines études, comme celle de Garnier (2020) où les concentrations en HAPs des eaux en sortie de chaussée à structure réservoir sont, pour la majorité, inférieures à la limite de quantification, ou alors quand ils sont quantifiés (Nap, Acen, F, Phen), les concentrations médianes totales et dissoutes sont très faibles, les valeurs maximales étant données pour Nap (30,5 ng/L (total) et 27 ng/L (dissous)).

L'étude de Sañudo-Fontaneda *et al.* (2014) a aussi permis de montrer qu'en fonction des matériaux utilisés pour les revêtements de surface ou les fondations, les hydrocarbures totaux pouvaient être plus ou moins bien retenus (Figure I.10). Les eaux sortant d'un système de dalles alvéolaires remplies de gazon présentent des concentrations en hydrocarbures totaux 3 à 4 fois inférieures à celles de systèmes en pavés de béton autobloquants avec joints perméables ou en asphalte poreux. Pour ce qui est des fondations, celle en agrégats calcaires présente des concentrations en hydrocarbures totaux très inférieures à celle des laitiers d'aciérie (Figure I.10).

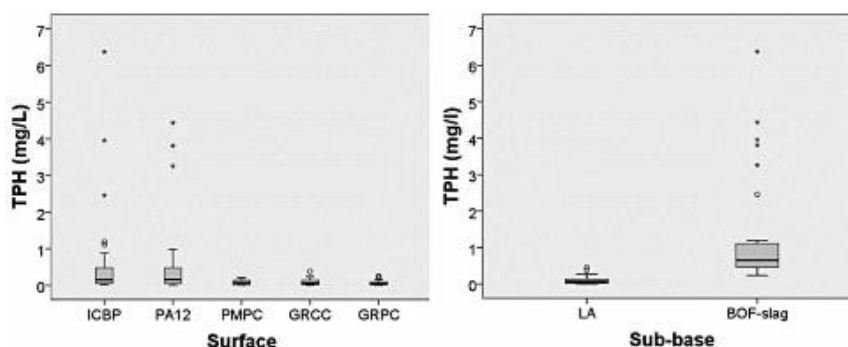


Figure 1.10: Concentrations en hydrocarbures totaux pour différents revêtements perméables (ICBP: pavés de béton autobloquants avec joints perméables, PA12: béton bitumineux drainant, PMPC : pavés de béton poreux modifiés avec des polymères, GRCC: cellules de béton enherbées , GRPC: grilles plastiques enherbées) et matériaux de fondations (LA: agrégats calcaires lavés, BOF-slag: laitiers d'aciérie), (Sañudo-Fontaneda *et al.*, 2014b)

1.5.6. Bisphénol A et alkylphénols

Alors que les nutriments, les métaux et les hydrocarbures dans les parkings perméables ont fait l'objet de quelques études, une seule s'est intéressée au bisphénol A et aux alkylphénols, celle de Garnier (2020). Cette étude fait partie du projet de recherche Micromegas qui cherchait à « comparer les potentiels de dépollution des deux approches de gestion des eaux pluviales (centralisée et décentralisée) vis-à-vis d'une large gamme de micropolluants » (Garnier, 2020). Un des sites étudiés dans ce projet était une chaussée à structure réservoir, qui correspond à un parking perméable dont le revêtement de surface est composé de béton poreux.

Les résultats ont montré que la réduction des concentrations était très variable d'un polluant à l'autre, allant de 0 % pour le bisphénol A et les octylphénols (OP), à 100 % pour NP2EO dans la phase totale. Cette variabilité est potentiellement due à la cinétique de dégradation de ces polluants organiques.

1.5.7. Conclusions sur la qualité des eaux de parkings perméables

Quelques références ont pu nous renseigner sur la capacité des parkings perméables à réduire les concentrations de certaines familles de polluants, comme les MES, les métaux ou les nutriments. En ce qui concerne les polluants organiques, le nombre de références vis-à-vis des hydrocarbures (totaux ou aromatiques polycycliques), du bisphénol A et des alkylphénols dans la littérature est très limité, voire inexistant pour les phtalates.

Malgré cela, les parkings perméables semblent être capables de réduire significativement les concentrations en MES, métaux (Cd, Cu, Pb et Zn) et HAPs par rapport à des parkings ou voiries en bitume imperméable. Cependant ces résultats sont à nuancer en fonction de la solubilité des polluants, à l'exemple du cuivre, ou du nombre limité d'études pour certains polluants, ne permettant pas de généraliser ces résultats à d'autres sites d'études. Un plus grand nombre d'évaluations de ces paramètres pourrait aider à généraliser ou non ces tendances.

Le facteur influençant le plus la rétention des polluants et la variabilité des concentrations est la capacité de filtration des parkings perméables, qui peut varier en fonction du type de revêtement de surface, de substrat ou de fondation (Bean and Hunt, 2005; Boving *et al.*, 2008; Brattebo and Booth, 2003; Dierkes *et al.*, 2002; Drake *et al.*, 2014b; Sañudo-Fontaneda *et al.*, 2014b). Cependant, excepté dans l'étude de Garnier (2020), où les concentrations en phase totale et dissoute sont systématiquement présentées, les concentrations en phase dissoute ne sont pas

dissociées de la phase totale dans la littérature, ce qui ne permet pas de connaître l'impact des parkings perméables sur les polluants dissous, qui sont les plus difficiles à piéger car plus mobiles.

Un autre point à soulever sur cet état de l'art est l'absence d'étude de la qualité des eaux pour des parkings perméables végétalisés avec un substrat organique, et non du sable ou du calcaire, (Dierkes *et al.*, 2002; Sañudo-Fontaneda *et al.*, 2014b). Or la matière organique présente dans de tels substrats peut jouer un rôle important dans la rétention ou l'émission de polluants, comme cela est montré sur des toitures végétalisées pour les nutriments ou les métaux (Gregoire and Clausen, 2011). La compréhension de l'impact des matériaux utilisés dans un parking perméable végétalisé sur les différents polluants est donc essentielle.

1.6. Enjeux de l'étude des parkings perméables végétalisés

L'état de l'art sur les parkings perméables a permis de mettre en avant deux types de parkings perméables : les minéralisés (béton, graviers, pavés, etc.) et les végétalisés (présence de végétation et parfois de substrat organique). Il est important de noter que le nombre d'études consacrées à ces 2 types de parkings perméables est déséquilibré, la très grande majorité se rapportant aux parkings perméables minéralisés. Or la présence de végétation et de substrat organique dans le cas des parkings perméables végétalisés pourrait jouer un rôle essentiel dans la rétention d'eau et/ou de polluants.

D'un point de vue quantitatif, les parkings perméables sont capables d'abattre une part significative des volumes d'eau pluviale reçus, aussi bien à l'échelle annuelle (22 à 100 % de réduction), qu'événementielle (10,2 à 100 %). Les études rapportent notamment une évolution saisonnière de la rétention d'eau (meilleurs résultats en été qu'en hiver), montrant l'importance de l'évapo(transpi)ration dans le comportement hydrologique des parkings perméables. Cette tendance saisonnière n'a été montrée que pour des parkings perméables minéralisés (Collins *et al.*, 2008; Drake *et al.*, 2014a), mais on pourrait imaginer qu'avec la présence de végétation et de substrat organique, l'évapotranspiration pourrait améliorer les résultats observés sur les parkings perméables de type minéral. L'étude de Dreelin *et al.* (2006) sur un parking perméable avec des pavés enherbés a bien montré un abattement important (74 à 100 %) des volumes d'eau évènementiels par rapport à un parking imperméable (7 à 65 %), mais il n'a pas été étudié, en plus, un parking perméable minéralisé qui permettrait d'affirmer ou non cette théorie.

Des travaux menés par ECOVEGETAL depuis 2012 sur trois types de parkings perméables (ECOMINERAL®, ECOVEGETAL® Mousses et ECOVEGETAL® Green) ont montré que des parkings perméables végétalisés avaient de meilleures performances hydrologiques par rapport à un parking perméable de type minéral (Bandel, 2018 ; Cajet, 2020 ; Coulaud, 2012 ; Jacquel, 2015 ; Rollin, 2014).

D'un point de vue qualitatif, les parkings perméables retiennent une part importante de la pollution en ETM et hydrocarbures grâce à la filtration des MES, qui restent piégés dans les premiers centimètres de l'ouvrage, et à l'adsorption. Cependant, cette réduction de la pollution n'a été évaluée que pour les polluants dans la phase totale et excepté dans l'étude de Garnier (2020), la phase dissoute n'a pas été analysée séparément. Ainsi, certains polluants, mobiles

dans l'eau, peuvent avoir des concentrations supérieures en sortie de parkings perméables qu'en entrée (Garnier, 2020), ce qui peut être un risque pour la bonne qualité des eaux des milieux récepteurs (nappes, rivières, ...). De plus, même si la qualité des eaux des parkings perméables végétalisés a aussi été évaluée (Dierkes *et al.*, 2002; Sañudo-Fontaneda *et al.*, 2014b), la végétation repose sur du sable ou du calcaire, et non de la matière organique, qui pourrait potentiellement jouer un rôle dans la rétention d'eau et la rétention ou l'émission de polluants. De plus, hormis les métaux, les nutriments et les hydrocarbures, d'autres familles de polluants émergents n'ont été que très peu étudiées comme les alkylphénols (Garnier, 2020) voire pas du tout (phtalates).

Avec cette thèse Cifre, ECOVEGETAL souhaite approfondir ses connaissances hydrologiques sur les parkings perméables, et connaître le devenir des polluants dans ces systèmes.

Dans la suite de ce travail, le suivi *in situ* de différents parkings perméables de type minéral ou végétalisé va essayer de répondre aux différents points soulevés ici, après l'analyse de la littérature.

Chapitre 2 : Méthodologie de suivi *in situ*

Le suivi *in situ* des parkings perméables végétalisés a pour finalité une évaluation des performances hydrologiques et de maîtrise des micropolluants à la source.

Dans le cadre d'une évaluation interne des performances hydrologiques déjà entreprise par ECOVEGETAL®, un premier site expérimental avait été mis en place sur 3 places lysimétriques, au siège d'ECOVEGETAL, à Broué (28). Continuer le suivi de ce site permet d'avoir de longues chroniques de données débitmétriques et pluviométriques, ce qui va donner une robustesse aux différents critères hydrologiques calculés par la suite.

Dans le cadre du projet Roulépur, un second site, où se trouve un parking perméable et un parking référence imperméable, a été retenu à Villeneuve-le-Roi (94) pour l'évaluation des capacités de l'ouvrage à retenir les micropolluants. Les performances hydrologiques de cet ouvrage sont aussi étudiées.

Ce chapitre comprend la description des sites d'études et de leur instrumentation, une évaluation des caractéristiques physico-chimiques des matériaux des parkings perméables, la méthodologie de traitement des données hydrologiques et d'analyse des polluants ainsi qu'un bilan des données obtenues pendant le suivi expérimental de chacun des sites. La définition des indicateurs de performances hydrologiques est aussi présentée dans ce chapitre. Ces indicateurs seront utilisés dans le chapitre 3 présentant les résultats des performances hydrologiques des parkings *in situ* et dans le chapitre 4 sur la modélisation hydrologique. Certains indicateurs nécessitant d'être calculés à l'échelle événementielle, une méthodologie de séparation des chroniques pluie-débit en événements hydrologiques est également décrite. Enfin, ce chapitre comprend une description de la pluviométrie et de l'évapotranspiration obtenues sur les sites afin de connaître les conditions météorologiques auxquelles les parkings ont été soumis.

2.1. Description des sites d'études

2.1.1. Places expérimentales de Broué

Le premier site d'étude se situe à Broué dans l'Eure et Loir (28), au siège social d'ECOVEGETAL® (Figure II.11). Ce site comprend un parking perméable complet, mis en œuvre en 2008, et composé des 3 systèmes de parkings perméables développés par ECOVEGETAL. Intégrées à ce parking se trouvent 3 places de parkings expérimentales de 13,26 m² chacune, correspondant aux 3 systèmes de parkings perméables d'ECOVEGETAL® (Figure II.11 et Figure II.12). Ces trois places de parkings ont été aménagées pour en assurer le suivi hydrologique et réaliser des simulations de pluie.

Chaque type de parkings perméables est adapté à un usage particulier. L'ECOVEGETAL® Green étant engazonné, son utilisation est limitée à des parkings avec un faible trafic (moins de 6 véhicules/jour et moins de 10 h/jour de stationnement) pour favoriser le bon développement de la végétation tout au long de la durée de vie du parking (Ecovegetal, 2016). L'ECOVEGETAL® Mousses possédant une végétation plus résistante (sedums, mousses, graminées, etc.) est

utilisé pour un trafic léger à modéré (jusqu'à 8 véhicules/jour et jusqu'à 10 h/jour de stationnement) (Ecovegetal, 2016). L'ECOMINERAL® ne possédant pas de végétation, son utilisation est adaptée à tout type de trafic (Ecovegetal, 2016).



Figure II.11: Emplacement des 3 places expérimentales de Broué (source : Google Maps)

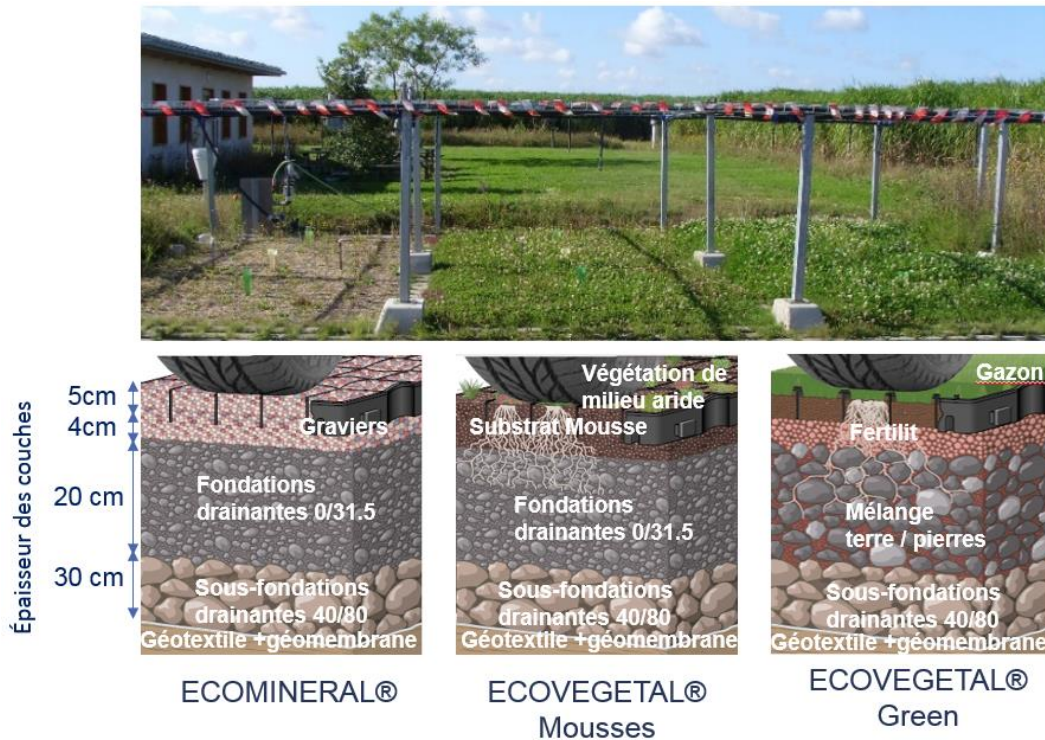


Figure II.12: Description des 3 systèmes de parkings perméables développés par ECOVEGETAL® (représentation schématique d'après Ecovegetal (2016)).

Chaque système est composé de dalles à structure alvéolaire ECORASTER® en polyéthylène basse densité (PEBD) d'une épaisseur de 5 cm (Figure II.13). Ces dalles protègent les matériaux et la végétation éventuelle remplissant les dalles, de la friction et de la compaction, ce qui permet de conserver une infiltration de surface optimale.



Figure II.13: Dalle ECORASTER® E50 (Ecovegetal, 2016)

Les dalles sont remplies soit de gravillons 4/6 ou 6/10 pour le système ECOMINERAL®, soit d'un substrat Mousses® (pouzzolane 7/15, terre cuite 3/15 et 0/3, et compost) avec de la végétation de milieu aride (sédums, mousses, trèfles, thym et graminées) pour le système ECOVEGETAL® Mousses, soit d'un substrat Semilit® (compost et terres cuites 0/3) engazonné pour le système ECOVEGETAL® Green (Figure II.12).

Des lits de pose (3-4 cm d'épaisseur) permettent de niveler les parkings. Ils sont composés des mêmes substrats de remplissage des dalles pour l'ECOMINERAL® et l'ECOVEGETAL® Mousses. Le lit de pose de l'ECOVEGETAL® Green est composé d'un substrat Fertilit® (compost et terres cuites 0/15).

Les systèmes ECOMINERAL® et ECOVEGETAL® Mousses possèdent ensuite une couche de fondation drainante en concassés 0/31,5 de 20 cm. Pour le système ECOVEGETAL® Green, la

fondation est composée d'un mélange de terre (compost, tourbes, et terres cuites 0/25) et de pierres concassées 30/60, d'une épaisseur de 20 cm.

La sous-fondation drainante en concassés 40/80 permet un stockage d'eau grâce à sa porosité de 35 %. En plus de permettre le stockage d'eau, les fondations permettent la portance du parking. A la base de cette couche sont disposés des drains (1 drain par place expérimentale), pour récupérer l'eau en excès.

Enfin, un géotextile est placé à la base de la structure des 3 places expérimentales.

Ces 3 places expérimentales sont typiques des systèmes commercialisés et recommandés par ECOVEGETAL® à la différence près qu'une géomembrane étanche est placée sur les bords et à la base de la structure perméable de chaque place (Figure II.14) pour empêcher un transfert d'eau vers le sous-sol ou vers une autre place de parking, afin de permettre la collecte et la mesure de l'intégralité du flux d'eau percolé jusqu'au bas de la structure.



Figure II.14: Géomembrane à la base des 3 places de parkings perméables

2.1.2. Parking perméable végétalisé et parking référence de Villeneuve-le-Roi

Un second site d'étude situé à Villeneuve-le-Roi est constitué d'un parking perméable végétalisé plus récent mis en place début 2015. Le parking possède une surface totale de 1277m² (Figure II.15). Il est constitué de places de stationnement en ECOVEGETAL® Mousses et d'une allée de desserte en pavés de béton à joints végétalisés. Le revêtement de surface est composé des dalles en ECOVEGETAL® Mousses de 5 cm au niveau des places de parkings et de pavés de béton de 8 cm avec joints perméables composés du substrat Mousses® au niveau de l'allée d'accès (Figure II.16).

Ce parking fait l'objet d'un suivi hydrologique et de qualité de l'eau drainée sur seulement une moitié du parking (630 m²) dont le bassin versant est délimité en Figure II.15.



Figure II.15 : Emplacement du parking perméable ECOVEGETAL® Mousses et du parking référence imperméable à Villeneuve-le-Roi. Les zones délimitées en jaunes représentent la taille des bassins versant évalués pour les 2 parkings.



Figure II.16: Parking perméable de Villeneuve-le-Roi

Les pavés et les dalles végétalisées reposent sur la même structure :

- un lit de pose en substrat Mousses de 4 cm ;
- un géotextile ;
- une couche de fondation drainante en concassés 20/40 de 20 cm ;
- une couche de sous-fondation en concassés 40/60 de 30 cm ;
- un géotextile pour empêcher les fines du fond de forme de remonter dans la structure.

Le géotextile placé entre le lit de pose et la couche de fondation n'est habituellement pas présent dans les parkings perméables, mais ici, la couche de fondation a une granulométrie plus grossière (20/40 au lieu de 0/31,5) qui rend nécessaire l'utilisation du géotextile pour empêcher le lit de pose de migrer dans la couche de fondation. Le choix de la granulométrie 20/40 est spécifique à ce site.

Le substrat Mousses® de la dalle et du lit de pose est aussi légèrement différent de celui utilisé à Broué (plus de terre cuite et moins de pouzzolane), ECOVEGETAL® ayant opéré des changements de compositions au fil des ans.

Le parking perméable entier est drainé par 2 drains placés dans le fond de forme, sous le géotextile comme on peut le voir sur la Figure II.17. Chaque drain draine une moitié du parking, et ils se rejoignent dans un regard au centre (Figure II.15), où sont installés les instruments de mesures.

Ce parking ne possède pas de géomembrane étanche. Le sous-sol est peu perméable, avec une perméabilité comprise entre 10^{-7} et 10^{-8} m/s.

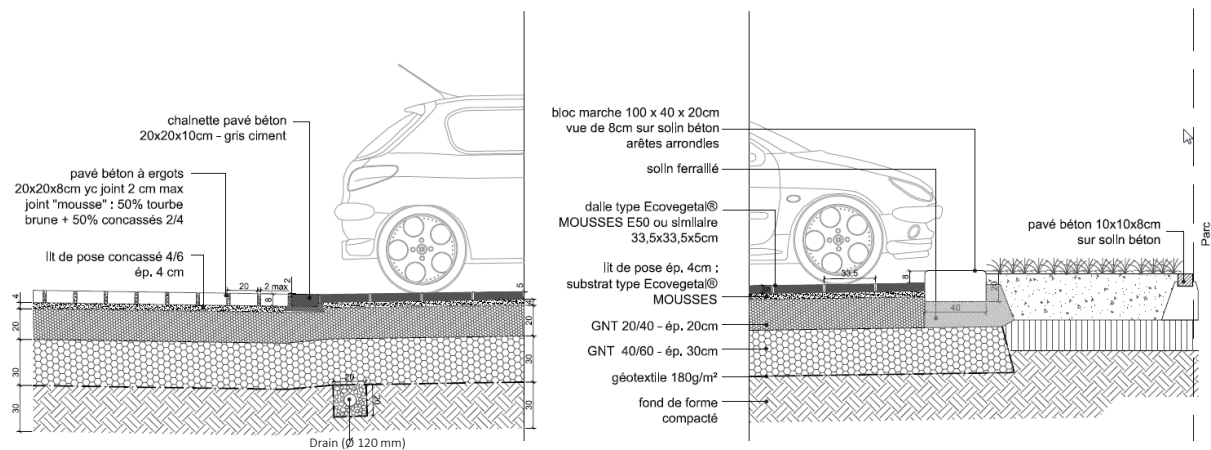


Figure II.17: Structure du parking perméable de Villeneuve-le-Roi (source : Comptoir des Projets)

Les parkings perméables ECOVEGETAL® permettent l'infiltration directe de la pluie dans la structure, sans ruissellement de surface. Il n'est, de ce fait, pas possible de mesurer le flux de polluants entrant dans le système. Le choix a été fait ici d'évaluer la performance hydrologique et de maîtrise des flux polluants du système ECOVEGETAL® Mousses non pas par une approche « entrée-sortie » mais par une inter-comparaison avec un parking classique en enrobé considéré comme référence (Figure II.18).



Figure II.18: Parking référence

Le parking référence est situé à proximité immédiate du parking perméable étudié (Figure II.15). Les deux parkings sont séparés par un immeuble. Il s'agit d'un parking privé réservé aux habitants d'un immeuble résidentiel.

Le parking référence n'est pas suivi sur toute sa surface à cause d'un point haut situé au centre du parking et qui sépare le parking en deux. Pour faciliter le suivi et la mise en place des instruments de mesures et de prélèvements, seule une partie du parking d'une surface de 730 m² est suivie (Figure II.15). L'eau ruisselée sur cette partie du parking référence est drainée par deux avaloirs de surface (Figure II.19).



Figure II.19: Avaloir de surface du parking référence

Des planches ont été placées au fond des avaloirs à hauteur des canalisations pour éviter d'avoir un volume mort. Ces 2 avaloirs sont ensuite reliés par une canalisation à un regard (Figure II.20). A la sortie de cette canalisation, dans le regard, un déversoir triangulaire a été construit afin de mesurer le débit.



Figure II.20: Regard d'instrumentation du parking référence, et zoom sur le déversoir triangulaire en mince paroi

Une fissure avait été détectée dans la canalisation et rebouchée, mais il n'a pas été possible d'évaluer la présence ou l'absence d'autres fissures.

2.2. Caractérisation physico-chimique des matériaux utilisés pour les parkings perméables

Une caractérisation physico-chimique des matériaux utilisés dans les parkings perméables a été réalisée afin de mieux appréhender les performances hydrologiques et de rétention des micropolluants, en apportant des informations complémentaires aux mesures *in situ* et d'analyse chimique.

Les différents paramètres mesurés ou analysés pour cette caractérisation sont :

- la densité apparente (seulement pour les matériaux en place sur un parking) ;
- la granulométrie ;
- la Charge Maximale en Eau (CME) ;
- la capacité d'échange cationique (CEC) ;
- le pH ;
- les éléments majeurs (CaO, P₂O₅, K₂O, MgO, Na₂O) ;
- la matière organique (MO) ;
- le rapport C/N.

Les méthodes d'analyses des différents paramètres sont présentées en Annexe 1. Ces paramètres n'ont pas pu être mesurés ou analysés pour tous les matériaux composant les parkings perméables (végétalisés ou non), à cause de la nature de certains matériaux ou de la difficulté à les prélever sur le terrain.

Pour l'ECOMINERAL® les gravillons dans la dalle et le lit de pose ont été analysés. Pour l'ECOVEGETAL® Mousse un plus grand nombre de matériaux a été analysé, correspondant aux dalles et lits de pose respectifs de Broué et Villeneuve-le-Roi, mais aussi un substrat Mousse® neuf, non usagé et ayant la même composition que le substrat de Broué, et une dalle mousse préculivée, avec une nouvelle formulation plus riche en compost. Il est à noter que ces dalles mousses préculivées utilisées pour les analyses ont été soumises à des simulations de pluie

par ECOVEGETAL® dans le cadre d'un autre projet. Ces dalles ne sont donc pas totalement neuves. Pour l'ECOVEGETAL® Green, les matériaux de la dalle (Semilit®) et du lit de pose (Fertilit®) ont été évalués, ainsi que de la Fertilit® neuve, non usagée. Les matériaux « neufs » ont été analysés, pour observer l'évolution entre un matériau non usagé et un matériau usé, et pour évaluer l'influence de l'évolution des compositions des matériaux au cours des dernières années. Les graves drainantes 0/31,5 des couches de fondations de l'ECOMINERAL® et de l'ECOVEGETAL® Mousses ont aussi été analysées, mais les échantillons ont été prélevés sur les premiers cm car il était complexe de prélever des échantillons plus en profondeur sans tout détruire. Les couches de sous-fondation et le mélange terre/pierres de l'ECOVEGETAL® Green n'ont pas été échantillonnés à cause des difficultés d'accès à ces couches profondes. Les matériaux composés de graviers n'ont pas fait l'objet d'analyses chimiques ou granulométriques. Le Tableau II.12 récapitule les paramètres mesurés ou analysés pour chaque matériau.

Tableau II.12: Récapitulatif des paramètres mesurés ou analysés pour les matériaux composants les parkings perméables (X indique que le matériau a été analysé pour un paramètre donné)

Matériau		Densité apparente	Granulométrie (analysée par un laboratoire extérieur : Auréa)	CME	Analyse chimique par un laboratoire extérieur (Auréa) : CEC, pH, CaO, P ₂ O ₅ , K ₂ O, MgO, Na ₂ O, MO, C/N
ECOMINERAL®	Dalle	X		X	
	Lit de pose	X		X	
ECOVEGETAL® Mousses	Dalle Mousse Précultivée	X	X	X	X
	Dalle Mousse Broué	X	X	X	X
	Dalle Mousse Villeneuve-le-Roi	X	X	X	X
	Lit de pose : Substrat Mousses neuf		X	X	X
	Lit de pose : Substrat Mousses Broué	X	X	X	X
	Lit de pose : Substrat Mousses Villeneuve- le-Roi	X	X	X	X
ECOMINERAL® + ECOVEGETAL® Mousses	Fondations : Graves Drainantes 0/31,5	X		X	
ECOVEGETAL® Green	Dalle Green Broué	X	X	X	X
	Lit de pose : Fertilit® Broué	X		X	X
	Lit de pose : Fertilit® neuve		X	X	X

2.2.1. Densité apparente

La densité apparente moyenne de chaque matériau des parkings perméables est présentée dans la Figure II.21. Elle a été réalisée pour chaque couche de chaque parking quand c'était possible. Trois réplicats ont été réalisés pour chaque couche. Le détail des densités apparentes pour chacune des couches de chaque parking est donné en Annexe 1. Comme la grave drainantes 0/31,5 est la même pour l'ECOMINERAL® et l'ECOVEGETAL® Mousses, la mesure de densité apparente a été réalisée sur la grave drainante de l'ECOVEGETAL® Mousses, pour lequel il était plus facile de distinguer le lit de pose de la couche de graves drainantes.

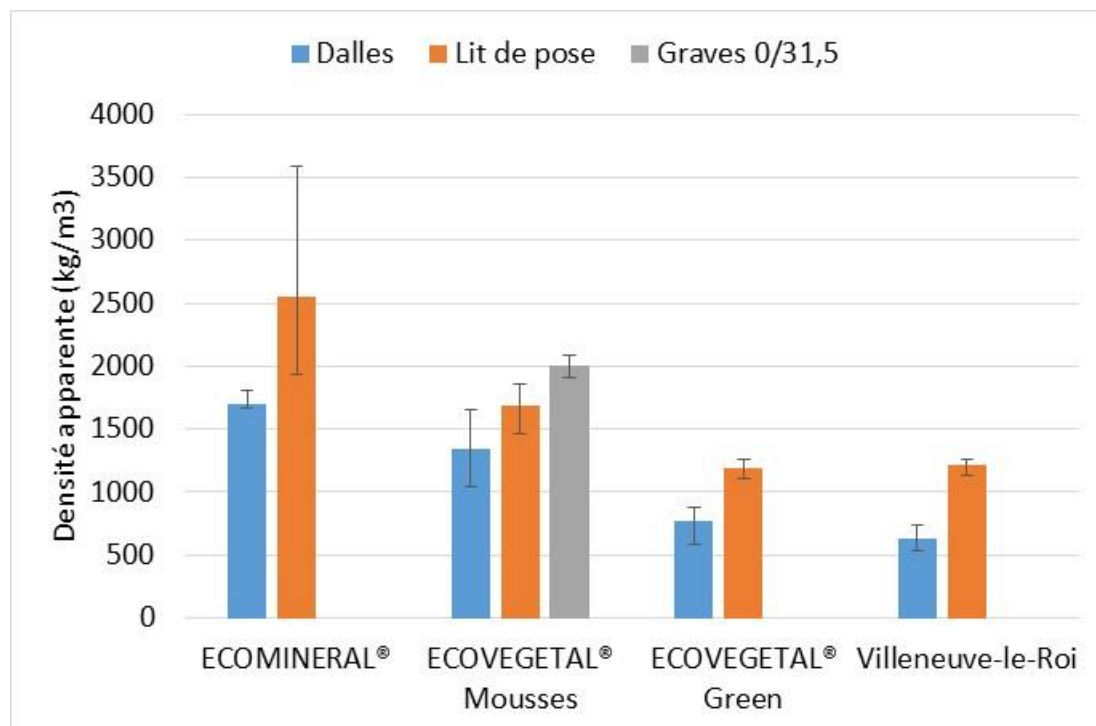


Figure II.21 : Densité apparente moyenne des matériaux utilisés dans les parkings perméables. Les barres noires représentent les valeurs min et max des densités apparentes pour chaque couche.

Pour tous les parkings, la densité apparente semble augmenter avec la profondeur des couches (Figure II.21). Même si les densités apparentes sont hétérogènes d'un parking à l'autre et d'une couche à l'autre, les densités apparentes les plus faibles de chaque parking sont obtenues dans les dalles, ce qui reflète l'intérêt de la dalle ECORASTER® pour protéger les matériaux de remplissage d'un compactage dû à l'action des véhicules. L'ECOMINERAL® présente les densités apparentes les plus élevées, que ce soit dans la dalle (1700 kg/m³) ou dans le lit de pose (2555 kg/m³). En ce qui concerne les autres parkings, les densités apparentes des couches du parking perméable de Villeneuve-le-Roi sont similaires à celles de l'ECOVEGETAL® Green (Figure II.21), quand bien même le parking de Villeneuve-le-Roi est en ECOVEGETAL® Mousses. La densité apparente plus élevée pour l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué que pour Villeneuve-le-Roi pourrait être due à un compactage différent lors de la mise en œuvre des parkings ou refléter un vieillissement du parking de Broué, avec une compaction des matériaux augmentant au cours du temps.

2.2.2. Granulométrie

La granulométrie a été analysée par le laboratoire d'analyse Auréa Agrosociences (tamisage à 2 mm, puis analyse de la granulométrie et de la matière organique (MO) sur la fraction inférieure à 2 mm). Les données de l'analyse granulométrique sont présentées dans le Tableau II.13. Pour savoir si la granulométrie du substrat Mousses® de Broué (utilisé dans la dalle et le lit de pose) a évolué, la granulométrie d'un substrat Mousses® neuf (c'est-à-dire non utilisé sur un parking et récupéré directement chez ECOVEGETAL®) a aussi été analysée.

L'analyse granulométrique montre une distribution très variable en fonction des parkings et des couches. Ainsi, la dalle et le lit de pose de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué possèdent respectivement 4 fois moins (16,9 %) et 1,7 fois moins (38,3 %) d'éléments supérieurs à 2 mm

que la dalle (76,1 %) et le lit de pose (64,8 %) de Villeneuve-le-Roi. Depuis que le parking de Broué a été mis en place en 2008, la formulation du substrat Mousses® a été modifiée, impliquant des compositions différentes entre les dalles et les lits de pose de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué et de Villeneuve-le-Roi. Cependant, ce changement de composition n'est pas responsable des différences de granulométrie observées puisque d'après les données d'ECOVEGETAL®, le substrat Mousses® de Broué contenait à l'origine au moins 70 % d'éléments supérieurs à 2 mm. La diminution significative d'éléments supérieurs à 2 mm, et par conséquent l'augmentation en éléments inférieurs à 2 mm montre une évolution du matériau en 10 ans (2008 : mise en œuvre du parking perméable à Broué ; 2018 : collecte de l'échantillon), due à une altération au cours du temps, à l'action de la végétation (dégradation de la végétation = augmentation de la teneur en MO) et/ou du climat (gel/dégel).

Tableau II.13 : Résultats de l'analyse granulométrique des matériaux des dalles et des lits de pose des parkings perméables et des matériaux neufs (en %)

	ECOVEGETAL® Mousses - Broué		ECOVEGETAL® Mousses – Villeneuve- le-Roi		ECOVEGETAL® Green - Broué	Matériaux neufs		
	Dalle	Lit de pose	Dalle	Lit de pose	Dalle	Dalle Mousse Précultivée	Substrat Mousses®	Fertilit®
Éléments minéraux et organiques > 2mm	16,9	38,3	76,1	64,8	31,5	56,3	74,1	44,0
Argiles (< 2µm)	7,6	4,0	1,6	3,0	6,3	3,4	1,8	4,4
Limons fins (entre 2 µm et 20 µm)	10,8	5,5	2,4	4,4	11,0	2,2	1,8	5,4
Limons grossiers (entre 20 µm et 50 µm)	14,7	3,4	2,5	5,1	15,9	6,0	1,2	4,9
Sables fins (entre 50 µm et 500 µm)	10,4	10,4	2,3	6,8	10,6	7,1	2,5	8,0
Sables grossiers (entre 500 µm et 2 mm)	30,4	32,8	13,1	12,6	19,0	21,0	16,3	28,0
Matière organique <2mm	9,1	5,5	2,0	3,3	5,7	3,9	2,3	5,4

Les granulométries de la dalle et du lit de pose de Villeneuve-le-Roi sont très proches de celle du substrat Mousses® neuf, dont les compositions initiales sont identiques, indiquant que les matériaux du parking perméable de Villeneuve-le-Roi n'ont pas été significativement altérés. La part en éléments supérieurs à 2 mm est de 56,3 % pour la dalle Mousses Précultivée, ce qui est plus faible qu'un substrat Mousses® neuf et est dû à un enrichissement en compost et à une augmentation des proportions en éléments fins (terre cuite 0/3).

La dalle de l'ECOVEGETAL® Green présente une proportion en éléments supérieurs à 2 mm de 31,5 %, ce qui est dû à une granulométrie initiale des matériaux plus faible que pour les matériaux de l'ECOVEGETAL® Mousses. La granulométrie du lit de pose de l'ECOVEGETAL® Green n'a pas été mesurée. Cependant, la granulométrie de la Fertilit® neuve (matériau utilisé comme lit de pose de l'ECOVEGETAL® Green), présente une part en éléments de plus de 2 mm (44 %) plus importante que la dalle de l'ECOVEGETAL® Green (31,5 %), ce qui est dû à la composition initiale des matériaux plus grossière pour la Fertilit®.

La teneur en matière organique dans la fraction inférieure à 2 mm est plus élevée pour la dalle (9,1 %) et le lit de pose (5,5 %) de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué, que ce qui se trouve à Villeneuve-le-Roi (dalle = 2,0 % ; lit de pose = 3,3 %) ou dans les matériaux neufs (dalle mousse pré-cultivée = 3,9 % ; substrat Mousses® neuf = 2,3 %), ce qui indique une dégradation du compost présent dans la fraction supérieure à 2 mm et donc une sous-estimation des teneurs totales en MO pour tous les matériaux puisque la MO n'est mesurée que sur la fraction inférieure à 2 mm. Pour l'ECOVEGETAL® Green, la teneur en MO dans la dalle est plus élevée que pour les autres matériaux exceptés la dalle de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué. Comme ces parkings ont été mis en place en même temps, on aurait pu s'attendre à une teneur en MO plus élevée pour l'ECOVEGETAL® Green ou au moins similaire à celle de l'ECOVEGETAL® Mousses, mais ce n'est pas le cas ici, ce qui peut indiquer une différence de comportement des matériaux qui se dégraderaient moins vite dans le cas de l'ECOVEGETAL® Green.

2.2.3. Capacité maximale en eau (CME)

La capacité maximale en eau (CME) est équivalente à une capacité au champ. Elle correspond à la quantité d'eau retenue par un matériau après une saturation en eau de 24 h et un ressuyage de 2h (voir Annexe 1). Elle est exprimée en % volumique. A cause du temps que prend la mesure et du nombre de matériaux à analyser, une seule mesure a été réalisée pour chaque matériau.

Les résultats d'analyses des CME des matériaux composant les différentes couches des parkings perméables et des matériaux neufs sont présentés dans la Figure II.22.

De par leur nature et leur granulométrie, les gravillons dans la dalle et le lit de pose de l'ECOMINERAL®, et les graves drainantes 0/31,5 ont la CME la moins élevée, avec des valeurs respectives de 9, 25 et 19 %.

Les CME dans les dalles des ECOVEGETAL® Mousses de Broué et de Villeneuve-le-Roi sont équivalentes (29 et 31 % respectivement), mais la CME des lits de pose est significativement différente, 61 % pour Broué et 38 % pour Villeneuve-le-Roi alors que les substrats dans les deux couches et les deux parkings sont identiques. Lors des mesures de CME, nous nous sommes efforcés de reproduire la densité des couches, ce qui semble avoir influencé les valeurs de CME qui sont plus élevées quand la densité apparente est plus élevée. Ce résultat n'est évidemment valable que pour des matériaux identiques. Ainsi, la CME plus faible du lit de pose de l'ECOVEGETAL® Mousses de Villeneuve-le-Roi de 38 % est en partie due à sa densité apparente plus faible par rapport à Broué. Les CME plus élevées dans les lits de pose que dans les dalles peuvent, en plus d'une différence de densité apparente, s'expliquer en partie par une migration des éléments les plus fins en profondeur.

Les CME des couches dalle et lit de pose de l'ECOVEGETAL® Green (25 et 65 % respectivement) sont similaires à celles de l'ECOVEGETAL® Mousses, ce qui indique que malgré des matériaux différents, la capacité de rétention d'eau de ces couches pour les deux parkings est identique.

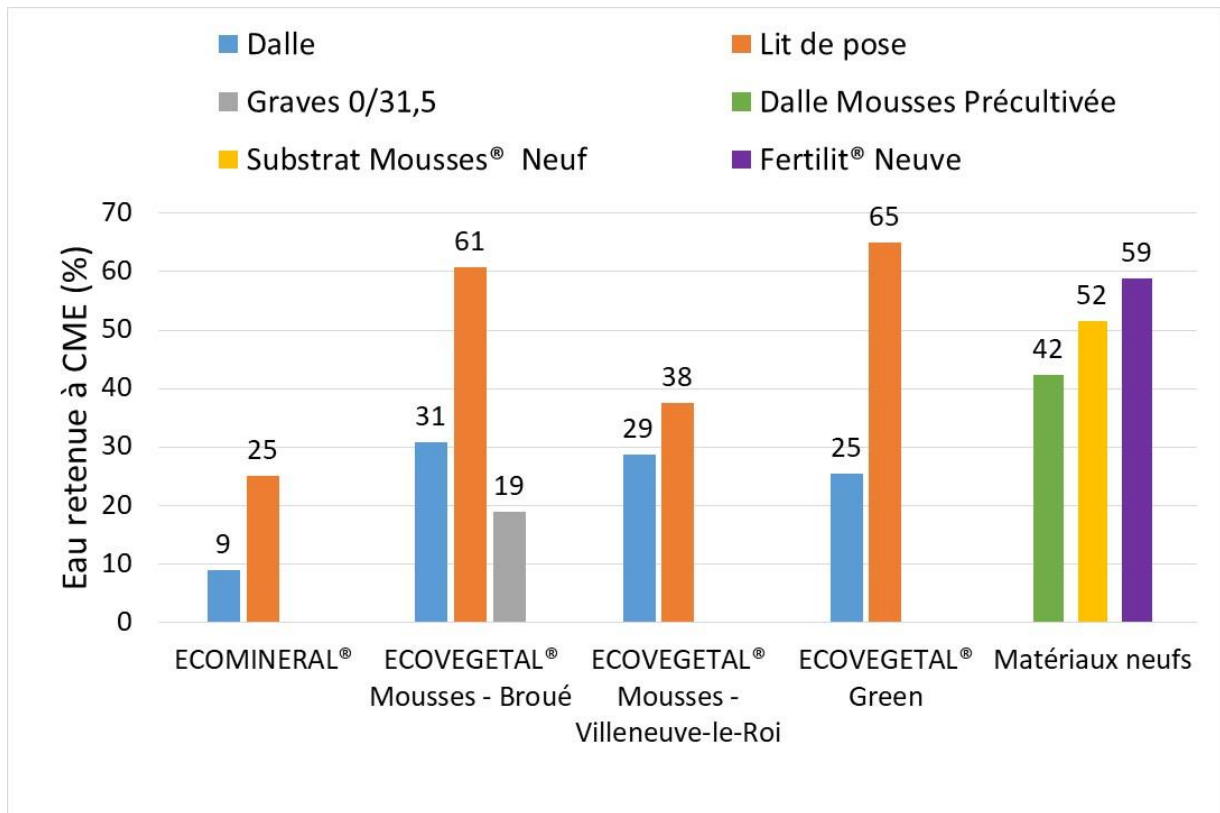


Figure II.22 : Part d'eau retenue à CME (Capacité Maximale en Eau) par les couches des parkings perméables et les matériaux neufs

Pour se faire une idée de la hauteur d'eau retenue à CME pour chacun des parkings perméables, les sommes des hauteurs d'eau retenue à CME par chaque couche ont été calculées et les résultats sont présentés dans la Figure II.23. Les graves drainantes des couches de sous-fondation des parkings perméables de Broué et des couches de fondation et sous-fondation du parking perméable de Villeneuve-le-Roi ayant des granulométries importantes (20 mm minimum), elles ne sont pas considérées comme pouvant retenir de l'eau et ne sont donc pas présentées dans la Figure II.23. Pour le mélange terre/pierre de l'ECOVEGETAL® Green, la CME n'ayant pas pu être mesurée dans ce travail, la valeur a été récupérée dans Rollin (2014), qui avait mesuré la CME de chacun des matériaux des parkings perméables, mais à partir de matériaux « neufs » et non pas collectés directement sur les parkings.

L'ECOVEGETAL® Mousses de Villeneuve-le-Roi présente la hauteur d'eau retenue à CME par l'ensemble des couches la plus faible des 4 parkings perméables étudiés (29,3 mm). En effet, la granulométrie importante des concassés drainants, a impliqué l'hypothèse que les couches de fondation retenant un volume d'eau négligeable. Or, pour l'ECOMINERAL® et l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué une part importante de la CME totale, respectivement de 52,4 et 77,6 mm, provient de la grave drainante 0/31,5 (38 mm), qui est due à son épaisseur importante (20 cm). Même pour l'ECOVEGETAL® Green – qui peut potentiellement retenir jusqu'à 83,5 mm d'eau – le mélange terre/pierre de 20 cm peut retenir une hauteur d'eau à peine plus élevée (44,8

mm) que la grave drainante 0/31,5. Ainsi, ce sont les couches de surface (dalle et lit de pose) qui vont le plus influencer les hauteurs d'eau retenue.

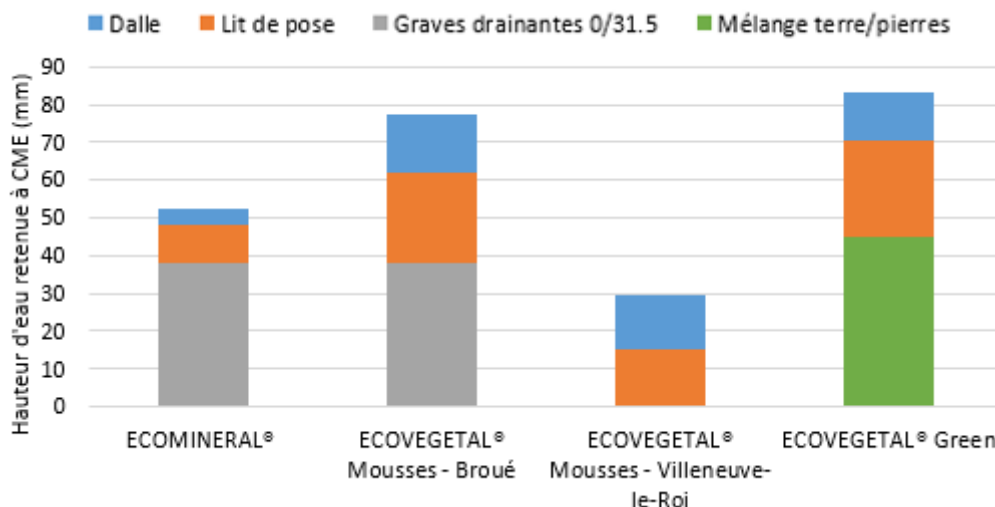


Figure II.23 : Hauteurs d'eau retenues à CME pour chacun des parkings perméables

2.2.4. Paramètres chimiques

Les paramètres chimiques ont été analysés sur les éléments inférieurs à 2 mm par Auréa Agrosociences. Les résultats sont présentés dans le Tableau II.14.

Pour les 4 parkings perméables, les pH des lits de pose sont légèrement plus basiques que ceux des dalles (Tableau II.14), pouvant montrer un effet de la pluie (pH plus faible et lessivage des éléments carbonatés), d'une dégradation de la matière organique ou d'une activité biologique et végétale (Dambrine and Tessier, 2001). Malgré 10 ans d'utilisation, le pH du lit de pose de l'ECOVEGETAL® Mousse de Broué est le même que pour un substrat Mousse® neuf (7,7), et le pH à Villeneuve-le-Roi après 3 ans d'utilisation est plus fort (dalle = 7,9 ; lit de pose = 8,1) que le substrat Mousse® neuf, ce qui indique que l'acidification dans ces couches est neutralisée par les matériaux.

Les capacités d'échange cationique (CEC) des dalles de l'ECOVEGETAL® Mousse et de l'ECOVEGETAL® Green sont nettement plus élevées (28,9 et 32,4 meq/100 g respectivement) que pour les autres matériaux analysés, qu'ils soient en place sur un parking ou neufs (entre 12,2 et 20 meq/100 g). Cette différence est liée à une proportion en éléments très fins (ex : argiles) élevée dans ces dalles comme l'a montré l'analyse granulométrique. Ces résultats indiquent donc que les dalles de l'ECOVEGETAL® Mousse de Broué et de l'ECOVEGETAL® Green sont potentiellement plus à même de retenir les polluants dissous, même si cela n'est pas évalué pour ces parkings. Cela indique aussi que le vieillissement des matériaux pourrait favoriser une meilleure rétention des polluants dissous. Une CEC élevée permet aussi d'avoir un effet tampon sur le pH du sol (MAAARO, 2016).

Tableau II.14 : Paramètres chimiques des matériaux des parkings perméables et des matériaux neufs (sur fraction inférieure à 2 mm)

		pH	CEC (meq/100g)	Ca (mg/kg)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Na (mg/kg)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
ECOVEGETAL® Mousses - Broué	Dalle	7,1	28,9	13339	1963	752	600	62	11	6,4	1,0	6,7
	Lit de pose	7,7	16,9	11589	926	263	350	22	9	5,2	0,5	10,8
ECOVEGETAL® Mousses – Villeneuve-le- Roi	Dalle	7.9	14,3	11365	642	548	271	26	8,3	4,8	0,4	11
	Lit de pose	8.1	18.2	12381	1100	343	321	30	9,5	5,5	0,5	10,2
ECOVEGETAL® Green	Dalle	7.5	32,4	13177	1942	810	559	21	8.3	4.8	1.0	4.6
	Lit de pose	7.8	20	11514	1134	399	360	17	9	5.2	0.5	11.4
Matériaux neufs	Dalle mousse précultivée	7,4	15,3	9006	834	342	422	64	8,9	5,2	0,7	7
	Substrat Mousses®	7,7	12,2	11774	602	1393	727	132	8,8	5,1	0,4	13,2
	Fertilit®	7,9	15	13280	702	2535	929	235	9,6	5,6	0,6	9,8

En ce qui concerne les éléments majeurs, le substrat Mousses® neuf et la Fertilit® neuve sont les plus riches en K, Mg et Na (Tableau II.14). Ceci est dû au fait que ces matériaux n'ont pas encore été utilisés et n'ont par conséquent été que très peu lessivés (matériaux stockés en extérieur, en talus chez ECOVEGETAL®) avant l'analyse des paramètres chimiques. Ainsi, même si la dalle mousses précultivée n'a pas été utilisée en condition réelle, elle a subi des simulations de pluies qui ont conduit à un lessivage des éléments majeurs.

Les teneurs en P des dalles de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué et l'ECOVEGETAL® Green sont bien plus élevées que pour les autres matériaux avec 1963 et 1942 mg/kg soit au minimum 800 mg/kg de plus que pour les autres matériaux (Tableau II.14). Les éléments nutritifs comme le phosphore sont certainement produits par la dégradation des éléments grossiers supérieurs à 2 mm, ce qui vient enrichir la fraction fine en ces éléments dans les dalles. Ce phénomène n'est pas observé dans la dalle de Villeneuve-le-Roi où on peut supposer une utilisation des nutriments par la végétation ou un lessivage. La proportion en azote est aussi la plus élevée pour les dalles de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué et l'ECOVEGETAL® Green avec 1,0 %. Cependant, les rapports C/N pour ces derniers sont assez faibles (6,7 pour l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué et 4,6 pour l'ECOVEGETAL® Green), indiquant une dégradation avancée de la matière organique. Pour les autres matériaux, le rapport C/N est plus élevé, avec des valeurs situées entre 7 et 13,2 (substrat Mousses® neuf) quand la valeur préconisée pour un sol agricole est de 10. Ceci indique un bon potentiel de minéralisation de l'azote, et donc une bonne dégradation de la matière organique pour tous les matériaux exceptés les dalles de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué et de l'ECOVEGETAL® Green (MAAARO, 2016).

2.2.5. Conclusions sur les caractéristiques physico-chimiques des matériaux

L'évaluation des caractéristiques physico-chimiques des matériaux des parkings perméables et des matériaux neufs a montré une augmentation de la densité apparente avec la profondeur des couches pour tous les parkings perméables. De plus, l'analyse de la CME indique que, pour un matériau de même nature, elle est plus élevée lorsque la densité apparente est plus élevée. Le parking perméable de Villeneuve-le-Roi n'ayant pas de couche de fondation capable de retenir de l'eau, la quantité d'eau qu'il peut retenir à CME est très limitée (29,3 mm) par rapport aux parkings perméables de Broué : 52,4 mm pour l'ECOMINERAL®, 77,6 mm pour l'ECOVEGETAL® Mousses et 83,5 mm pour l'ECOVEGETAL® Green.

L'analyse granulométrique et des paramètres chimiques des matériaux a permis de mettre en évidence une composition différente du substrat Mousses® utilisé dans la dalle de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué par rapport aux autres substrats Mousses évalués. Cette différence est due au vieillissement du substrat Mousses® présent dans la dalle de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué, dû aux effets combinés des conditions météorologiques, des cycles de vie de la végétation, et du passage des véhicules. Les lits de pose de ce même parking et de l'ECOVEGETAL® Green présentent aussi des signes de vieillissement mais cela est moins marqué. L'altération des matériaux au cours du temps pourrait permettre une meilleure rétention des polluants dissous puisque la capacité d'échange cationique et la teneur en MO sont plus élevées pour ces matériaux.

2.3. Dispositifs métrologiques

2.3.1. Mesures pluviométriques

Sur chacun des sites la pluie est mesurée grâce à des pluviomètres (Figure II.24).



Figure II.24: Pluviomètre (source : Précis Mécanique)

Les pluviomètres sont composés d'augets avec un volume donné. Dès qu'un auget est plein, il bascule et l'autre auget se remplit. A chaque basculement d'auget, une centrale d'acquisition des données enregistre la date et l'heure du basculement.

Sur le site de Broué, le pluviomètre est placé à environ 5 m des 3 places lysimétriques. Les augets ont un volume de 20 ml, équivalent à 0,2 mm puisque la surface de réception est de 1000 cm².

Sur le site Villeneuve-le-Roi, le pluviomètre est placé sur la toiture d'un garage situé sur le parking référence. Les augets ont un volume de 10 ml correspondant à 0,1 mm de pluie. Les mesures ont commencé en Mars 2016.

2.3.2. Mesures des paramètres nécessaires à l'estimation de l'évapotranspiration potentielle

Afin d'estimer l'évapotranspiration potentielle (ETP), qui sera par la suite utilisée pour l'évaluation des performances hydriques et pour la modélisation, une station météorologique a été installée sur le site de Broué (Figure II.25). Cette station comprend un capteur de vent pour mesurer la vitesse et la direction du vent, un capteur de température, un capteur d'humidité et un capteur de rayonnement afin de mesurer le rayonnement net. Les capteurs sont placés à 2m au-dessus de la surface du sol. Les données sont enregistrées toutes les 30 min.



Figure II.25: Station météo installée à Broué

Pour calculer l'évapotranspiration, la formule de Penman – Monteith préconisée par la FAO (Food and Agriculture Organization) est utilisée (Allen *et al.*, 1998) :

$$\lambda ET = \frac{\Delta(R_n - G) + \rho_a C_p \frac{(e_s - e_a)}{r_a}}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \quad (\text{II.1})$$

Avec ET l'évapotranspiration (m),

λ la chaleur latente de changement d'état (MJ/kg),

R_n le rayonnement net (MJ),

G le flux de chaleur du sol (MJ/m^2),
 e_s la pression de vapeur saturante (kPa),
 e_a la pression de vapeur de l'air (kPa),
 $(e_s - e_a)$ le déficit de pression de vapeur (kPa),
 ρ_a la densité de l'air à pression constante (kg/m^3),
 c_p la chaleur spécifique de l'air ($\text{MJ/kg/}^\circ\text{C}$),
 Δ la pente de la courbe de pression de vapeur ($\text{kPa/}^\circ\text{C}$),
 γ la constante psychrométrique ($\text{kPa/}^\circ\text{C}$),
 r_a la résistance aérodynamique (s/m),
 r_s la résistance de la surface (s/m).

Pour calculer ou estimer les termes non mesurés (résistance aérodynamique et de surface), la paramétrisation proposée par la FAO pour calculer une évapotranspiration de référence est utilisée. Cette évapotranspiration est calculée pour une surface de référence correspondant à une pelouse, avec une hauteur de végétation de 0,12 m et une résistance de surface (r_s) de 70 s/m (Allen *et al.*, 1998).

Selon ces hypothèses et avec un placement des capteurs de mesure à 2 m au-dessus du sol, la résistance aérodynamique r_a pour la surface de référence est :

$$r_a = \frac{208}{u_2} \quad (\text{II.2})$$

Avec u_2 la vitesse du vent mesurée à 2m de hauteur (m/s).

A partir des hypothèses posées et des équations (1) et (2), la formule de Penman – Monteith, pour une ETP horaire devient :

$$ETP = \frac{0,408(R_n - G) + \gamma \frac{37}{T+273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + C_d u_2)} \quad (\text{II.3})$$

Avec ETP l'évapotranspiration potentielle (m),

T la température de l'air ($^\circ\text{C}$),

C_d un coefficient égal à 0,24 s/m la journée, et à 0,96 s/m la nuit.

Le flux de chaleur du sol G est également estimé sur selon les hypothèses préconisées par la FAO (Allen *et al.*, 1998) pour le calcul d'une évapotranspiration de référence :

$$G = 0,1R_n \quad (\text{II.4})$$

Et durant la nuit :

$$G = 0,5R_n \quad (\text{II.5})$$

La constante psychrométrique γ dépend de la pression atmosphérique P , telle que :

$$\gamma = 0,665 \cdot 10^{-3} P \quad (\text{II.6})$$

$$\text{Où } P = 101,3 \left(\frac{293 - 0,0065z}{293} \right)^{5,26} \quad (\text{II.7})$$

Avec z l'altitude au-dessus du niveau de la mer (m).

La pression de vapeur saturante e_s est calculée à partir de la température de l'air T , telle que :

$$e_s = 0,6108 \times \exp\left(\frac{17,27T}{T+273,3}\right) \quad (\text{II.8})$$

La pression de vapeur de l'air e_a est calculée à partir de l'humidité relative RH telle que :

$$e_a = \frac{e_s \times RH}{100} \quad (\text{II.9})$$

La pente de la courbe de pression de vapeur Δ est obtenue par la formule suivante :

$$\Delta = \frac{4096 \left[0,6108 \times \exp\left(\frac{17,27T}{T+273,3}\right) \right]}{(T+273,3)^2} \quad (\text{II.10})$$

Le rayonnement net R_n , la vitesse du vent u_2 , la température T et l'humidité relative sont mesurés grâce à la station météorologique.

Dans un premier temps, l'ETP est calculée à un pas de temps de 30 min correspondant au pas de temps d'enregistrement des paramètres. Ensuite la série d'ETP est recalculée à un pas de temps de 1 min, afin de faire correspondre le pas de temps avec les autres données.

2.3.3. Mesures des débits

Pour les 3 places expérimentales de Broué et le parking perméable de Villeneuve-le-Roi, le débit rejeté par les drains est mesuré en sortie de drains par des débitmètres à augets (Figure II.26).



Figure II.26: Sortie de drain et débitmètre à augets de 130 ml du parking ECOMINERAL® à Broué

Pour les 3 places expérimentales, l'enregistrement des données correspond au nombre de basculements d'augets durant le pas de temps de mesure. Ce pas de temps est de 1 minute depuis le 20 Mai 2016, mais avant cela, les pas de temps étaient de 30 s entre 2012 et 2014, et de 10 min entre 2014 et Mai 2016. Les places étaient initialement équipées d'augets de 130ml. Fin octobre 2017, le débitmètre à augets de la place ECOMINERAL® a été remplacé par un autre débitmètre à augets de 1L pour pouvoir mesurer les débits sortants lors de simulations de pluies importantes. Mi-Octobre 2018, les débitmètres à augets des places Mousses et Green ont aussi été remplacés (augets de 1L pour le Mousses et 800 mL pour le Green).

Pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi, un débitmètre à augets de 5 L a été placé en sortie de drain de la moitié de parking suivie dans le regard de mesure (Figure II.27). L'enregistrement des données se fait par horodatage lors des basculements des augets.



Figure II.27: Débitmètre à augets du parking perméable de Villeneuve-le-Roi

Sur le parking référence, un déversoir triangulaire avec une mesure de la hauteur d'eau à quelques centimètres en amont permet de calculer le débit (Figure II.20). L'équation dépend de la forme (triangulaire) et de l'angle d'ouverture du déversoir (53,8° dans notre cas). A partir de la hauteur d'eau il est donc possible de calculer le débit d'après la formule de Kindsvater-Shen tel que :

$$Q = Ce \times \frac{4}{15} \sqrt{2g} \times Heau^{\frac{5}{2}} \quad (II.11)$$

Avec Q le débit (m³/s),

Ce un coefficient de débit (sans unité) égal à 0,578,

g l'accélération de la pesanteur (m/s²) → valeur communément utilisée : g = 9,81 m/s²,

Heau, une hauteur de lame d'eau fictive (m).

La hauteur de la lame d'eau fictive correspond à la hauteur de la lame d'eau déversante mesurée (hauteur d'eau au-dessus de l'échancrure du déversoir, Heau_{mes}), corrigée par une grandeur Kh, déterminée expérimentalement dans la norme, afin de contrebalancer les effets de la viscosité et de la tension superficielle (NF X10-311), telle que :

$$Heau = Heau_{mes} + Kh \quad (II.12)$$

D'après l'angle d'échancrure du déversoir de 53,8°, Kh est égal à 1,3 mm.

La hauteur d'eau Heau_{mes} est mesurée grâce à un capteur de pression Druck (Figure II.20) toutes les minutes, permettant de calculer une valeur instantanée du débit pour chacun de ces pas de temps.

2.3.4. Prélèvements des échantillons d'eau

Les prélèvements d'échantillon d'eau concernent uniquement le site de Villeneuve-le-Roi (parking perméable et parking référence). Pour les performances de maîtrise des polluants,

différentes familles de polluants (nutriments, métaux, hydrocarbures dont les HAPs (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), alkylphénols, phtalates, bisphénol A et paramètres globaux) sont analysées.

Sur le parking perméable, dans le regard, une boîte en téflon a été placée en sortie du drain pour permettre d'échantillonner l'eau. Deux préleveurs automatiques asservis au débit permettent de collecter l'eau grâce à des tuyaux en téflon placés dans les boîtes (Figure II.28). A cause du manque de place dans le regard et des problèmes d'inondation du regard récurrents il a été décidé de ne pas réfrigérer les échantillons, mais de collecter les échantillons le plus rapidement possible après la pluie. Notons que l'implantation des préleveurs dans un regard de mesure souterrain, à l'abri du rayonnement solaire, permet de tamponner la température.



Figure II.28: Système de prélèvement d'un échantillon d'eau en sortie de drain sur le parking perméable

Sur le parking référence, l'eau est collectée dans le regard juste en amont du déversoir grâce à deux tuyaux en téflon. Dans une cave située dans un bâtiment à 5 m du regard, se trouvent deux préleveurs automatiques asservis au débit, reliés aux tubes en téflon. Les échantillons sont placés dans des embases réfrigérées pour permettre la conservation à une température de 4°C environ.



Figure II.29: Système de prélèvement d'un échantillon d'eau sur le parking référence

Sur les deux parkings, l'une des embases contient un flacon en plastique de 20L pour l'analyse des métaux et des paramètres globaux et l'autre embase contient un flacon en verre de 20L pour l'analyse des hydrocarbures, des HAPs, des alkylphénols et des phtalates. Chacune des analyses est réalisée sur le dissous et sur le particulaire.

Sur le parking perméable, 250 ml d'eau sont prélevés tous les 20 L mesurés, et sur le parking référence, 250 ml d'eau sont prélevés tous les 120 L mesurés. Le nombre maximum de prélèvements est limité à 80 lors d'un événement pluvieux pour empêcher le débordement des flacons.

L'échantillonnage de l'eau est réalisé à l'échelle d'un événement pluvieux. A cause de la dégradation rapide de certaines familles de polluants, les échantillons doivent être traités dans les 48h suivant la pluie. Ainsi, seuls les événements pluvieux ayant lieu entre le dimanche et le mercredi ont été échantillonnés. L'organisation des campagnes de prélèvements étant dépendante de la météo et le site de Villeneuve-le-Roi étant assez éloigné du laboratoire (Cerema, Trappes), un dispositif de contrôle à distance a été mis en place sur les 2 parkings pour pouvoir lancer ou stopper les campagnes de prélèvement, prévenir du début et de la fin des prélèvements et envoyer des alertes lorsqu'il y a des risques d'inondations du regard du parking perméable.

Une fois les échantillons récupérés, ceux-ci sont emmenés au laboratoire du LEESU (Créteil), où ils sont conditionnés et des sous-échantillons sont envoyés aux différents laboratoires d'analyses (IFSTTAR de Nantes, Cerema de Trappes et LEESU de Créteil). Un récapitulatif des différentes analyses effectuées par les différents laboratoires est présenté dans le Tableau II.15. Comme l'analyse sur la phase dissoute nécessite une filtration des échantillons, les sous-échantillons analysés au LEESU sont directement filtrés lors de l'arrivée des échantillons au laboratoire, tandis que pour les échantillons envoyés au Cerema et à l'IFSTTAR, la filtration est réalisée seulement après réception des échantillons bruts par les laboratoires. Ce prétraitement est réalisé la même journée que la collecte de l'échantillon sur le terrain.

Tableau II.15 : Laboratoires d'analyse des différentes familles de polluants

Analyse	Laboratoire(s)
pH, conductivité	CEREMA, LEESU
Turbidité	LEESU
MES	CEREMA, IFSTTAR, LEESU
CO	LEESU
N, P	CEREMA
HT	
HAP	
Eléments majeurs	IFSTTAR
ETM	
Alkylphénols & BPA	LEESU
Phtalates	

2.4. Méthodes d'analyse des échantillons

Chaque polluant étudié est analysé sur la phase dissoute et sur la phase particulaire (sauf les nutriments qui sont analysés sur la phase totale et sur la phase dissoute), c'est pourquoi les échantillons doivent être rapidement envoyés aux différents laboratoires pour pouvoir être filtrés. Chaque polluant est analysé suivant des méthodes provenant de normes ou

développées en interne par les laboratoires. Les différentes méthodes sont présentées dans le Tableau II.16, ainsi que les limites de quantification.

Tableau II.16 : Méthodes d'analyse et limite de quantification des polluants (d'après Flanagan, 2018) (M = masse de solide analysé)

Paramètre	Méthode	Limite de quantification (LQ)
MES	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Méthode : Filtration Norme : NF EN 872	2 mg/L
CO	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Méthode : Combustion catalytique- Détecteur d'infrarouge Norme : NF EN 1484 (Dissout)	Dissous : 0.3 mg/L Particulaire : $\frac{70}{M}$ mg/g
N, P	Filtre : 0.7 µm fibreglass Extraction : Minéralisation et distillation (NK), minéralisation (P) Méthodes : Titration (KN), Colorimétrie (P, NH ₄ ⁺), Chromatographie ionique (NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻) Normes : NP EN 25663 (KN), NF EN ISO 6878 (P), NF T 90-015 2 (NH ₄ ⁺), NF T 90-015 2 (NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻)	Dissous et Total : 1 (KN), 0.1 (P) mg/L Dissous : 0.04 (N-NH ₄ ⁺), 0.08 (N-NO ₂ ⁻), 0.05 (N-NO ₃ ⁻), 0.16 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L
ETM	Filtre : 0.45 µm acétate de cellulose Méthodes : ICP-MS and ICP-OES Extraction : Acidification à 1% HNO ₃ (dissous), Attaque totale par HF et HClO ₄ , évaporation et reprise du résidu avec HNO ₃ (particulaire) Normes : NF X31-147 (acid digestion), NF EN ISO 17294 (ICP-MS), NF EN ISO 11885 (ICP-OES)	Dissous : 0,05 (As), 0,02 (Cd), 0,05 (Co), 0,5 (Cr), 0,1 (Cu), 0,5 (Ni), 0,1 (Pb), 0,1 (V), 2 (Zn) µg/L Particulaire : 1 (As), 0.1 (Cd), 0.4 (Co), 1 (Cr), 0.4 (Cu), 1 (Ni), 1 (Pb), 0.4 (V), 1 (Zn) mg/kg
Eléments majeurs	Filtre : 0.45 µm acétate de cellulose Extraction : Acidification à 1% HNO ₃ (dissous), Attaque totale par HF et HClO ₄ , évaporation et reprise du résidu avec HNO ₃ (particulaire) Méthode : ICP OES Norme : NF X31-147 (Attaque total), NF EN ISO 11885 (ICP-OES)	Dissous : 0.1 (Al), 0.005 (Fe), 0.001 (Mn), 0.002 (Mo), 0.001 (Sr), 0.002 (Ti), 0.1 (Na), 0.1 (K), 0.01 (Mg), 0.1 (Ca), 0.005 (Ba), 0.06 (Si) mg/L Particulaire : 20 (Al), 1 (Fe), 0.2 (Mn), 0.1 (Sr), 0.4 (Ti), 20 (Na), 20 (K), 2 (Mg), 20 (Ca), 1 (Ba), 200 (Si) mg/kg
HT	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Extraction : Liquide-liquide (dissous), solide-liquide ultrason (particulaire) Méthode : GC-FID Norme : NF EN ISO 9377-2 (dissous), NP ISO 16703 (particulaire)	Dissous : 0.2 mg/L Particulaire : $\frac{50}{M}$ mg/g
PAH	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Extraction : Liquide-liquide (dissous), solide-liquide ultrason (particulaire) Méthode : GC-MS Norme : XP ISO-TS 28581 and NF ISO 28540 (dissout), XP X33-012 and NF EN 15527 (particulaire)	Dissous : 10 ng/L Particulaire : $\frac{20}{M}$ µg/g
BPA/AP	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Extraction : Extraction sur phase solide (dissous), Micro-onde (particulaire) Méthode : UPLC-MSMS	Dissous : 3,8 (BPA), 3,4 (NP), 2,8 (NP ₁ EO), 1,4 (NP ₂ EO), 2 (NP ₁ EC), 3,2 (OP), 2,8 (OP ₁ EO), 3,1 (OP ₂ EO) ng/L Particulaire : $\frac{0,96}{M}$ (BPA), $\frac{0,86}{M}$ (NP), $\frac{0,69}{M}$ (NP ₁ EO), $\frac{0,36}{M}$ (NP ₂ EO), $\frac{0,49}{M}$ (NP ₁ EC), $\frac{0,81}{M}$ (OP), $\frac{0,70}{M}$ (OP ₁ EO), $\frac{0,79}{M}$ (OP ₂ EO) ng/g
PAE	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Extraction : Extraction sur phase solide (dissous), Micro-onde (particulaire) Méthode : GC-MS	Dissous : 134 (DMP), 334 (DiBP), 212 (DBP), 242 (DEHP), 268 (DNP) ng/L Particulaire : $\frac{33}{M}$ (DMP), $\frac{83}{M}$ (DiBP), $\frac{53}{M}$ (DBP), $\frac{61}{M}$ (DEHP), $\frac{67}{M}$ (DNP), ng/g

Toutes les méthodes analytiques ont été développées et validées par les laboratoires d'analyses. Les incertitudes liées aux méthodes d'analyses données par les laboratoires sont présentées dans le Tableau II.17. Le niveau spécifié (NS) donné dans le tableau correspond à des concentrations dont les valeurs faibles sont plus difficilement quantifiables, entraînant une incertitude plus élevée. Les NS sont déterminés par les laboratoires lors du développement et de la validation de la méthode.

Tableau II.17 : Incertitudes analytiques (Flanagan, 2018)

Paramètre	Incertitude
MES	Niveau de confiance (NC) : 95% $\pm 10/\sqrt{3}$
C organique	NC: 95% $\pm 10\%$
N, P	NC: 95% Niveau spécifié (NS): 5 (KN), 0.2 (P), 0.08 (N-NH ₄ ⁺), 0.08 (N-NO ₂), 0.11 (N-NO ₃), 0.16 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L Incertitude absolue entre la limite de quantification (LQ) et NS: ± 0.5 (NK), 0.04 (P), 0.02 (N-NH ₄ ⁺), 0.05 (N-NO ₂), 0.01 (N-NO ₃), 0.07 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L Incertitude relative au-delà de NS: ± 10 (KN), 20 (P), 20 (N-NH ₄ ⁺), 20 (N-NO ₂), 10 (N-NO ₃), 10 (P-PO ₄ ³⁻) %
ETM	NC: 95% Dissous: ± 9 (As), 8 (Cd), 6 (Co), 11 (Cr), 9 (Cu), 11 (Ni), 9 (Pb), 10 (V), 14 (Zn) % Particulaire: ± 11 (As), 24 (Cd), 14 (Co), 13 (Cr), 14 (Cu), 15 (Ni), 16 (Pb), 13 (V), 13 (Zn) %
Éléments majeurs	NC: 95% Dissous: ± 7 (Al), 6 (Fe), 7 (Mn), 9 (Mo), 8 (Sr), 8 (Ti), 9 (Na), 10 (K), 6 (Mg), 8 (Ca), 9 (Ba) % Particulaire: ± 10 (Al), 11 (Fe), 13 (Mn), 23 (Mo), 10 (Sr), 12 (Ti), 9 (Na), 9 (K), 10 (Mg), 9 (Ca), 10 (Ba) %
HCT	NC: 95% NS: 0.3 mg/L (dissous), 75 µg/g (particulaire) Incertitude absolue entre la LQ et NS: ± 0.12 mg/L (dissous), 30 mg/kg (particulaire) Incertitude relative au-delà de NS: $\pm 40\%$ (dissous et particulaire)
HAP	NC: 95% NS: 20 ng/L (dissous), 0.03 µg/g (particulaire) Incertitude absolue entre la LQ et NS: ± 6 ng/L (dissous), 0.006 µg/g (particulaire) Incertitude relative au-delà de NS: ± 40 (dissous), 20 (particulaire) %
BPA/AP	NC: 80% Dissous: ± 28 (BPA), 37 (NP), 91 (NP1EO), 67 (NP2EO), 29 (NP1EC), 61 (OP), 25 (OP1EO), 32 (OP2EO) % Particulaire: ± 25 (BPA), 44 (NP), 43 (NP1EO), 56 (NP2EO), 49 (NP1EC), 48 (OP), 40 (OP1EO), 19 (OP2EO) %
PAE	NC: 80% Dissous: ± 55 (DMP), 63 (DiBP), 24 (DBP), 53 (DEHP), 32 (DNP) % Particulaire: ± 45 (DMP), 35 (DiBP), 25 (DBP), 35 (DEHP), 50 (DNP) %

2.5. Validations des données et sources d'erreur

2.5.1. Données hydrologiques

2.5.1.1. Sources d'erreurs potentielles

D'après la documentation des fournisseurs (Précis Mécanique, 2011), un pluviomètre à auget de 20 g (= 20 mL) a une précision de ± 3 % pour des mesures d'intensité de pluie de 0 à 300mm/h avec et ± 4 % de 300 à 1200 mm/h. Pour un pluviomètre à auget de 10g (= 10 mL). La précision est de ± 4 % sur toute la plage de mesure (0 à 1200 mm/h).

Afin de mieux quantifier l'incertitude sur les mesures de pluie pendant la durée de suivi des sites, des bidons ont été placés en sortie de pluviomètre pour collecter l'eau passée dans les augets. La comparaison des volumes d'eau collectés dans le bidon et enregistrés par le pluviomètre permet d'estimer une erreur de mesure du pluviomètre. Lorsque l'erreur dépasse la valeur de 5%, le pluviomètre est recalibré selon la méthode décrite en Annexe 2.

L'erreur de mesure de la pluie peut être due à un encrassement du pluviomètre (qui est limité grâce à un nettoyage régulier), une dérive temporelle, une période de gel ou à des chutes de neige.

Pour les mesures de débits par débitmètres à augets (3 places de Broué et parking perméable de Villeneuve-le-Roi), les augets sont calibrés avec la même méthode que pour les pluviomètres (Annexe 2), mais en tenant compte des volumes d'augets spécifiques à chaque débitmètre. L'erreur de mesure est vérifiée régulièrement en versant un volume correspondant au volume de chaque auget et en faisant le rapport entre ce qui est mesuré et ce que doit contenir l'auget. Des erreurs de mesures peuvent être causées par un blocage des augets par des déchets, un encrassement ou une période de gel.

En ce qui concerne l'évapotranspiration, des erreurs peuvent provenir des instruments de mesure du rayonnement, de la vitesse du vent, de l'humidité relative ou de la température. D'après la documentation des instruments, le capteur d'humidité a une précision de $\pm 3\%$ pour des valeurs comprises entre 10 et 90 %. Entre 0 et 10 %, et 90 et 100 %, la précision n'est pas spécifiée. Pour la vitesse du vent, la précision est de $\pm 0,3$ m/s, pour une gamme de mesure allant de 0 à 100 m/s. Pour la mesure du rayonnement, la précision est de $\pm 10\%$. Des erreurs de mesures du rayonnement peuvent survenir lorsque les capteurs ne sont pas propres. Pour limiter ces erreurs, un nettoyage régulier du capteur a été réalisé.

Enfin, pour les mesures du débit des eaux ruisselées sur le parking référence, la précision est dépendante de la précision de la mesure de hauteur d'eau, de l'angle d'échancrure et des coefficients de débit et de correction de la hauteur d'eau. Ainsi, l'erreur de la mesure, donnée dans la norme NF X10-311 (décembre 1971), peut s'exprimer selon l'équation suivante :

$$X = \sqrt{X_{Ce}^2 + X_{\alpha}^2 + \frac{5}{2}X_{Heau}^2} \quad (II.13)$$

Avec X l'erreur limite sur le débit (%),

X_{Ce} l'erreur limite sur le coefficient de débit C_e (%),

X_{α} l'erreur limite sur l'angle d'échancrure α (%), telle que :

$$X_{\alpha} = 100 \times \frac{\delta_{\alpha}}{\alpha} \quad (II.14)$$

Avec δ_{α} l'erreur sur la mesure de l'angle α ,

X_{Heau} l'erreur limite sur la hauteur de la lame d'eau fictive (%), telle que :

$$X_{Heau} = 100 \times \frac{\sqrt{\delta_{Heau_{mes}}^2 + \delta_{H_0}^2 + \delta_{K_h}^2 + 4s_m^2}}{Heau} \quad (II.15)$$

Avec $\delta_{Heau_{mes}}$ l'erreur sur la hauteur de la lame d'eau mesurée (m). La précision de la mesure après étalonnage du capteur de hauteur Druck PTX 1830 est de $\pm 0,20\%$,

δ_{H_0} l'erreur sur le repérage du zéro,

δ_{K_h} l'erreur sur le facteur de correction de la lame d'eau,

s_m l'écart-type de la hauteur de la lame d'eau,

$Heau$ la hauteur de la lame d'eau fictive.

2.5.1.2. Validations des données hydrologiques

La première étape de validation des données se fait sur le terrain. Il s'agit de vérifier si le matériel n'est pas abîmé et si les données récupérées sont cohérentes (volume d'eau mesuré par les débitmètres à augets, hauteur d'eau mesurée par les capteurs de pression, comparaison entre les volumes enregistrés par les pluviomètres et collectés dans des bidons à la sortie du pluviomètre, etc.). Si les observations de terrain entraînent un doute sur la qualité des données enregistrées ou si un problème n'a pas permis l'acquisition de données, un code d'erreur remplace les valeurs pour la période concernée.

La deuxième étape de validation est faite lors du prétraitement des données. Lors de la concaténation des données dans un fichier total, un code d'erreur peut être appliqué lorsque la valeur sort des limites préalablement fixées. Ces limites correspondent aux bornes des valeurs mesurables par un instrument, généralement données par le fabricant. Les données sont ensuite tracées dans des hydrogrammes pour vérifier s'il n'y a pas d'incohérences (arrêt brutal des débits, absence de pluie malgré un débit d'écoulement observé, etc.). Si des périodes ne sont pas validées, un code d'erreur remplace les valeurs de la période concernée.

2.5.1.3. Prétraitement des données

Lors du prétraitement des données, les données ont été mises sur un même pas de temps afin que toutes les valeurs de pluies et de débits soient présentées à un même pas de temps. Pour les débits des 3 places expérimentales de Broué, la méthode de lissage nécessite de retirer des chroniques toutes les valeurs égales à 0 pour ne garder que les dates où les augets ont basculé. La méthode de lissage, utilisée pour les 4 parkings perméables et la pluie sur les 2 sites, consiste à calculer une intensité moyenne I_{moy} de pluie ou d'écoulement entre 2 basculements d'augets :

$$I_{moy_{T_{i-1}}^{T_i}} = \frac{V_{auget}}{T_i - T_{i-1}} \quad (II.16)$$

Avec V_{auget} le volume de l'auget,

$I_{moy_{T_{i-1}}^{T_i}}$ l'intensité moyenne entre le basculement au temps T_{i-1} et le basculement au temps T_i .

Cette intensité est ensuite répartie sur chaque pas de temps entre les temps T_{i-1} et T_i .

Pour le site de Broué, le pas de temps correspond au pas de temps d'enregistrement maximum des données d'écoulement des 3 places expérimentales, soit un pas de temps de 10 min. Pour le site de Villeneuve-le-Roi, les données ont été recalculées sur un pas de temps de 1 min, pour correspondre au pas de temps de mesures du débit du parking référence. Les débits mesurés avec les augets sont des débits moyens sur les pas de temps correspondants, et les débits mesurés avec le déversoir sur le parking référence sont des valeurs de débits instantanés.

2.5.2. Données de qualité de l'eau

La validation des données de qualité des eaux échantillonnées nécessite de s'assurer que le matériel de prélèvement ne contamine pas les échantillons et de vérifier les résultats d'analyses

pour éloigner les valeurs aberrantes qui ne sont pas explicables par des incertitudes analytiques.

2.5.2.1. Blancs de terrain

Pour contrôler l'émission éventuelle de micropolluants par le matériel de prélèvement, des blancs de terrain ont été réalisés en Juin 2019. L'eau de référence utilisée était de l'eau du robinet, apportée sur site dans des bidons en plastique. Les blancs ont été faits sur les 4 têtes de préleveurs et tuyaux de prélèvements associés utilisés sur les 2 parkings de Villeneuve-le-Roi. Des échantillons de l'eau de référence ont aussi été collectés et analysés afin de servir de repère. Avant de faire les blancs, les tuyaux de prélèvement de chaque préleveur ont été rincés trois fois avec l'eau de référence. Ils ont ensuite été placés dans les flacons verre ou plastique contenant l'eau de référence. Des prélèvements de cette eau de référence ont ensuite été collectés dans les mêmes flacons verre et plastiques de 20 L utilisés pour les campagnes de prélèvement. Ces prélèvements ont ensuite suivi le même protocole de prétraitement et d'envoi vers les différents laboratoires d'analyses que celui présenté dans la [partie 2.3.4.](#) de ce chapitre.

Les concentrations totales en micropolluants analysés dans les blancs et les eaux de référence sont présentées dans le Tableau II.18.

Les concentrations totales entre les eaux de référence et les blancs des parkings sont similaires pour la quasi-totalité des polluants. Pour le parking référence, les concentrations totales en Cu et Mo sont plus faibles que dans l'eau de référence, ce qui peut indiquer une adsorption de ces éléments par le système de prélèvement. Cependant, sur le parking perméable, la concentration en Cu (5,8 µg/L) est plus élevée que dans l'eau de référence (4,7 µg/L), et pour Mo la concentration est la même. Les blancs des deux parkings de Villeneuve-le-Roi indiquent une émission de NP, NP2EO (seulement pour le parking référence), DEHP et DNP, par le système de prélèvement, dont les segments de pompage sont en vinyle.

Les concentrations des blancs ont aussi été comparées aux médianes des concentrations totales obtenues lors du suivi, en calculant un ratio. Ce ratio est supérieur à 0,05 pour quelques polluants (indiqués par * dans le Tableau II.18). Cela peut indiquer une contamination potentielle des échantillons par le système de prélèvement, mais les concentrations plus élevées des blancs par rapport aux médianes peuvent aussi être dues à un relargage de polluants après avoir été piégés dans le système de prélèvement durant la période de suivi, puisque les blancs de terrain n'ont été réalisés qu'à la fin de la période de suivi.

Tableau II.18 : Concentrations totales des blancs réalisés sur les parkings de Villeneuve-le-Roi et dans les eaux de référence (* indique que le ratio entre la concentration totale du blanc et la médiane des concentrations totales du parking est au moins de 0,05)

	Eau référence du parking référence	Blanc Parking référence	Eau référence du parking perméable	Blanc Parking perméable
Al (mg/L)	<0,06	<0,13	<0,13	<0,13
Fe (mg/L)	<0,15	<0,2	<0,25	<0,16
Mn (mg/L)	0,005	0,004*	0,003	0,001*
Ti (mg/L)	<0,0008	<0,0008	<0,007	<0,0008
Na (mg/L)	54	<53,5	<52	<51,9
K (mg/L)	<5,2	<5,0	5,1	<5,0
Mg (mg/L)	<9,1	<8,9	<8,9	<9,0
Ca (mg/L)	64	63,2*	62	<61,6
Ba (mg/L)	<0,03	0,03*	<0,03	<0,03
Si (mg/L)	3,9	3,9	4,0	4,0
As (µg/L)	0,3	0,3*	0,3	<0,3
Cd (µg/L)	<0,04	<0,04	<0,1	<0,05
Co (µg/L)	<0,3	<0,2	0,2	<0,2
Cr (µg/L)	<1,0	<1,0	<1,1	<1,9
Cu (µg/L)	9,8	5,8*	4,7	5,8*
Mo (µg/L)	4,6	<1,0	1,0	<1,0
Ni (µg/L)	<2,7	<2,6	<2,7	<2,9
Pb (µg/L)	<1,0	<0,8	0,8	<0,8
Sr (µg/L)	768,6	751,2*	754,2	757,7*
V (µg/L)	0,6	0,6*	0,7	0,5
Zn (µg/L)	6,3	6,7*	8,9	10,6*
HT (mg/L)	<0,08	<0,06	<0,06	<0,05
Nap (ng/L)	<10	14*	<10	<6
1MN (ng/L)	<10	5*	<10	<6
2MN (ng/L)	<10	<5	<10	<6
Acyl (ng/L)	<10	<5	<10	<6
Acen (ng/L)	<10	<5	<10	<6
F (ng/L)	17	14*	16	18
A (ng/L)	<10	<5	<10	<6
Phen (ng/L)	23	20*	23	23
Fluo (ng/L)	<10	<5	<10	<6
Pyr (ng/L)	<10	<5	<10	<6
BaA (ng/L)	<10	<5	<10	<6
Chry (ng/L)	<10	<5	<10	<6
BaP (ng/L)	<10	<5	<10	<6
BbF (ng/L)	<10	<5	<10	<6
DahA (ng/L)	<10	<5	<10	<6
BkF (ng/L)	<10	<5	<10	<6
BPer (ng/L)	<10	<5	<10	<6
IP (ng/L)	<10	<5	<10	<6
Cor (ng/L)	<10	<5	<10	<6
BPA (ng/L)	81	81*	5	10
NP1EC (ng/L)	4	6*	3	10*
OP (ng/L)	3	6*	4	<3
OP1EO (ng/L)	<3	<3	<3	<3
OP2EO (ng/L)	<3	<3	<3	<3
NP (ng/L)	42	127*	50	74*
NP1EO (ng/L)	35	29*	13	8*
NP2EO (ng/L)	6	123*	62	49*
DMP (ng/L)	<134	<134	<134	<134
DiBP (ng/L)	<334	<334	<334	<334
DBP (ng/L)	<212	<212	<212	<212
DEHP (ng/L)	1001	1668*	640	2162*
DNP (ng/L)	<268	431*	496	965*

2.5.2.2. Validations des résultats d'analyses

Les sources d'erreurs potentielles sur les concentrations analysées sont nombreuses. Le matériel peut ainsi émettre des polluants ou en adsorber comme observé dans la partie précédente avec le système de prélèvement. Les différentes manipulations, étapes analytiques ainsi que le non-respect des recommandations de conservations des échantillons peuvent aussi entraîner une altération de la composition en polluants des échantillons.

La validation des données analytiques commence au niveau des laboratoires, suivant des protocoles de qualité spécifiques. Malgré cela, des erreurs peuvent encore être présentes. Pour les identifier, les différentes concentrations obtenues pendant la période de suivi sont comparées entre elles pour un même polluant et un même parking, afin d'identifier les valeurs aberrantes. Quand une valeur aberrante est détectée, il est demandé au laboratoire d'analyses de vérifier cette valeur. Si celle-ci est confirmée par le laboratoire, elle est alors considérée invalide, et est écartée lors de l'analyse des résultats.

2.6. Bilan sur les données disponibles

2.6.1. Données hydrologiques

2.6.1.1. Broué

Sur le site de Broué, l'acquisition des données a débuté en 2012 mais les données pluviométriques sont éparées jusqu'en Avril 2014, et des simulations de pluies réalisées sur les 3 places expérimentales par ECOVEGETAL® jusqu'à l'été 2015 ont pu perturber le fonctionnement naturel des parkings perméables. La période d'exploitation des données commence donc le 21 Septembre 2015 et se termine le 31 décembre 2018 (Figure II.30). Le pas de temps des données est de 10 min.

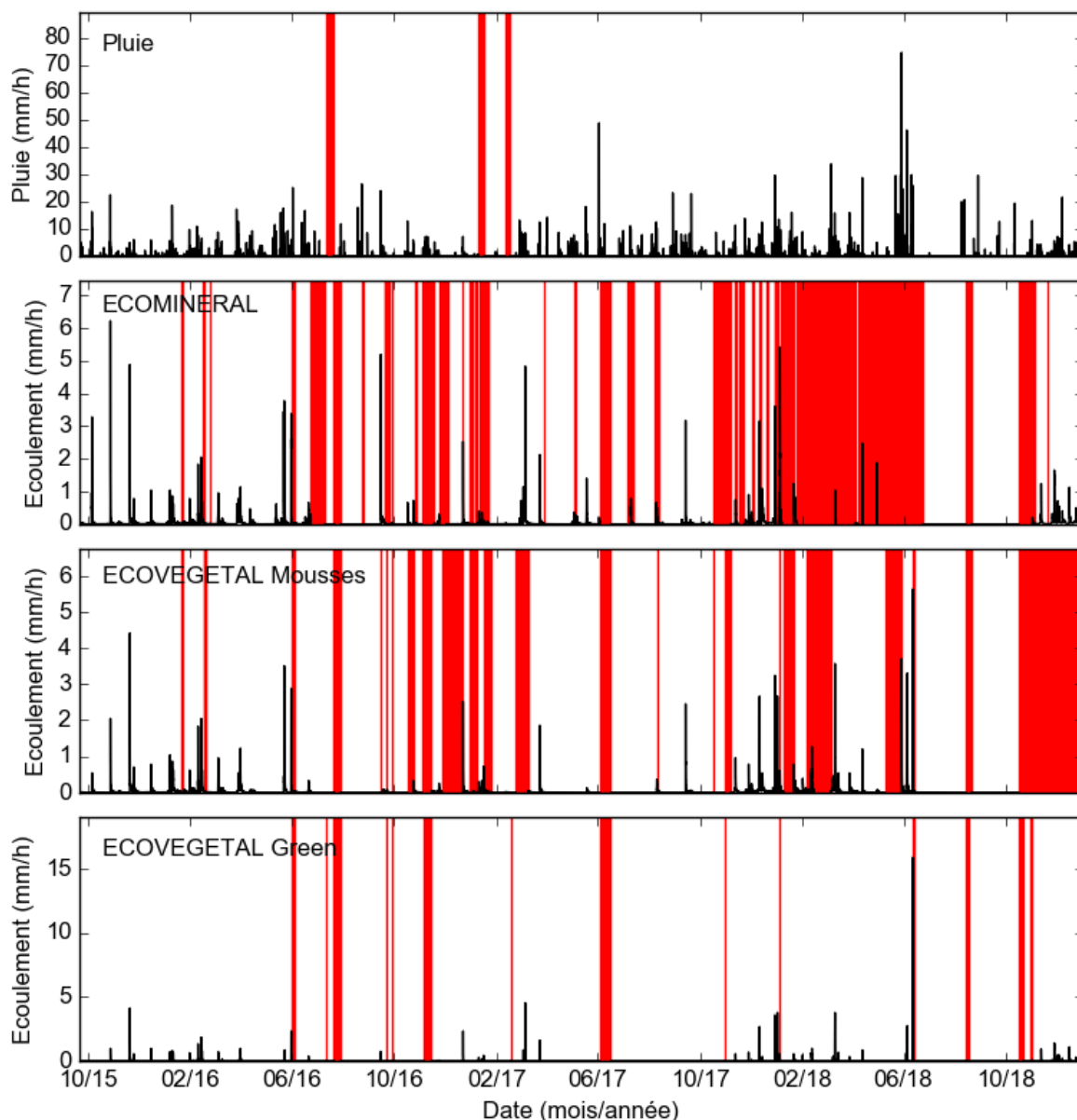


Figure II.30: Présentation des données hydrologiques de Broué au pas de temps 10 min (rouge : périodes invalides)

La période de suivi est entrecoupée de périodes de mesures non validées (en rouge sur la Figure II.30). La chronique de pluie montre peu de périodes invalides, avec environ 2 % de données invalides sur la période. Pour l'ECOMINERAL®, une part importante des données n'est pas valide (26 % du temps environ). Comme on peut le voir sur la Figure II.30, une longue période a été invalidée entre Janvier et Juillet 2018, due aux gelées, inondation du regard de mesure, ou erreurs de branchement sur la centrale d'acquisition. Les mêmes sources d'erreur expliquent les périodes invalides pour l'ECOVEGETAL® Mousses avec environ 20 % de données invalidées sur la période. Pour l'ECOVEGETAL® Green, les périodes invalides sont bien moins importantes avec à peine 4 % de données invalides. Cet écart important avec les 2 autres places peut s'expliquer par le placement légèrement plus élevé du débitmètre à augets de l'ECOVEGETAL® Green, qui le rend moins vulnérable aux inondations.

2.6.1.2. Villeneuve-le-Roi

Sur le site de Villeneuve-le-Roi, la pluviométrie et le débit sur le parking référence, ont été mesurés en continu depuis Février 2017 et Mars 2017 respectivement. Sur le parking perméable de nombreux problèmes ont été rencontrés (inondations par crues de la Seine, inondation du regard de mesure du fait du dysfonctionnement des pompes de relevage, inondation du regard par refoulement d'eaux pluviales depuis le réseau pluvial à l'aval, problèmes d'électricité, etc.), et les données ne sont exploitables qu'à partir du 11 Aout 2018. Ainsi, dans la suite, les données hydrologiques utilisées pour le site de Villeneuve-le-Roi couvrent la période du 11 Août 2018 au 6 Août 2019 avec un pas de temps de 1 min (Figure II.31).

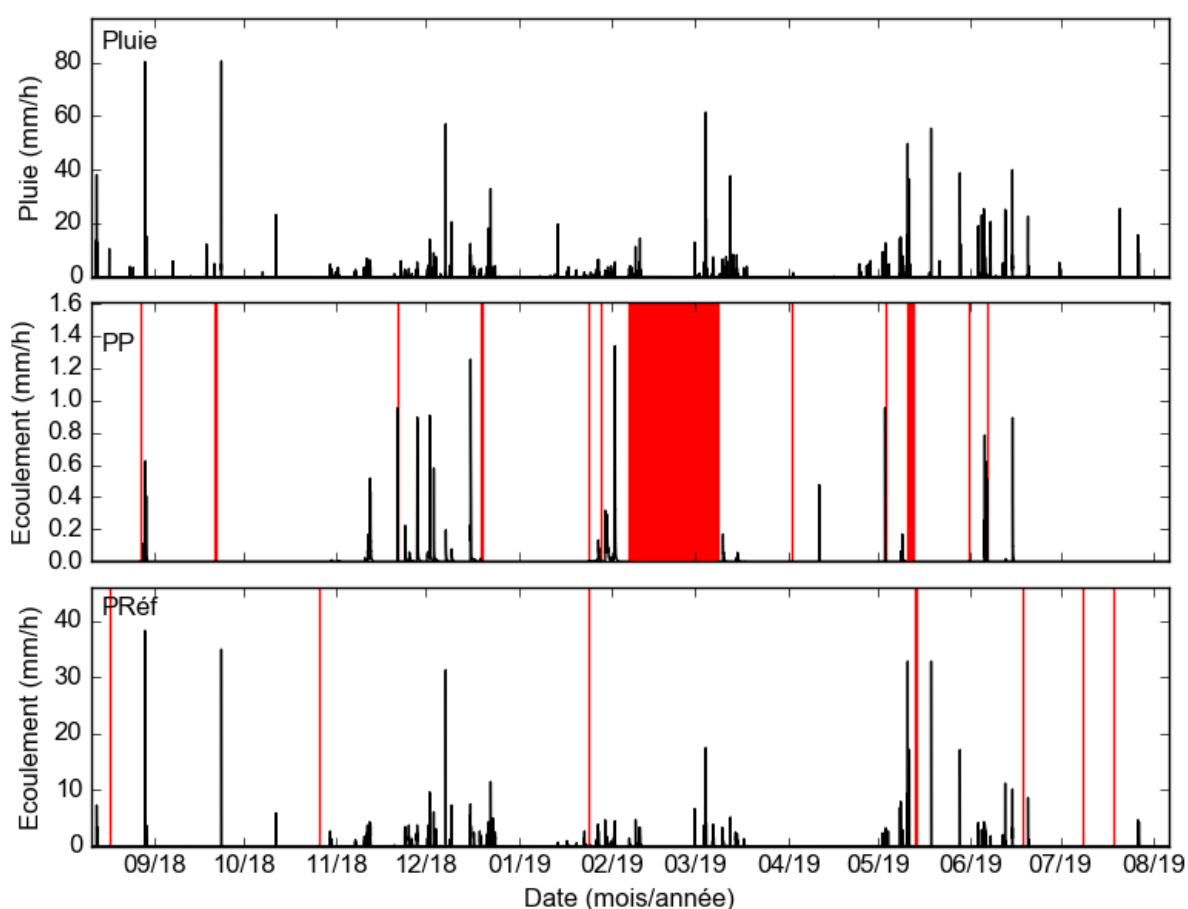


Figure II.31 : : Présentation des données hydrologiques obtenues à Villeneuve-le-Roi (rouge : périodes invalides ; PP = Parking Perméable ; PRéf = Parking Référence)

En ce qui concerne la pluie sur le site de Villeneuve-le-Roi, aucune période invalide n'a été détectée sur la période considérée. Pour le parking perméable (PP), quelques périodes invalides sont dues à la maintenance du débitmètre. La période invalide en Février 2019 est due à l'inondation du regard où sont placés les instruments de mesure. Sur cette période, presque 9 % des données sont invalidées. Pour le parking référence (PRéf), seulement 0,2 % des données sont invalidées correspondant à des périodes de maintenance.

2.6.1.3. Evapotranspiration potentielle (ETP)

Pour rappel, l'ETP est calculée pour une surface engazonnée. La mesure de l'évapotranspiration à Broué a commencé en Juillet 2017 et le traitement des données a été arrêté en Janvier 2019. Celles-ci sont présentées avec un pas de temps de 1 min. Sur la période, 19,43 % des données ont été invalidées. Les périodes non validées sont présentées en Figure II.32, et sont dues à des problèmes de batterie

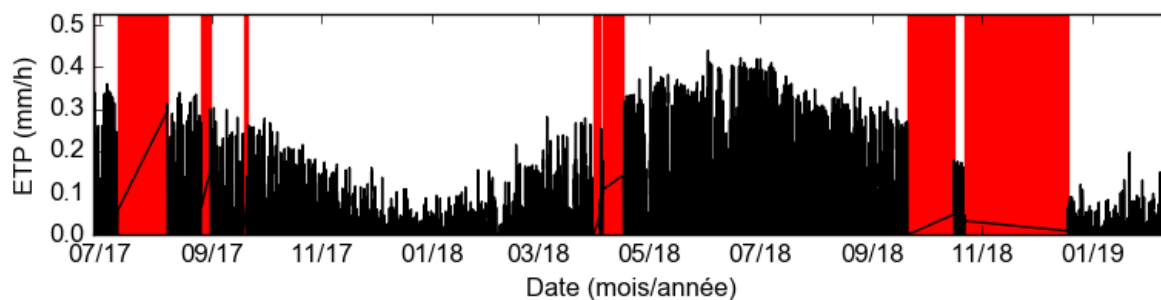


Figure II.32 : Présentation des données d'évapotranspiration de référence (ETP) obtenues à Broué (rouge : périodes invalides)

2.6.2. Données de qualité de l'eau

Entre Mars 2017 et Juin 2019, 26 événements pluvieux ont pu être échantillonnés pour le parking référence et 11 pour le parking perméable (Figure II.33). Les campagnes de prélèvements sur le parking référence ont pu commencer bien plus tôt que sur le parking perméable grâce à une plus grande facilité d'installation des instruments et moins de risques d'inondations ou de coupures d'électricité. Les échantillons obtenus en 2017 ont principalement été utilisés pour faire un screening d'eaux brutes issues de voiries et parkings pour en connaître les différents polluants (Deshayes *et al.*, 2016). Certains polluants analysés lors de cette tâche sont communs à ceux analysés pour l'évaluation de l'efficacité épuratoire du parking perméable (matières en suspension (MES), éléments majeurs, métaux, carbone organique (CO)) et ont donc été conservés pour avoir une base de données plus robuste. Suite aux différents problèmes rencontrés sur le parking perméable, les prélèvements d'échantillons d'eau n'ont vraiment commencé qu'à partir d'août 2018, même si une campagne de prélèvement avait pu être réalisée en Janvier 2018, juste avant une longue période de panne consécutive à une inondation.

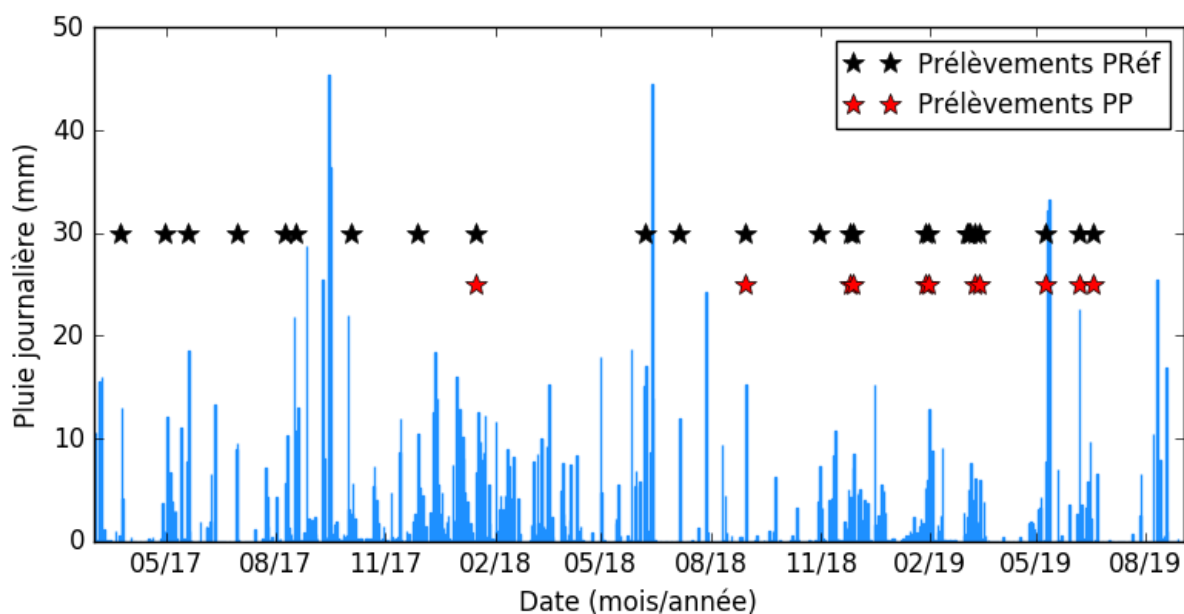


Figure II.33 : Date d'échantillonnage des événements pluvieux (PRéf : parking référence, PP : parking perméable)

Tableau II.19 : Récapitulatif du nombre d'événements pluvieux analysés par famille de polluants et par site

	Matières en suspension	Métaux	Carbone organique particulaire	Hydrocarbures totaux	Hydrocarbures aromatique polycycliques	Alkylphénols	Phtalates
Parking référence	26	17	17	13	13	14	14
Parking perméable	11	6	10	7	7	8	8
<i>Nombre d'analyses total</i>	36	23	27	20	20	22	22

Les échantillons prélevés sont répartis de manière assez homogène au cours du temps et les événements échantillonnés ont des caractéristiques assez variables, que ce soit en termes de hauteurs de pluie cumulée pendant l'événement, d'intensité max ou moyenne, de durée d'événement ou de durée de temps sec (Tableau II.20).

Tableau II.20 : Statistiques des événements échantillonnés

	Parking Référence Médiane (min ; max)	Parking perméable Médiane (min ; max)
Hauteur de pluie cumulée (mm)	11.4 (2.8 ; 29)	11.9 (6.1 ; 27.7)
Intensité maximale (pas de temps de 6 minutes, mm/h)	6.8 (2.3 ; 44.6)	4.9 (2.3 ; 15.2)
Intensité moyenne (mm/h)	0.92 (0.15 ; 10.74)	0.49 (0.15 ; 2.43)
Durée de l'événement pluvieux (h)	12 (1 ; 124)	21 (5 ; 61)
Durée de temps sec préalable (jours)	1.61 (0.21 ; 21.08)	1.4 (0.6 ; 16)

Pour évaluer la représentativité des échantillons moyens événementiels collectés sur chaque parking, la fraction du volume total de l'événement couverte par la période d'échantillonnage a été calculée pour chaque événement (Tableau II.21). Plus la valeur est proche de 100 %, mieux l'échantillon est représentatif de l'événement pluvieux, 100 % signifiant que les prélèvements

ont couvert tout l'événement pluvieux. Les taux de couverture sont bons pour la plupart des échantillons avec des médianes de 97 % pour le parking référence et 91 % pour le parking perméable. Pour certains événements pluvieux, les fractions échantillonnées sont plus faibles, soit parce que les flacons de 20L ont été remplis avant la fin de l'événement, soit parce que les échantillons ont été collectés avant la fin des événements.

Tableau II.21 : Efficacité d'échantillonnage sur les 2 parkings

	Médiane (min ; max)
Proportion du volume événementiel représenté par l'échantillon pour le parking référence (%)	97 (51 ; 100)
Proportion du volume événementiel représenté par l'échantillon pour le parking perméable (%)	91 (52 ; 100)

2.7. Définition des indicateurs de performance hydrologique

L'analyse des performances hydrologiques des parkings perméables va être réalisée au travers de l'exploitation de différents indicateurs de performances définis dans un guide méthodologique d'évaluation de performances d'ouvrages de maîtrise des eaux pluviales à la source (réalisé dans le cadre d'un groupe de liaison inter-projet entre les projets Roulépur, Matriochkas et Micro-mégas, Flanagan *et al.*, 2019) ou généralement utilisés en hydrologie urbaine (coefficient d'écoulement / de ruissellement, réduction des pics de pluie, temps de vidange, cf Chapitre I partie 3.). Ces indicateurs permettent d'aider à l'évaluation de différents ouvrages, et à la prise de décision par la comparaison de différentes techniques de gestion des eaux pluviales.

Les données acquises sur les sites de Broué et de Villeneuve-le-Roi permettent l'exploitation de plusieurs indicateurs de performance décrits dans le guide et dans la littérature.

Comme certains indicateurs nécessitent de définir un bassin versant (BV), il sera considéré dans la suite du travail que le bassin versant des parkings correspond à la surface du parking ou à la surface de la place expérimentale.

Deux premiers indicateurs de performance hydrologique permettant de décrire la capacité des ouvrages à retenir l'eau sont :

- **Le coefficient d'écoulement, noté CE (sans unités)** : il s'agit de la fraction du volume précipité qui rejoint le système d'assainissement et *in fine* le milieu aquatique superficiel. Le terme coefficient d'écoulement est ici préféré au terme coefficient de ruissellement qui pourrait prêter à confusion. En effet, même si un ruissellement de surface est bien observé sur le parking référence de Villeneuve-le-Roi, il n'est pas observé de ruissellement en surface des parkings perméables (Broué et Villeneuve-le-Roi). Les volumes collectés en sortie de ces ouvrages correspondent au drainage en fond de structure. Nous utiliserons donc par la suite le terme d'écoulement. Le coefficient d'écoulement permet de déterminer la part d'eau qui sort de l'ouvrage et qui rejoint le réseau d'assainissement et/ou le milieu naturel. Il correspond au rapport

entre le volume d'eau qui sort de l'ouvrage et le volume d'eau qui entre dans l'ouvrage tel que :

$$CE = \frac{V_e}{V_p} \quad (III.18)$$

Avec V_p le volume de pluie et V_e le volume d'eau écoulé en sortie du drain ou en surface.

- **L'abattement des hauteurs d'eau** exprimé en mm permet de déterminer la hauteur d'eau qui reste piégée dans l'ouvrage, tel que :

$$HC = H_p - H_e \quad (III.19)$$

Avec H_p la hauteur de pluie, H_e la hauteur d'eau écoulée en sortie du drain ou en surface.

Le coefficient d'écoulement et l'abattement des hauteurs d'eau peuvent être calculés à différentes échelles temporelles : événementielle, saisonnière, mensuelle et annuelle.

Pour évaluer les performances de maîtrise du régime hydrologique, deux indicateurs sont utilisés :

- **La courbe des débits classés (CDC)** qui décrit la distribution statistique des débits enregistrés sur l'ensemble de la période d'étude. Cette courbe est déclinée ici en deux variantes :
 - o en % du temps (CDCt) où un débit est égal ou inférieur à une valeur donnée ;
 - o en % du volume cumulé (CDCv) associé aux débits inférieurs ou égaux à une valeur donnée.

Pour faciliter la comparaison entre sites, les débits sont ici normalisés par rapport à la surface totale du bassin versant et exprimés en l/s/ha. Dans un premier temps, il faut classer les débits de la chronique de données dans l'ordre croissant (y compris les débits nuls). Ensuite, un rang R est affecté à chaque valeur (1 pour la valeur la plus faible, et jusqu'à N pour la valeur la plus élevée).

Pour la courbe de débits classés en fonction du temps, il s'agit de calculer une probabilité de non dépassement $P_{nd,t,R}$ pour chaque débit à un pas de temps fixe telle que :

$$P_{nd,t,R} = \frac{R}{N} \quad (III.20)$$

Pour la courbe de débits classés en fonction du volume, il s'agit de calculer un volume cumulé V_R pour chaque rang R , qui correspond à la somme des volumes de rangs inférieurs ou égal à R , jusqu'à un volume cumulé total de la période de mesure, V_N . La probabilité de non dépassement en fonction du volume $P_{nd,v,R}$ est donnée par l'équation suivante :

$$P_{nd,v,R} = \frac{V_R}{V_N} \quad (III.21)$$

La comparaison des distributions des débits écoulés des différents parkings perméables avec la distribution des débits de ruissellement du parking référence et la distribution de la pluie va permettre d'observer l'impact de l'ouvrage sur le régime hydrologique.

- **La courbe de Débit – Durée – Fréquence (QDF)** permet d’estimer la fréquence d’apparition ou un temps de retour des débits moyens maximums, calculés pour différentes durées. Les données à l’échelle événementielle sont utilisées pour calculer cet indicateur. Le débit moyen maximum sur une durée dt (exprimé en l/s/ha) est calculé pour chaque événement hydrologique, et pour chacun des points de mesure : la pluviométrie ($Q_{pluie,max,ev}$) sur les 2 sites, le ruissellement du parking référence ($Q_{ref,max,ev}$), les écoulements des 3 places expérimentales et du parking perméable de Villeneuve-le-Roi ($Q_{S,max,ev}$).

Trois durées ont été considérées pour calculer les débits moyens maximums par événement : 10 min, 30 min et 60 min. La durée de 10 min correspond au pas de temps de mesures des débits de rejets des 3 places expérimentales de Broué qui était de 10 min entre Septembre 2015 et Mai 2016.

Pour chaque durée et chaque point de mesure, l’échantillon des débits moyens maximums ainsi constitué est classé dans l’ordre décroissant. Un rang R est ensuite affecté à chaque valeur (1 pour la plus élevée, jusqu’à N pour la plus faible). Une probabilité de dépassement $P_{d,ev,R}$ est ensuite calculée telle que :

$$P_{d,ev,R} = \frac{R}{N} \quad (III.22)$$

A partir de la probabilité $P_{d,ev,R}$, il est possible de calculer un temps de retour pour chaque événement de rang R , noté $T_{ev,R}$, en mois pour chaque valeur telle que :

$$T_{ev,R} = \frac{1}{P_{d,ev,R}} \times \frac{D}{N} \quad (III.23)$$

Avec D la durée de la chronique de données utilisée (mois).

Les périodes de retour sont ici estimées en mois car les chroniques de mesures sur les 2 sites sont assez courtes.

Pour évaluer la capacité d’un ouvrage à écrêter les débits, un indicateur sur l’**abattement relatif des débits de pointe** (sans unités) est défini. Cet indicateur est calculé par rapport à la pluie, pour chaque durée présentée précédemment (10 min, 30 min et 60 min) et pour chaque événement tel que :

$$e_{Q_{max,p,ev}} = \frac{Q_{S,max}}{Q_{pluie,max}} \quad (III.24)$$

Avec $e_{Q_{max,p}}$ l’abattement des débits de pointe par rapport à la pluie,
 $Q_{S,max}$ le débit écoulé maximum pendant un événement (l/s/ha),
 $Q_{pluie,max}$ le débit entrant max pendant un événement (l/s/ha).

Enfin, pour expliquer la performance hydrologique ou de gestion des polluants, plusieurs indicateurs sont définis :

- **La durée de temps sec (DTS)** précède l’événement pluvieux, qui permet de définir un temps pendant lequel les substrats vont pouvoir s’assécher et retrouver une capacité de rétention d’eau, et où les polluants piégés par les matériaux vont potentiellement

pouvoir être dégradés. La durée de temps sec pour un événement correspond à la durée entre la fin de l'écoulement de l'événement précédent et le début de la pluie de l'événement, telle que :

$$DTS_{ev} = H_{deb,pluie,ev} - H_{fin,Q,ev-1} \quad (III.25)$$

Avec $H_{deb,pluie,ev}$ l'heure du début de la pluie de l'événement,

$H_{fin,Q,ev-1}$ l'heure de fin du débit écoulé de l'événement précédent.

- **Le temps de vidange** qui permet d'observer si l'ouvrage se vide rapidement ou pas. Le temps de vidange $t_{v,ev}$ est calculé pour chaque événement tel que :

$$t_{v,ev} = H_{fin,Q,ev} - H_{fin,pluie,ev} \quad (III.26)$$

Avec $H_{fin,Q,ev}$ l'heure de fin du débit écoulé,

$H_{fin,pluie,ev}$ l'heure de fin de la pluie.

2.8. Séparation des chroniques de données en événements hydrologiques

Pour exploiter les données à l'échelle d'un événement hydrologique, il est nécessaire de séparer la chronique pluie-débits en différents événements. La séparation consiste à déterminer un début et une fin d'événement.

La méthode suivante de séparation en événements hydrologiques a été adoptée dans le cadre de cette thèse :

Le début d'un événement correspond au début de la pluie quand l'intensité dépasse un seuil I_{seuil} (mm/h). La fin d'un événement correspond à la fin de la pluie quand il n'y a pas de débit d'écoulement, et à la fin des débits dans le cas contraire. Dans ce dernier cas, la fin de l'événement est déterminée quand pour une durée DT_{fin} fixée (min) :

- la hauteur de pluie cumulée sur DT_{fin} est inférieure à une hauteur de pluie minimum H_{fin} (mm) ;
- le débit maximum des rejets $Q_{s,max}$ (mm/pdt) est inférieur ou égal à la valeur du débit au début de l'événement ;
- le cumul de volume sur la durée DT_{fin} est strictement inférieur à une fraction fixée, $Frac$ (%), du volume d'écoulement cumulé depuis le début de l'événement.

La méthodologie de séparation des événements est précisée en Annexe 3.

Une analyse de sensibilité a été réalisée afin de trouver les meilleurs jeux de paramètres pour chaque parking en se basant sur différents critères (Zardari, 2017) :

- Le nombre total d'événements (N_{ev}), qui doit être équilibré par rapport à la durée de la période étudiée ;
- Le nombre d'événements avec des coefficients d'écoulements supérieurs à 1. Plus ce nombre est élevé, moins le jeu de paramètres est bon. La valeur idéale est 0 ;

- La part des débits cumulés compris dans les événements hydrologiques par rapport au cumul des débits sur l'ensemble de la période complète de suivi. Cette valeur doit être la plus proche possible de 100 % ;
- La part de pluie cumulée comprise dans les événements hydrologiques par rapport au cumul de pluie sur la période complète de suivi. Cette valeur doit être la plus proche possible de 100 %.

Une analyse graphique permet ensuite de vérifier le découpage des événements hydrologiques afin de valider le meilleur jeu de paramètre.

Les résultats de l'analyse de sensibilité sont présentés dans Zardari (2017) pour le site de Broué et le meilleur jeu de paramètres obtenu pour les 3 places expérimentales est :

- $I_{\text{Seuil}} = 0,2 \text{ mm/h}$, correspondant à un basculement d'augets du pluviomètre en une heure ;
- $DT_{\text{fin}} = 250 \text{ min}$, cette durée correspond à un temps de réponse maximum et est assez élevée pour pouvoir prendre en compte l'écart de temps entre le début de la pluie et le début de l'écoulement quand les systèmes sont secs ;
- $H_{\text{fin}} = 0,2 \text{ mm}$;
- $\text{Frac} = 0,1 \%$.

Avec ce jeu de paramètres, la part de hauteur de pluie contenue dans les événements correspond à 95 % de la hauteur de pluie totale enregistrée entre Septembre 2015 et Décembre 2018. Pour les places de parkings perméables ECOMINERAL®, ECOVEGETAL® Mousses et ECOVEGETAL® Green, il y a respectivement 88, 86 et 94 % des hauteurs d'eau rejetées sur la période totale qui sont comptabilisées dans les événements. Au total 260 événements hydrologiques ont été obtenues, dont 140 avec une hauteur de pluie supérieure à 1 mm.

La même méthodologie a été utilisée pour le site de Villeneuve-le-Roi et le meilleur jeu de paramètre est :

- $I_{\text{Seuil}} = 0,1 \text{ mm/h}$, correspondant à un basculement d'augets du pluviomètre en une heure ;
- $DT_{\text{fin}} = 250 \text{ min}$, cette durée correspond à un temps de réponse maximum et est assez élevée pour pouvoir prendre en compte l'écart de temps entre la pluie et le début de l'écoulement du parking perméable quand le substrat est sec ;
- $H_{\text{fin}} = 0,2 \text{ mm}$;
- $\text{Frac} = 1 \%$;

Avec ce jeu de paramètres, la part de hauteur de pluie contenue dans les événements correspond à 95 % de la hauteur de pluie totale enregistrée entre le 11 Août 2018 et le 6 Août 2018. Pour le parking perméable 97 % du débit cumulé total est représenté dans les événements et 99 % pour le parking référence. Au total 110 événements hydrologiques ont été obtenus, dont 60 avec une hauteur de pluie supérieure à 1 mm.

2.9. Caractérisation de la pluviométrie et de l'évapotranspiration potentielle des 2 sites sur la période d'étude

2.9.1. Description des pluies

De par leur position géographique, les sites de Broué et de Villeneuve-le-Roi sont sous un climat océanique dégradé. Pour pouvoir caractériser ce type de climat pour les 2 sites, les valeurs des normales mensuelles de stations météorologiques le plus proche possible des sites d'études ont été récupérées sur le site infoclimat.fr (Infoclimat, 2019). Ces normales ont été définies sur 30 ans de mesures entre 1981 et 2010. Pour le site de Broué, la station météorologique la plus proche et présentant des normales est celle de Chartres – Champhol (28) à environ 30 km. Pour le site de Villeneuve-le-Roi, la station d'Orly – Athis – Mons (91) a été utilisée (à environ 5 km).

Les normales des 2 stations météorologiques sont assez similaires et montrent des hauteurs de pluie mensuelles assez homogènes d'un mois à l'autre avec en moyenne 55 mm de pluie (Figure II.34 pour Chartres – Champhol et Figure II.35 pour Orly – Athis – Mons).

Les précipitations mensuelles enregistrées sur les 2 sites durant la campagne de mesure montrent des variations mensuelles marquées par rapport à ce qu'indiquent les normales. Pour le site de Broué, les précipitations mensuelles montrent aussi une variabilité d'une année à l'autre (Figure II.34). Ainsi, en 2016, le mois de mai a été exceptionnellement pluvieux avec 134 mm de pluie. En 2017, les mois de Janvier et Février ont été relativement secs (5,7 et 16,1 mm respectivement) par rapport aux normales et autres années. Cela est certainement dû à l'invalidation de données sur ces mois (Figure II.30) avec 22,8 % de données invalides en Janvier 2017 et 19,2 % en Février 2017. Pour ces mois de Janvier et Février 2017, 29,6 et 34,1 mm de précipitations auraient été enregistrés à la station de Chartres¹. En 2018, l'hiver et le printemps ont été plus pluvieux que la normale tandis que l'été et le début d'automne sont secs (Figure II.34). La période d'étude à Broué comprend ainsi des périodes très sèches, et d'autres très pluvieuses.

Pour le site de Villeneuve-le-Roi, l'été et le début d'automne 2018 ont été très secs avec 2 à 5 fois moins de précipitations que les normales (Figure II.35). En 2019, le mois d'Avril est très sec avec seulement 8 mm de pluie, tandis que le mois de Mai est très pluvieux avec plus de 102 mm de pluie. Au mois de Juillet, la pluie a été assez faible avec 10 mm de pluie.

¹ D'après le site internet Météociel : <http://www.meteociel.com>

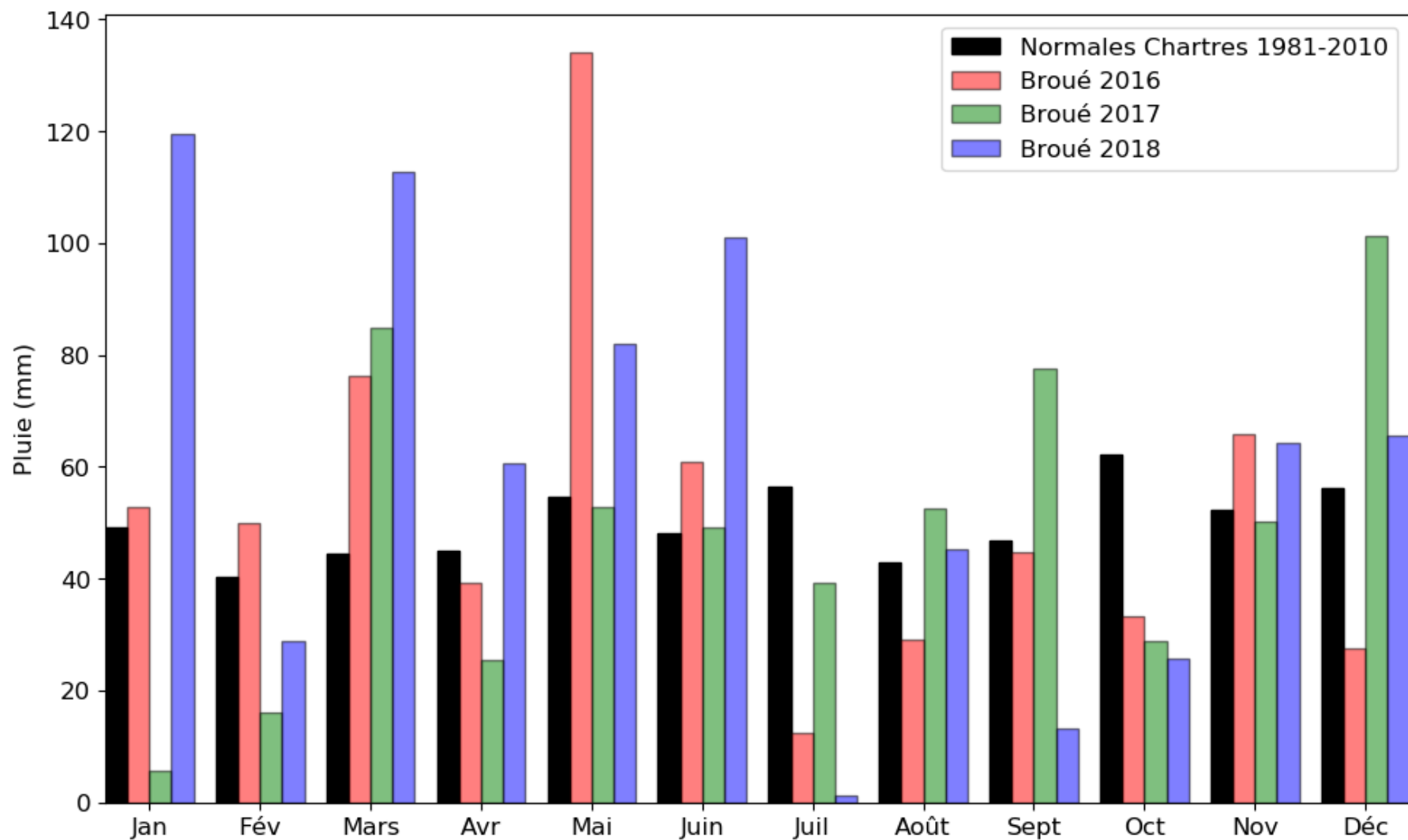


Figure II.34 : Comparaison des normales de précipitations mensuelles de la station météorologique de Chartres - Champhol et des pluies mensuelles enregistrées à Broué entre Septembre 2015 et Décembre 2018

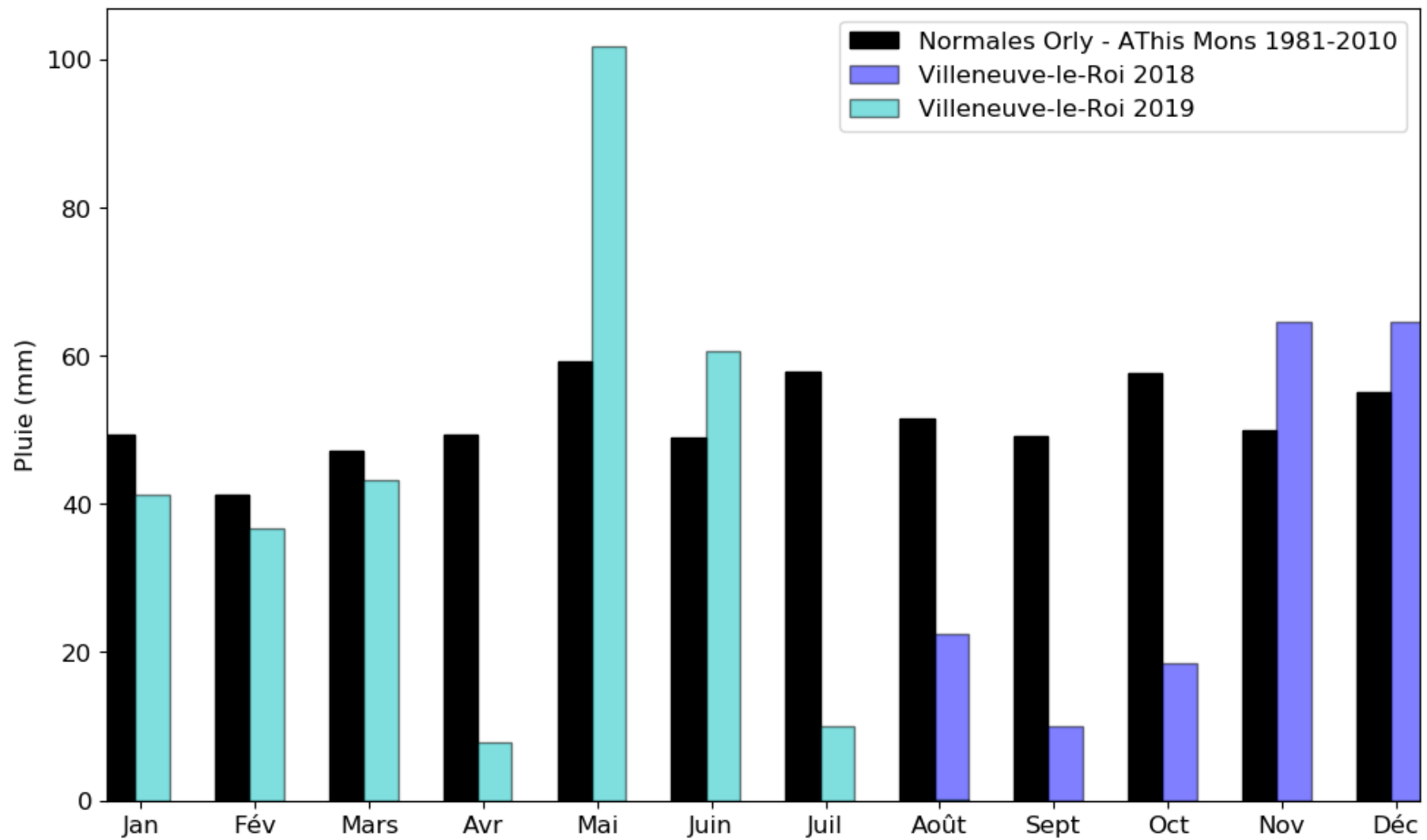


Figure II.35 : Comparaison des normales de précipitations mensuelles de la station météorologique d'Orly – Athis Mons et des pluies mensuelles enregistrées à Villeneuve-le-Roi entre Août 2018 et Août 2019

Ces premières constatations montrent que les 3 places de parkings perméables installées à Broué doivent faire face ces dernières années à des conditions climatiques variables inter- et intra- annuellement. Les mêmes tendances peuvent être appliquées au site de Villeneuve.

A l'échelle annuelle, les précipitations à Broué obtenues en 2016 (626 mm) et 2017 (584 mm) sont assez proches des normales de Chartres de 1981 à 2010 (599 mm). Cependant, l'année 2018 à Broué a été plus humide par rapport aux normales avec 121 mm de pluie en plus. A Villeneuve entre Août 2018 et Août 2019, il y a eu 482 mm de pluie, soit près de 117 mm en moins par rapport aux normales d'Orly – Athis – Mons.

Parmi les 205 événements hydrologiques communs entre les 3 places de parkings perméables de Broué, 65 (soit 32% des événements) ont des hauteurs de pluies inférieures à 1 mm et ne représentent que 1,6 % de la pluie totale sur la période (Figure II.36). La même chose est observée pour Villeneuve-le-Roi où parmi les 109 événements hydrologiques communs entre les deux parkings, 49 (soit 45 % des événements) ont des hauteurs de pluies inférieures à 1 mm, ce qui représente près de 4 % de la pluie totale (Figure II.36).

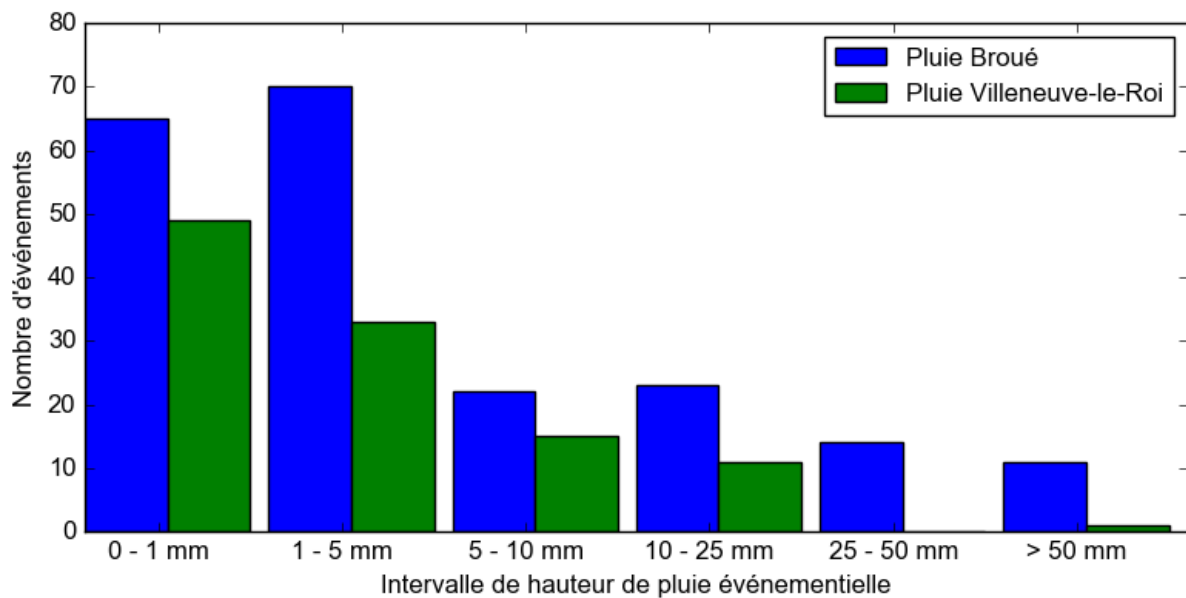


Figure II.36: Distribution des hauteurs de pluie par événements

Sur les 2 sites, il a été possible d'enregistrer des événements hydrologiques avec des hauteurs précipitées supérieures à 50 mm. Notons que ces hauteurs de pluie sont très conditionnées par notre méthode de séparation des événements, et notamment par la durée de l'écoulement en sortie d'ouvrage. En effet, tant que les conditions de fin d'événements ne sont pas atteintes (débits d'écoulement devenant négligeable), l'événement continue et peut intégrer de nouvelles pluies. Il est donc important de relativiser les hauteurs de pluie événementielles par rapport à la durée des événements hydrologiques considérés. Ceci est présenté dans la Figure II.37.

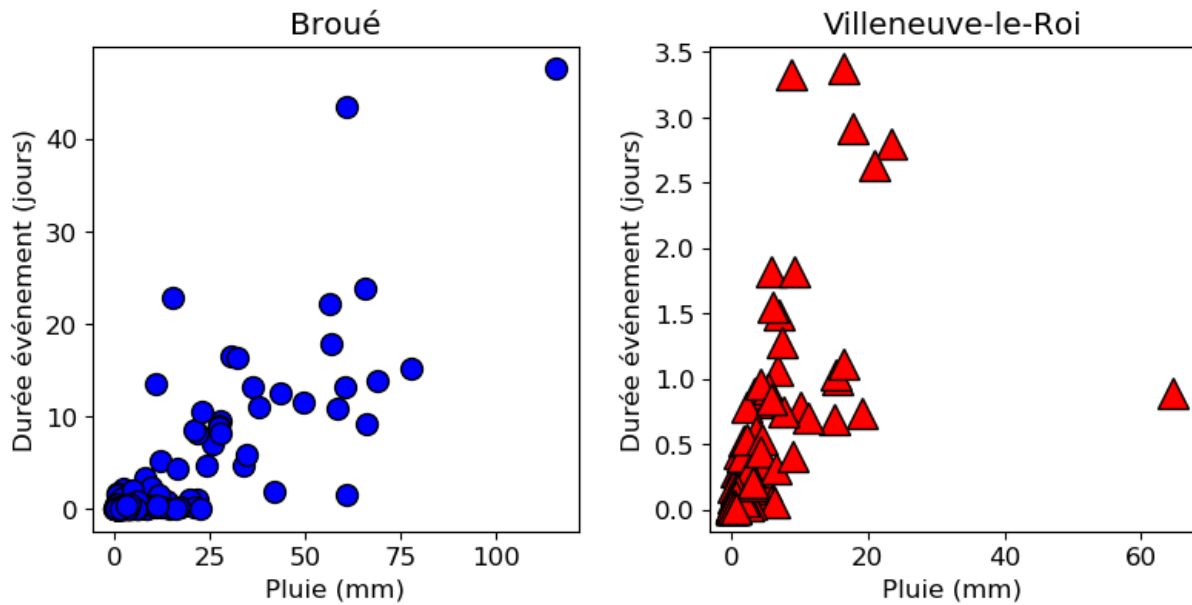


Figure II.37 : Durées des événements hydrologiques en fonction de la hauteur de pluie événementielle

Pour le site de Broué, les événements avec une pluie inférieure à 20 mm ne sont pas dépendants de la durée des événements et couvrent des durées d'événement allant de 10 min à 23 jours (Figure II.37). Au-delà de 20 mm de pluie une tendance semble se dessiner, où les hauteurs de pluie importantes correspondent à des durées d'événements plus longues. Par exemple, l'événement avec la hauteur de pluie la plus importante (116 mm) dure 48 jours. Ceci est dû au fait que cet événement a eu lieu durant une période très pluvieuse qui ne permettait pas d'atteindre les conditions de fin d'événement. Sur le site de Villeneuve, la durée des événements est beaucoup plus faible n'excédant pas 3,5 jours, ce qui est dû au fait qu'une partie des eaux s'infiltrent vers le sol natif, entraînant un arrêt plus rapide des écoulements en sortie du drain qu'à Broué. Cependant, la Figure II.37 laisse deviner la même tendance que sur le site de Broué avec une augmentation de la durée des événements en fonction de la hauteur de pluie. Un événement hydrologique important s'est produit à Villeneuve-le-Roi avec 64,7 mm de précipitations en 21h.

Pour mieux caractériser les précipitations et s'affranchir de l'impact de la durée des événements sur les hauteurs de pluie, des périodes de retour des intensités maximum des pluies sur 1h ont été calculées pour chaque événement hydrologique. Pour cela, une moyenne mobile de 60 min est réalisée pour obtenir les intensités de pluie maximales de chaque événement. A partir des coefficients de Montana de la station météorologique de Paris-Montsouris, des intensités de pluie théoriques sont calculées pour différentes périodes de retour. Une comparaison des classes d'intensité de pluies observées et théoriques permet ensuite de déterminer le nombre d'événements hydrologiques observés correspondant à une période de retour donnée. Les résultats sont présentés dans la Figure II.38.

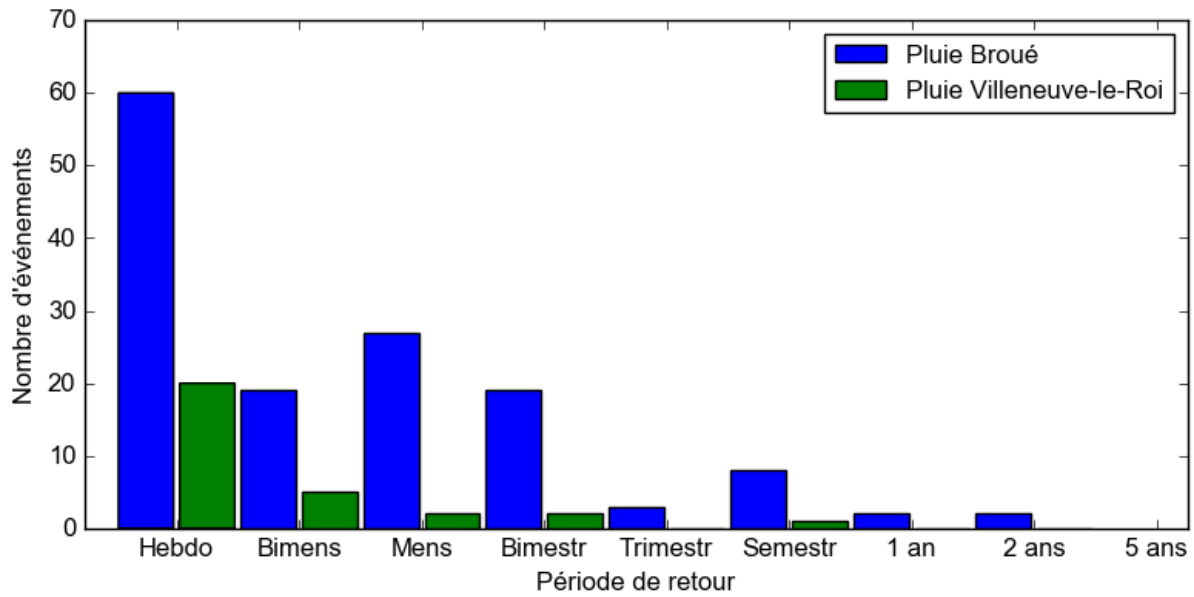


Figure II.38 : Périodes de retour des intensités moyennes maximales sur 1h des événements ayant une hauteur de pluie supérieure à 1 mm (Broué : 140 événements hydrologiques avec $H_{pluie} \geq 1\text{mm}$; Villeneuve-le-Roi : 60 événements hydrologiques avec $H_{pluie} \geq 1\text{mm}$)

Les périodes de retour hebdomadaires représentent la majorité des événements aussi bien pour Broué que pour Villeneuve (Figure II.38). Sur le site de Broué quelques événements importants avec une période de retour de 1 ou 2 ans ont pu être enregistrés. La période de retour maximum obtenue à Villeneuve-le-Roi est 6 mois.

2.9.2. Description de l'évapotranspiration potentielle

Les données d'évapotranspiration potentielle (ETP) estimées à Broué entre Juillet 2017 et Janvier 2019 sont présentées dans la Figure II.39.

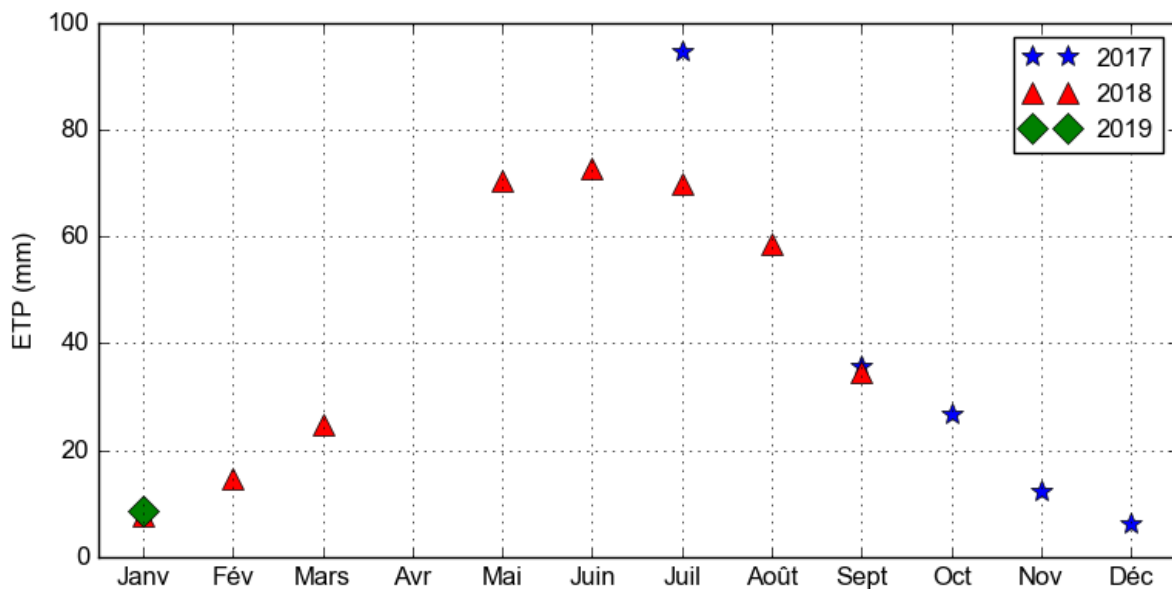


Figure II.39 : Evapotranspiration potentielle mensuelle calculée à Broué entre Juillet 2017 et Janvier 2019

Lors des mois d'hiver l'ETP est assez faible, avec un minimum en décembre de 6 mm (Figure II.39). L'ETP augmente progressivement au printemps pour atteindre son maximum en été

(environ 82 mm au mois de Juillet 2017). Cette valeur maximum d'ETP en été est supérieure aux valeurs de pluies mensuelles moyennes obtenues à Broué (Figure II.40).

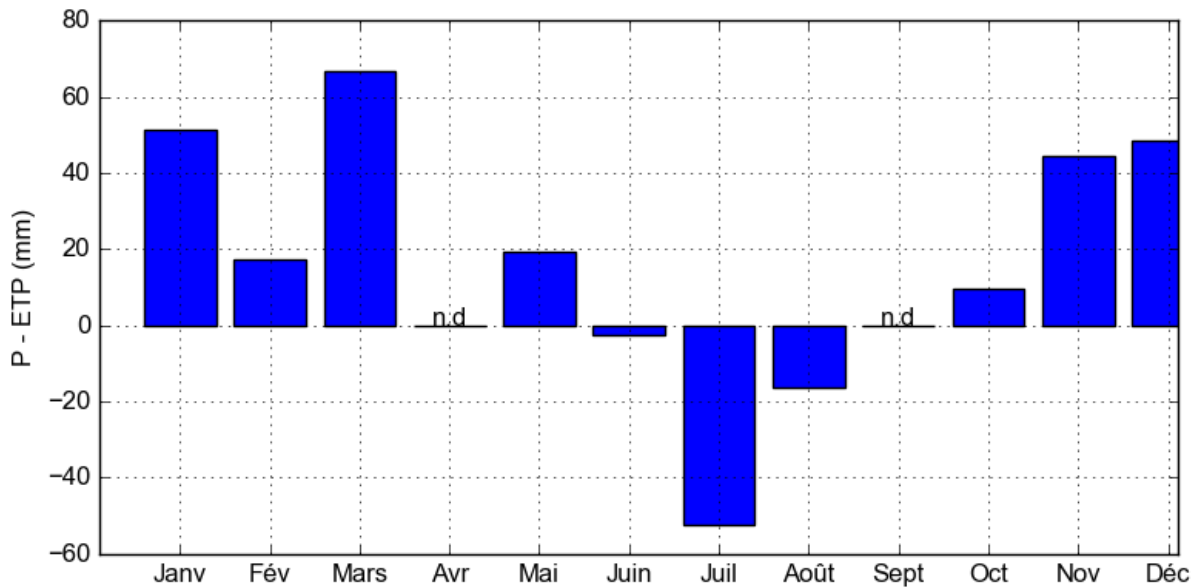


Figure II.40 : Bilan hydrique climatique (Pluie mensuelle moyenne de Broué – ETP mensuelle moyenne) – n.d. : pas de données d'ETP

Cet écart entre l'ETP et la pluie montre une rétention d'eau potentielle bien plus importante en été qu'en hiver, où l'ETP est très largement inférieure aux précipitations.

2.10. Conclusions

Le suivi expérimental *in situ* à Broué et Villeneuve-le-Roi inclut des mesures en continu de la pluie et des débits d'écoulement des parkings, qu'ils soient ou non perméables. Sur le site de Villeneuve-le-Roi, le suivi comprend de plus des dispositifs permettant la collecte d'échantillons d'eau brute sur le parking référence, et d'eaux infiltrées et traitées par le parking perméable.

Ces mesures *in situ* vont permettre d'évaluer les performances hydrologiques et l'efficacité épuratoire des différents parkings testés. Les performances hydrologiques seront évaluées grâce à différents indicateurs de performances et sur plusieurs échelles de temps : événementielles, mensuelles, saisonnières, annuelles et sur les périodes d'études.

Les chroniques de pluie, d'ETP et de débits obtenues sur le site de Broué vont aussi être utilisées dans le chapitre IV sur la modélisation hydrologique des parkings perméables, comme données d'entrée au modèle (Pluie et ETP), et comme données de comparaison avec les débits simulés. Les indicateurs de performances hydrologiques y seront aussi réutilisés pour évaluer les performances du modèle à reproduire le comportement hydrologique observé dans le chapitre III, aussi bien en termes de rétention d'eau que de dynamique.

Chapitre 3 : Performances hydrologiques des parkings perméables de Broué et de Villeneuve-le-Roi

Comme cela a été observé dans le chapitre 1, les parkings perméables végétalisés n'ont fait l'objet que de peu d'études, souvent peu développées. Il est donc nécessaire d'étudier plus en détail le comportement hydrologique de tels ouvrages.

Dans ce chapitre, le suivi hydrologique consiste à mesurer la pluie et l'écoulement de 3 places de parking perméables de 13,26 m² (ECOMINERAL[®], ECOVEGETAL[®] Mousses et ECOVEGETAL[®] Green) sur le site de Broué et de deux parkings (perméable en ECOVEGETAL[®] Mousses de 630 m² et référence de 730 m²) sur le site de Villeneuve-le-Roi. Les objectifs sont d'évaluer les performances hydrologiques des parkings perméables végétalisés grâce aux calculs de divers indicateurs, et de définir le rôle d'une structure perméable associée à un complexe végétation-substrat sur l'efficacité de la gestion des eaux pluviales par rapport à un parking en enrobé imperméable et à un parking perméable non végétalisé. Les indicateurs caractérisent différents aspects du comportement hydrologique de chaque parking et leur comparaison mettra en avant les avantages ou les inconvénients à adopter chaque type de parking.

3.1. Caractérisation des événements hydrologiques

La caractérisation des événements hydrologiques a été réalisée sur les événements obtenus pour les chroniques de pluie et d'écoulement enregistrés à Broué entre le 21 Septembre 2015 et le 31 Décembre 2018 et à Villeneuve-le-Roi entre le 11 Août 2018 et le 6 Août 2019.

Les résultats présentés ci-après correspondent aux événements pour lesquels la hauteur de pluie est supérieure ou égale à 1 mm.

Pour le site de Broué, les événements hydrologiques valides de chaque parking et avec une hauteur de pluie supérieure ou égale à 1 mm sont présentés dans la Figure III.41, ainsi que les périodes où les données ne sont pas valides. La hauteur de chaque barre donne la hauteur d'eau écoulée de chaque parking perméable pendant un événement, et sa largeur indique la durée de l'événement qui est spécifique à chacun des parkings.

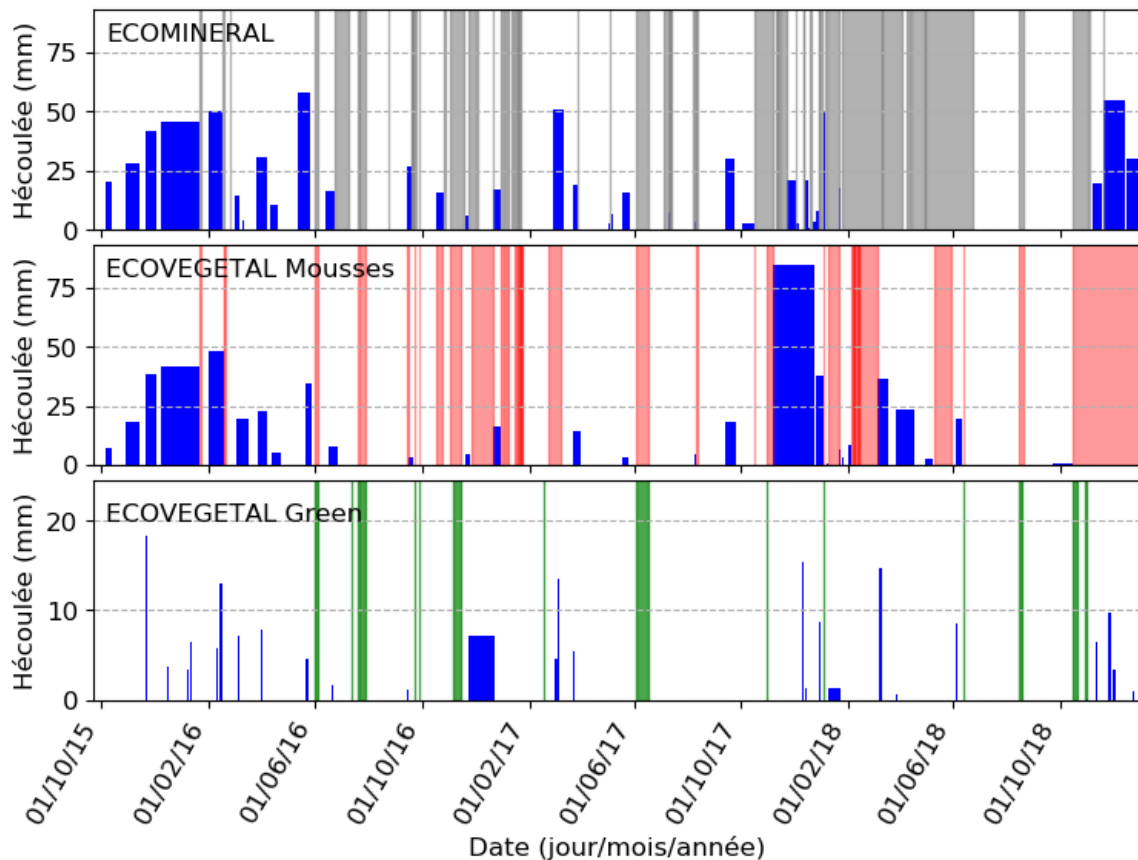


Figure III.41 : Hauteurs d'eau écoulée et durée des événements pluvieux à Broué pour des hauteurs de pluie événementielles supérieures ou égales à 1 mm (gris : périodes invalides de l'ECOMINERAL® ; rouge : périodes invalides de l'ECOVEGETAL® Mousses ; vert : périodes invalides de l'ECOVEGETAL® Green)

De nombreuses périodes invalides pour l'ECOMINERAL® impliquent que seulement 104 événements ont été validés sur les 180 dont la hauteur de pluie est supérieure ou égale à 1 mm (soit 58 % des événements). Pour l'ECOVEGETAL® Mousses, 120 événements sur 190 sont valides (soit environ 63 % des événements) et pour l'ECOVEGETAL® Green 243 sur 256 (soit 95% des événements). Parmi les événements valides, 35 % ont généré un écoulement supérieur ou égal à 1 mm pour l'ECOMINERAL®, 23 % pour l'ECOVEGETAL® Mousses et 15 % pour l'ECOVEGETAL® Green.

La Figure III.41 montre une grande variabilité entre les événements pour une même place de parking, que ce soit par les hauteurs d'eau écoulées ou la durée des événements. Certaines périodes présentent des écoulements plus fréquents et plus importants, comme en hiver 2016, en hiver 2017/2018 et à l'automne 2018. D'autres périodes présentent moins d'écoulements, notamment entre l'été 2016 et l'automne 2017, ainsi qu'en été 2018, en raison de pluies moins fréquentes.

La comparaison de l'ECOVEGETAL® Green avec les deux autres parkings montre nettement une différence de comportement avec des durées d'événements plus courtes et des hauteurs d'eau écoulée significativement plus faibles (Tableau III.22). La hauteur d'eau écoulée maximale mesurée pour la place ECOVEGETAL® Green est de 18,3 mm pour une pluie événementielle de 26,4 mm, tandis que pour l'ECOMINERAL® et l'ECOVEGETAL® Mousses, respectivement 42 % et 32 % des événements ayant généré un écoulement supérieur ou égal à 1mm dépassent

20mm d'eau écoulée (Figure III.41). Une différence de comportement hydrologique existe aussi entre l'ECOMINERAL® et l'ECOVEGETAL® Mousses, puisqu'en général les hauteurs d'eau écoulées depuis les drains sont moins importantes pour l'ECOVEGETAL® Mousses (médiane de $2,0 \cdot 10^{-4}$ mm, Tableau III.22) que pour l'ECOMINERAL® (médiane à 0,08 mm). Les hauteurs d'eau médianes de chacune des places de parking perméable sont très faibles puisque que pour une majorité d'événements aucun écoulement significatif, c'est-à-dire supérieur ou égale à 1 mm, n'est observé. On peut ainsi considérer qu'aucun écoulement n'est observé pour 65,4 % des événements pour l'ECOMINERAL®, 76,7 % des événements pour l'ECOVEGETAL® Mousses et 85,2 % des événements pour l'ECOVEGETAL® Green (Tableau III.22).

Tableau III.22 : Caractéristiques des événements hydrologiques valides pour chaque parking

	ECOMINERAL® – Broué	ECOVEGETAL® Mousses – Broué	ECOVEGETAL® Green – Broué	Parking référence – Villeneuve-le- Roi	Parking perméable – Villeneuve-le-Roi	
Nombre d'événements	160	190	377	185	96	
Nombre d'événements où Hpluie ≥ 1 mm	104	120	243	82	52	
Événements où Hpluie ≥ 1 mm	Hauteurs de pluies événementielles (mm) Médiane (min ; max)	3,8 (1,0 ; 78,0)	4,0 (1,0 ; 116,1)	3,6 (1,0 ; 60,4)	3,0 (1,0 ; 59,5)	4,1 (1 ; 23,3)
	Intensité moyenne des pluies (mm/h) Médiane (min ; max)	0,4 (0,02 ; 11,5)	0,6 (0,03 ; 11,5)	0,8 (0,04 ; 22,8)	0,8 (0,2 ; 5,9)	0,5 (0,1 ; 14,0)
	Hauteurs d'eau écoulées ou ruisselées (mm) Médiane (min ; max)	0,08 ($1,3 \cdot 10^{-5}$; 58,2)	$2,0 \cdot 10^{-4}$ ($2,2 \cdot 10^{-6}$; 84,6)	$1,0 \cdot 10^{-4}$ (0 ; 18,3)	1,8 (0 ; 40,8)	$2,0 \cdot 10^{-4}$ (≈ 0 ; 5,3)
	Durée des événements (h) Médiane (min ; max)	8,3 (0,3 ; 1039)	5,1 (0,3 ; 1142)	4,5 (0,2 ; 709)	4,5 (0,6 ; 28,8)	7,1 (0,1 ; 81)
	% d'événements avec des hauteurs d'eau écoulées ou ruisselées < 1 mm	65,4	76,7	85,2	26,8	80,8

Un exemple d'événement hydrologique à Broué avec une hauteur de pluie totale de 43,5 mm est présenté en Figure III.42, et met en évidence la différence de dynamique des 3 places de parkings perméables.

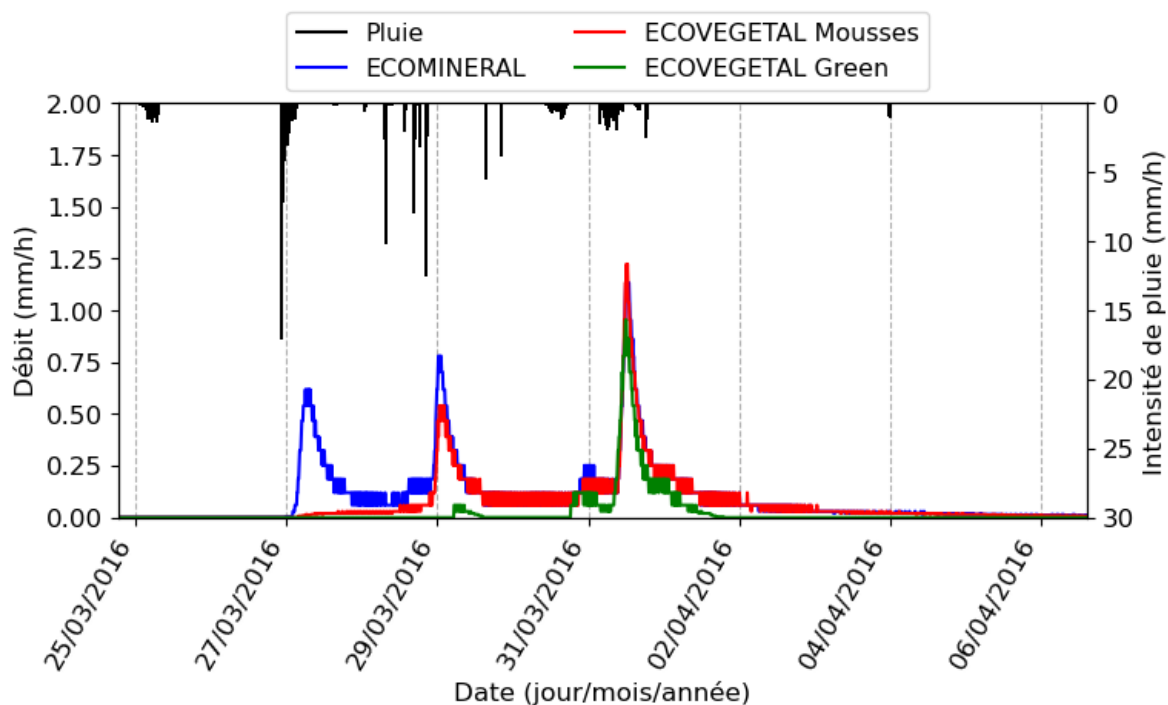


Figure III.42 : Hydrogramme d'un événement commun aux 3 places de parkings perméables de Broué du 25/03/2016 au 06/04/2016

Après une première pluie le 25/03/2016, pour laquelle il n'y a eu aucun écoulement pour les 3 parkings, le système ECOMINERAL® est le premier à réagir lors de la seconde pluie dans la nuit du 26 au 27/03/2016. De l'eau est rejetée par l'ECOVEGETAL® Mousse pour cette pluie peu de temps après l'ECOMINERAL®, mais l'intensité est très limitée et aucun pic de débit ne ressort contrairement à ce qui est observé pour l'ECOMINERAL®. Lors de la troisième pluie le 29/03/2016, les 3 systèmes rejettent de l'eau, mais ont un comportement différent. L'ECOVEGETAL® Green rejette de l'eau alors que ce n'était pas le cas pour les 2 premières pluies. Avant de rejeter de l'eau, il a réussi à retenir 27,3 mm de pluie, et le pic de rejet est limité avec un maximum à 0,06 mm/h, alors que pour l'ECOVEGETAL® Mousse et l'ECOMINERAL® sont significativement plus élevés avec de 0,54 mm/h et 0,78 mm/h respectivement. La comparaison de ces pics avec celui de la pluie correspondante montre un effet tampon pour les 3 systèmes puisque l'intensité maximum de cette pluie est de 12,6 mm/h. Les intensités de pic maximums pour les 3 systèmes sont enregistrées pour la dernière pluie de cet événement, entre le 30 et le 31 /03/2016, et sont presque identiques avec 1,1 mm/h pour l'ECOMINERAL®, 1,2 mm/h pour l'ECOVEGETAL® Mousse et 0,95 mm/h pour l'ECOVEGETAL® Green. Ici l'intensité des pics n'est pas corrélée à l'intensité de la pluie qui est de 2 mm/h maximum mais à l'enchaînement des pluies au cours de l'événement et à la hauteur de pluie déjà écoulée qui a saturé les parkings perméables. Une différence notable est aussi observée sur la fin des écoulements. En effet, l'écoulement de l'ECOVEGETAL® Green s'est arrêté 17 h et 20 min après la fin de la pluie du 28/03/2016 et 19 h et 50 min après la pluie du 31/03/2016, alors que pour l'ECOMINERAL® et l'ECOVEGETAL® Mousse les écoulements ne s'arrêtent pas entre 2 pluies et continuent plusieurs jours après la dernière pluie, même si les intensités sont faibles.

En ce qui concerne le site de Villeneuve-le-Roi, les événements hydrologiques valides de chaque parking, avec une hauteur de pluie supérieure ou égale à 1 mm et les périodes où les données ne sont pas valides, sont présentés dans la Figure III.43. La hauteur de chaque barre donne la hauteur d'eau ruisselée (PRéf) ou écoulée (PP) pendant un événement, et sa largeur indique la durée de l'événement qui est spécifique à chacun des parkings.

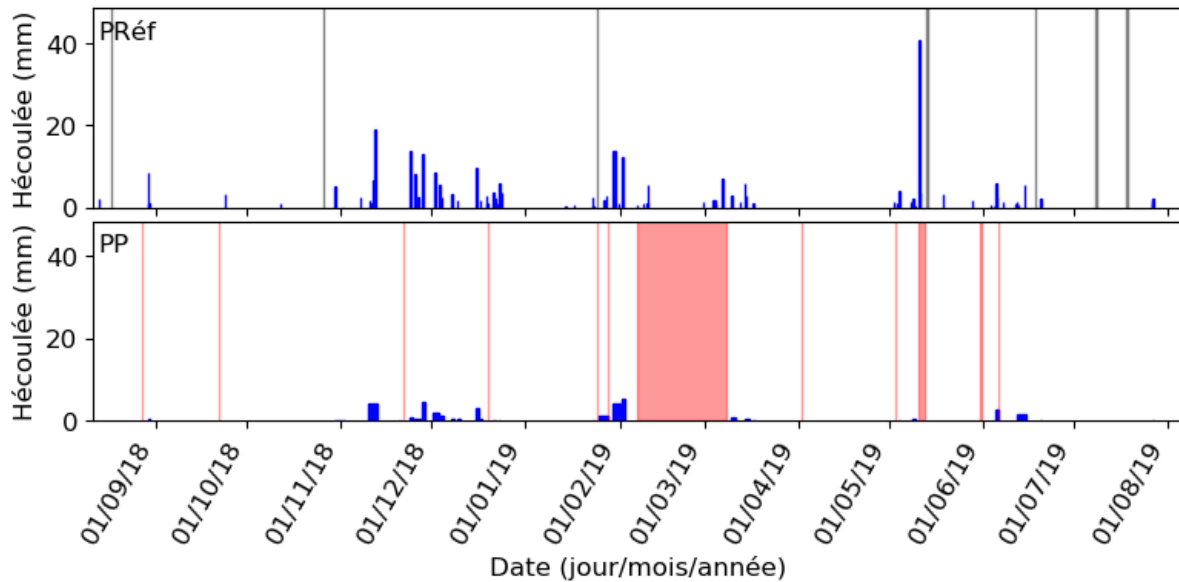


Figure III.43 : Hauteurs d'écoulement et durée des événements pluvieux à Villeneuve-le-Roi pour des hauteurs de pluie événementielles supérieures ou égales à 1 mm (gris : périodes invalides du parking référence (PRéf), rouge : périodes invalides du parking perméable (PP))

Le parking référence (PRéf) de Villeneuve-le-Roi présente peu de périodes invalides et 100 % des 82 événements (avec $H_{\text{pluie}} \geq 1 \text{ mm}$) sont valides pour le parking référence. Pour le parking perméable, 52 événements sur 61 (soit 85 % des événements) sont valides. Une inondation du regard où sont placés les instruments de mesures, en février 2019, a causé la longue période invalide observée pour le parking perméable. Parmi les événements valides respectifs des 2 parkings, 26,8 % n'ont pas généré d'écoulements supérieurs à 1 mm pour le parking référence et 80,8 % pour le parking perméable (Tableau III.22). Ce seuil de 1 mm pour l'écoulement et le ruissellement correspond à des valeurs de hauteurs d'eau non significatives. Sous ce seuil, on peut considérer qu'il n'y pas de ruissellement ou d'écoulement.

La Figure III.43 montre une variabilité entre les événements pour le parking référence, correspondant à la variabilité de la pluie, avec des périodes où les pluies sont moins fréquentes au début de l'automne 2018, au début du printemps 2019 et à partir du mois de juillet 2019, et des périodes où les pluies sont plus fréquentes et plus importantes en hiver 2018/2019 et à la fin du printemps 2019.

Les hauteurs d'eau écoulées du parking perméable (Figure III.43, PP) sont assez limitées comparées au parking référence, et ne dépassent pas 5,3 mm (pour une pluie événementielle de 16,5 mm), même si les durées d'événements sont plus longues pour le PP que pour le PRéf. L'exemple d'un événement hydrologique avec une hauteur de pluie de 15,6 mm illustre cette différence de dynamique entre les 2 parkings (Figure III.44).

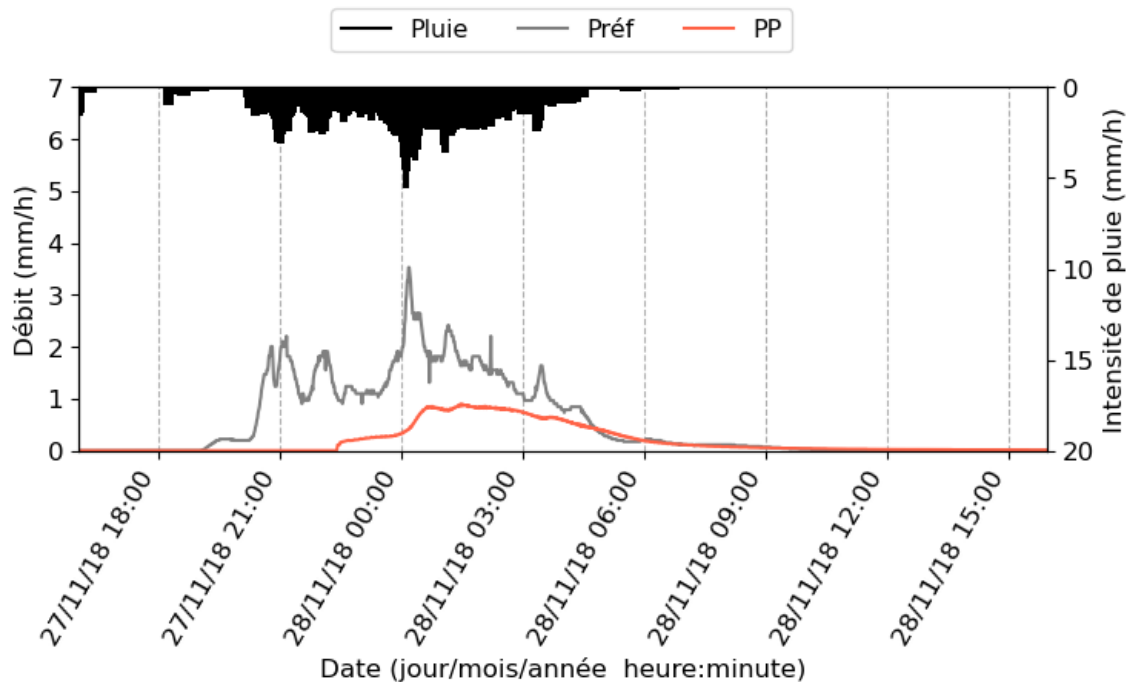


Figure III.44 : Hydrogramme d'un événement commun aux 2 parkings de Villeneuve-le-Roi du 27/11/2018 au 28/11/2018

La Figure III.44 montre que le ruissellement sur le PRéf se produit peu de temps après le début de la pluie alors que pour le PP, l'écoulement débute 4 h 10 min après le début de la pluie. Le profil du ruissellement sur le PRéf est identique à celui de la pluie même si l'intensité du ruissellement (max = 3,5 mm/h) est légèrement plus faible que l'intensité de pluie (Imax = 5,5 mm/h). A l'inverse, pour le PP, l'écoulement en sortie de drain est lissé par rapport au signal de la pluie, et le maximum d'intensité d'écoulement enregistrée est près de 4 fois plus faible que celle du PRéf avec 0,9 mm/h.

Même si la durée de suivi des 2 sites n'est pas la même, on peut remarquer en comparant la Figure III.41 et la Figure III.43, que la durée moyenne des événements du parking perméable de Villeneuve-le-Roi et de l'ECOVEGETAL® Green sont similaires avec des durées moyennes respectives de 9 h 14 min et 8 h 57 min. Ces durées moyennes sont largement inférieures à celles de l'ECOMINERAL® et de l'ECOVEGETAL® Mousses, respectivement de 31 h 45 min, et 32h 45 min. Pour le parking référence de Villeneuve-le-Roi, la durée moyenne des événements est assez courte (3 h 07min), puisque le ruissellement s'arrête peu de temps après la fin de la pluie.

Pour mieux comprendre la variabilité des événements hydrologiques, la Figure III.45 présente, par classe de hauteurs de pluie, le pourcentage d'événements ayant entraîné un écoulement et la part de volume écoulé total associée aux classes de hauteurs de pluie pour chaque parking. Seuls les événements hydrologiques ayant des hauteurs ruisselées ou écoulées supérieures ou égales à 1 mm ont été pris en compte.

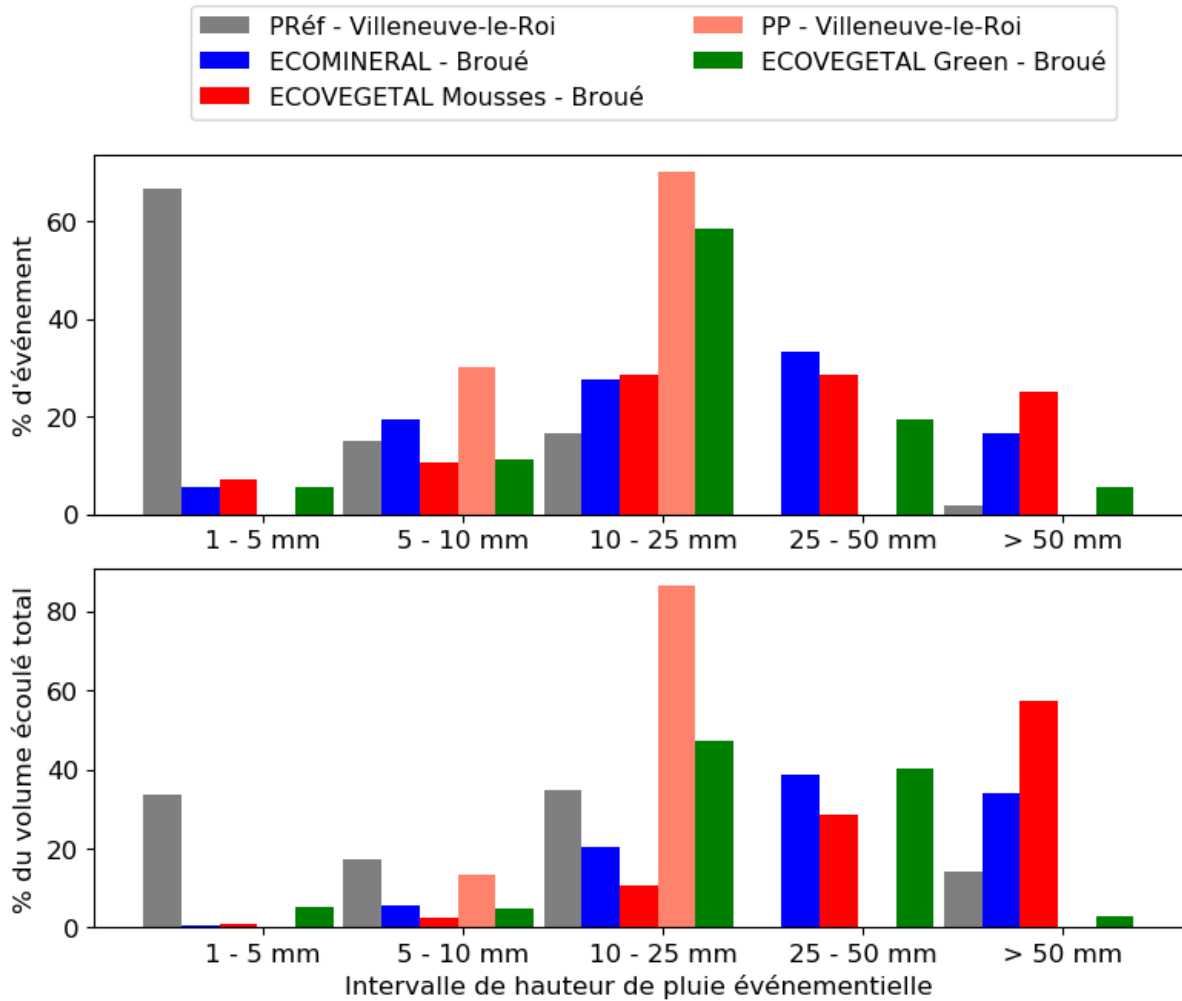


Figure III.45 : Pourcentage d'événement avec hauteurs d'eau écoulées supérieures ou égales à 1 mm et part des volumes d'eau écoulés totaux pour les écoulements ≥ 1 mm pour chaque classe de hauteurs de pluie événementielles pour les événements avec hauteurs d'eau ≥ 1 mm

Le parking référence de Villeneuve-le-Roi possède une part d'événements hydrologiques plus importante pour la classe de hauteurs de pluie de 1 à 5 mm (67 %) que les 4 parkings perméables, ce qui indique une faible capacité de rétention d'eau par PRéf. Les nombreux événements avec des pluies inférieures à 5 mm sont responsables de près de 34 % du volume ruisselé total sur le PRéf sur la période de suivi, même si les hauteurs de pluie sont faibles. La part faible d'événements avec un écoulement pour les événements avec une hauteur de pluie inférieure à 5 mm pour les parkings perméables (environ 6 % pour les parkings perméables de Broué et 0 % pour PP) indique que ces parkings sont capables de retenir ces événements. De plus, le volume écoulé lors de ces événements n'est pas significatif au regard des volumes totaux écoulés des différents parkings pendant les suivis, avec des % de volume écoulé total proches de 0 %. Pour la classe de pluie 5 – 10 mm, le nombre d'événements augmente pour les 4 parkings perméables, notamment pour PP, mais les parts des volumes totaux écoulés restent faibles (< 14 %).

Les parkings perméables ECOMINERAL® et ECOVEGETAL® Mousses se répartissent de manière homogène et assez similaire entre les différentes classes de pluies pour les % d'événements, avec environ 25 % pour les 2 systèmes pour les classes de pluies 10 – 25 mm, 25 – 50 mm et >

50 mm). En termes de % du volume total écoulé, la valeur augmente avec la classe de pluie pour l'ECOVEGETAL® Mousse (11 % pour 10 – 25 mm, 28 % pour 25 – 50 mm et 57 % pour > 50 mm). Pour l'ECOMINERAL®, la répartition du volume total écoulé est similaire entre les classes de pluie 25 -50 mm et > 50 mm avec respectivement 39 % et 34 %. La part de volume total écoulé pour la classe de pluie 10-25 mm est légèrement plus faible, à 20%.

La classe de hauteur de pluie événementielle 10 – 25 mm est celle pour laquelle la part d'événements ayant provoqué des écoulements ≥ 1 mm est la plus importante pour l'ECOVEGETAL® Green (58 %) et le PP (70%). Il est à noter que pour PP, un seul événement a dépassé les 25 mm de pluie sur le site de Villeneuve-le-Roi (1 événement à 65 mm), mais celui-ci n'a pas été validé. En termes de répartition des parts de volumes écoulés totaux, la classe 10 – 25 mm est la plus productive pour le PP, avec 86 %. Pour l'ECOVEGETAL® Green, le volume total écoulé provient presque autant des événements dont la hauteur de pluie est comprise entre 10 et 25 mm (47 %), que par ceux compris entre 25 et 50 mm (40 %), alors que pour cette dernière classe seuls 19 % des événements ont provoqué un écoulement ≥ 1 mm.

De manière générale, les événements avec une pluie inférieure à 10 mm pèsent très peu dans le volume total écoulé pour tous les parkings perméables, ce qui indique une capacité de ces systèmes à retenir ce type d'événement de manière quasi systématique.

Enfin, afin de mieux caractériser les événements hydrologiques, il est important d'évaluer les durées de temps sec inter-événementielles, c'est-à-dire le temps écoulé entre la fin d'un événement et le début d'un nouvel événement hydrologique. Les durées de temps sec ont été calculées pour des événements hydrologiques obtenus en appliquant la méthode de séparation pour chaque parking indépendamment les uns des autres. Un tri a aussi été réalisé dans les données afin de ne garder les durées de temps sec que pour les événements où la hauteur de pluie est supérieure ou égale à 1 mm et où la hauteur d'eau écoulée ou ruisselée (pour PRéf) sur les parkings est aussi supérieure ou égale à 1 mm. Cela permet d'évaluer les durées de temps sec, seulement pour les événements où un écoulement a été enregistré. Le nombre d'événement par intervalle de durée de temps sec est présenté en Figure III.46.

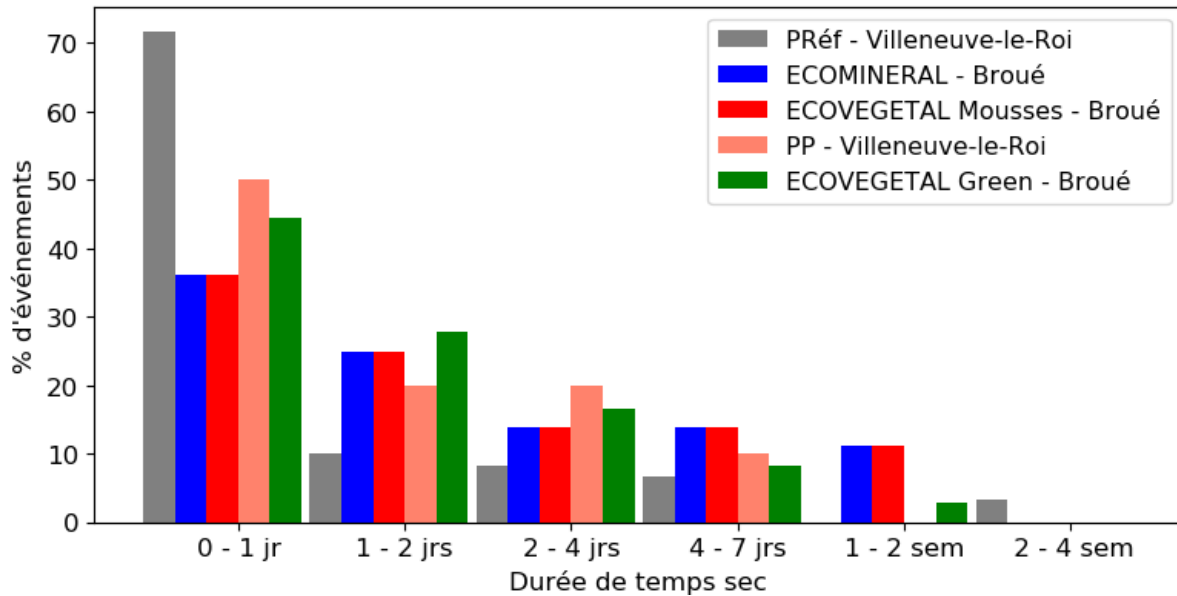


Figure III.46: Distribution du nombre d'événements par classe de durée de temps sec pour les événements hydrologiques dont la hauteur de pluie et la hauteur d'eau écoulée ou ruisselée sont ≥ 1 mm

La Figure III.46 montre que les durées de temps sec sont généralement assez courtes pour tous les parkings et ne dépassent pas les 2 semaines pour les parkings perméables. Pour les 4 parkings perméables, les durées de temps sec précédant les événements sont, en général, plus longues que pour le parking référence, avec des pourcentages d'événements plus importants pour les durées de temps sec comprises entre 1 jour et 2 semaines (Figure III.46). Malgré cela, 60 à 70 % des événements pour tous les parkings ont une durée de temps sec inférieure à 2 jours, ce qui semble indiquer que les écoulements et ruissellement surviennent principalement lorsque les pluies sont rapprochées et que les systèmes n'ont pas le temps de se drainer pour pouvoir les retenir. Cela correspond à ce qui a été observé sur les Figure III.41 et Figure III.43, avec des événements hydrologiques plus fréquents en période hivernale.

3.2. Résultats

3.2.1. Coefficients d'écoulement et abattements des hauteurs d'eau

Le coefficient d'écoulement et l'abattement de hauteurs d'eau sont des indicateurs très largement utilisés en hydrologie, et seront présentés à différentes échelles de temps : période totale, mensuelle et événementielle. Cela est rendu possible grâce aux suivis en continu des sites. Pour les échelles de la période totale et mensuelle, les données utilisées ne viennent pas de la séparation des événements hydrologiques, c'est-à-dire que les pluies inférieures à 1 mm sont incluses.

3.2.1.1. Résultats à l'échelle de la période totale

Les coefficients d'écoulement obtenus pour chaque parking de chaque site sur leur période d'étude respectives sont présentés dans la Figure III.47, ainsi que les hauteurs d'eau abattues. Pour connaître en termes de hauteur d'eau annuelle la capacité de rétention de chacun des parkings et afin de pouvoir comparer les sites de Broué et de Villeneuve-le-Roi, les abattements

calculés sur les périodes totales ont été normalisés sur une année pour correspondre à 650 mm de pluie, tel que :

$$\text{Abatement normalisé} = \frac{\text{Abatement total du parking pendant périodes valides} \times 650}{\text{Hauteur de pluie totale pendant périodes valides}}$$

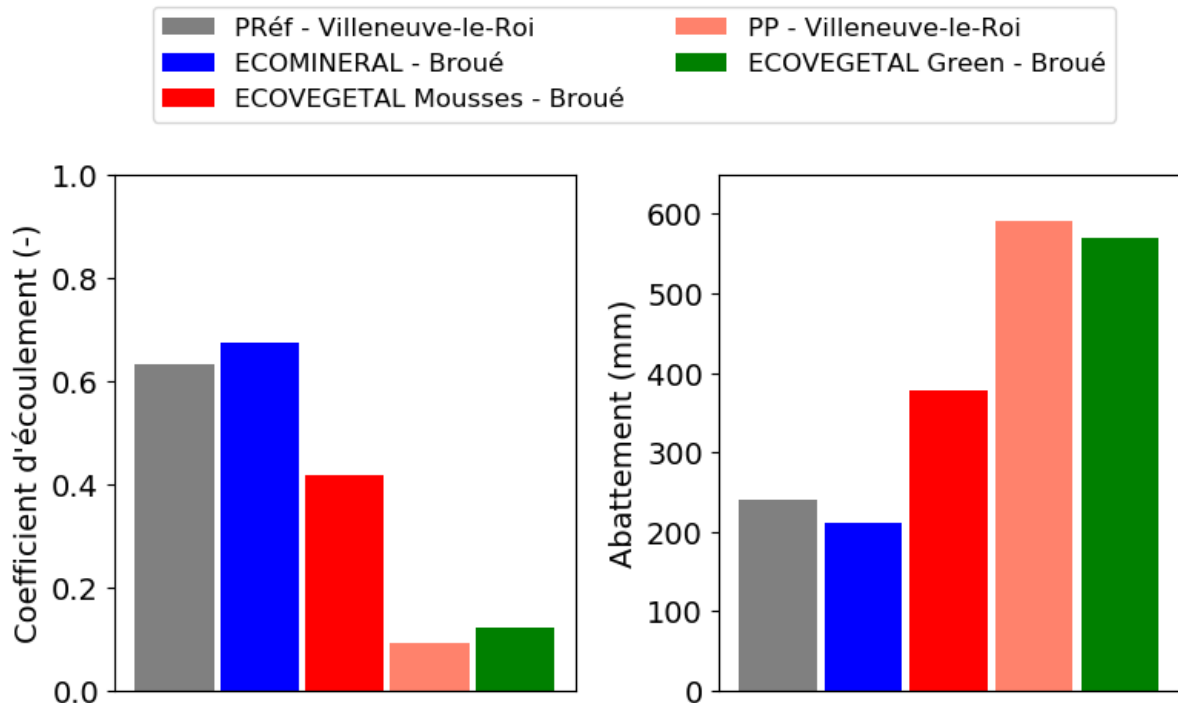


Figure III.47: Coefficients d'écoulement totaux sur les périodes d'étude et abattements des hauteurs d'eau normalisés en mm/an et sur 650 mm de pluie

Sur les périodes d'étude, il a pu être observé que les parkings perméables végétalisés ECOVEGETAL® Moussees et ECOVEGETAL® Green de Broué et le parking perméable en ECOVEGETAL® Moussees de Villeneuve-le-Roi avec des coefficients d'écoulement (CE) respectifs de 0,42, 0,12 et 0,09 sont plus efficaces dans la rétention d'eau que le parking référence ou l'ECOMINERAL® avec un CE de 0,63 et 0,67 respectivement (Figure III.47).

Bien que l'ECOMINERAL® soit un parking à revêtement perméable, il n'est pas plus efficace que le parking référence de Villeneuve-le-Roi à cette échelle de temps, que ce soit pour le coefficient d'écoulement ou l'abattement. Rappelons que pour les trois places de parking de Broué le fond de forme est étanche et qu'il n'y a donc pas d'infiltration possible vers le sous-sol. L'ECOMINERAL® ne semble pas pouvoir retenir une quantité d'eau plus importante qu'un parking en enrobé imperméable, mais rappelons ici l'incertitude quant à la surface contributive sur le parking référence (entre 691,5 m² et 827,8 m²) qui peut influencer sur les volumes d'eau mesurés et donc sur les deux indicateurs de ce parking (CE entre 0,56 et 0,67 ; abattements entre 216,7 et 288 mm pour une pluie de 650 mm). Il est aussi possible que des infiltrations d'eau au niveau de la canalisation ou même de l'enrobé aient impliqué une perte de volume. La comparaison des coefficients d'écoulement avec la littérature indique que le CE de l'ECOMINERAL® entre dans la gamme de valeurs données pour des parkings perméables dont la base de la structure est étanche ou dont la perméabilité du sous-sol est très limitée, avec des valeurs comprises entre 0,58 et 0,78 (Braswell *et al.*, 2018b ; Liu *et al.*, 2020). Ces informations

permettent de dire que l'ECOMINERAL® se comporte comme un parking perméable classique et que le CE du parking référence est certainement sous-estimé.

La Figure III.47 montre une différence notable entre les CE et les abattements de l'ECOVEGETAL® Mousses à Broué (CE = 0,42 et abattement normalisé = 378 mm/an) et du PP (CE = 0,09 et abattement normalisé = 590 mm/an). Cependant, sur le site de Villeneuve le Roi, les événements pluvieux n'ont jamais dépassé 25 mm. En recalculant le CE et l'abattement de l'ECOVEGETAL® Mousses sans prendre en compte les événements où la pluie est supérieure à 25 mm, le CE descend à 0,25 et l'abattement normalisé passe à 490 mm/an. Même si la capacité de rétention d'eau annuelle de l'ECOVEGETAL® Mousses se rapproche de celle du PP dans ces conditions, ce dernier reste plus efficace, ce qui laisse supposer l'importance de l'infiltration de l'eau vers le sous-sol. Le CE de l'ECOVEGETAL® Mousses est meilleur que ceux de parkings perméables classiques étanches donnés par la littérature, entre 0,58 et 0,78 (Braswell *et al.*, 2018b; Liu *et al.*, 2020), ce qui semble montrer une meilleure rétention d'eau d'un parking perméable végétalisé par rapport à un parking perméable minéral. Le CE du parking perméable de Villeneuve-le-Roi est similaire à celui de Dreelin *et al.* (2006) avec une valeur de 0,07 pour un parking perméable végétalisé non étanché mais avec du sable au lieu d'un substrat organique et pour des hauteurs de pluie équivalentes ne dépassant pas 18,5 mm.

L'ECOVEGETAL® Green de Broué montre des capacités de rétention d'eau très importantes bien qu'il soit étanché à sa base, avec un coefficient d'écoulement presque identique au parking perméable en ECOVEGETAL® Mousse de Villeneuve-le-Roi et un abattement normalisé légèrement plus faible (570 mm/an pour l'ECOVEGETAL® Green et 590 mm/an pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi). Son CE est proche de celui donné par Dreelin *et al.* (2006) (0,07) dont la base de la structure n'est cependant pas étanche. Le CE se rapproche aussi de celui de Liu *et al.* (2020) (0,09) pour un parking perméable étanche et avec des colonnes capillaires pour une meilleure évaporation, ce qui indique que la granulométrie des substrats et le type de végétation dans l'ECOVEGETAL® Green favorise la capillarité et la transpiration et donc la capacité du parking à évapotranspirer.

Les différences d'efficacité entre les 3 parkings perméables étanchés de Broué sont dues à la présence ou absence de végétation, et à la nature et granulométrie des matériaux composant chacun des systèmes. Ainsi, comme cela a été décrit dans le chapitre II partie 2, les substrats de l'ECOVEGETAL® Mousses et de l'ECOVEGETAL® Green qui sont entre autres composés de compost, possèdent une CME (Capacité Maximale en Eau) plus importante que l'ECOMINERAL®. Les matériaux avec une granulométrie fine permettent d'avoir une surface spécifique importante, et une taille de pores assez faible pour permettre de retenir l'eau par capillarité.

L'ECOVEGETAL® Green est plus efficace que l'ECOVEGETAL® Mousses en partie grâce à la CME de son substrat qui est plus élevée (43 % et 25 % respectivement), mais aussi grâce au mélange Terre/Pierre de la couche de fondation qui a une CME de 22 % et qui s'étend sur 20 cm (Rollin, 2014).

3.2.1.2. Résultats à l'échelle mensuelle

Pour mieux appréhender la variabilité du comportement des parkings dans le temps, les coefficients d'écoulement et les abattements des hauteurs d'eau ont été calculés à l'échelle mensuelle. Les résultats sont présentés dans les Figure III.48 et Figure III.49 respectivement pour le site de Broué et dans les Figure III.50 et Figure III.51 pour le site de Villeneuve-le-Roi. Les figures montrent les coefficients d'écoulements (CE) et les valeurs d'abattement absolues pour chaque mois de chaque année de suivi.

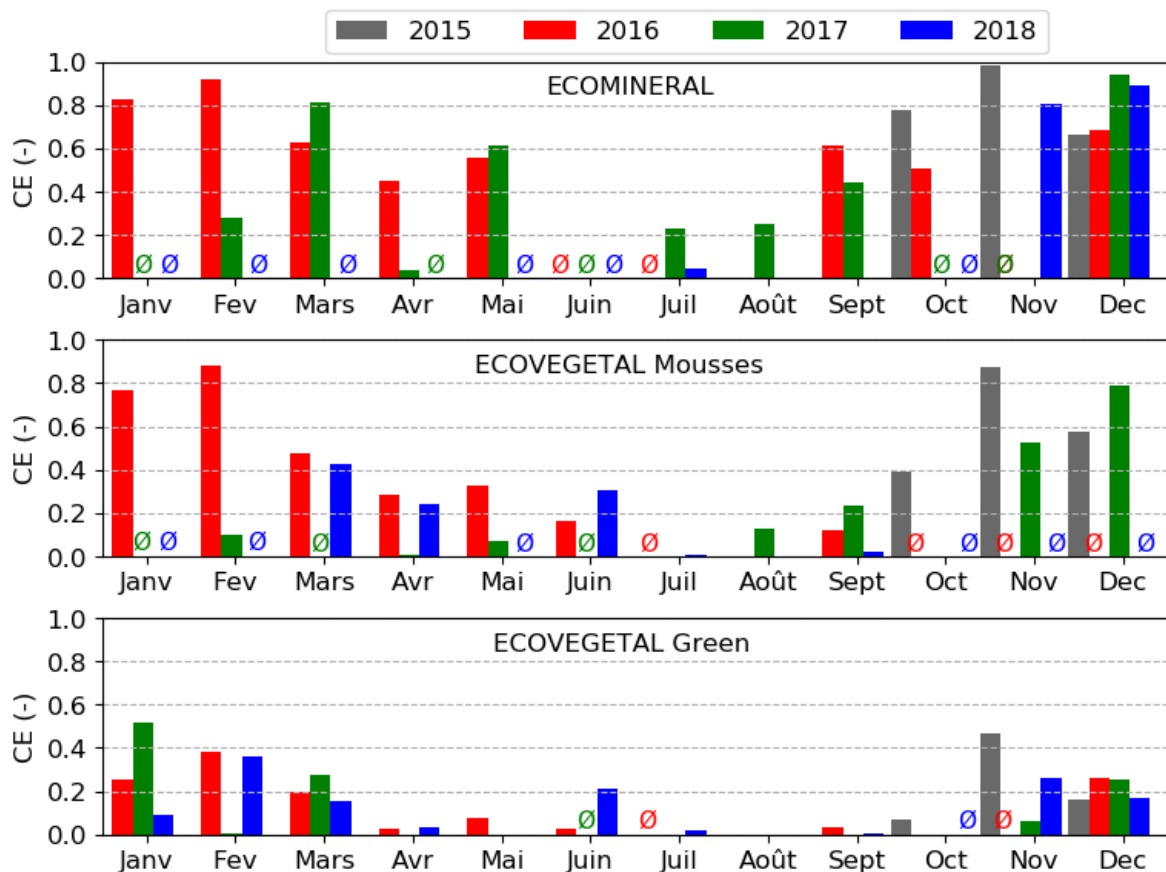


Figure III.48 : Coefficients d'écoulement mensuels pour le site de Broué (∅ : données non présentées car plus de 20 % de données invalides)

La présentation des coefficients d'écoulement à l'échelle mensuelle confirme la différence des performances hydrologiques entre les 3 parkings perméables étanches de Broué (Figure III.48). En effet, l'ECOMINERAL® est souvent très proche d'un CE égal à 1 en hiver (Novembre, Décembre, Janvier, Février), alors que pour l'ECOVEGETAL® Mousses, le CE moyen sur ces mêmes mois est en général compris entre 0,6 et 0,9. L'ECOVEGETAL® Green montre encore une fois sa capacité de rétention d'eau importante, car même en hiver les CE ne dépassent pas 0,52.

Malgré des variations interannuelles pouvant être importantes, les coefficients d'écoulement mensuels mettent en évidence l'importance des saisons sur les performances hydrologiques des 3 parkings perméables (Figure III.48). En effet, les coefficients d'écoulement sont généralement bien plus élevés en Janvier, Février, Novembre et Décembre et les valeurs les plus faibles sont obtenues en Juillet et Août. Cette tendance rappelle fortement la variation de

l'ETP présentée dans le chapitre II partie 8.2, avec un maximum en été et un minimum en hiver. Des tendances saisonnières ont aussi été observées dans la littérature, avec des volumes d'eau plus importants en automne et en hiver qu'au printemps et en été (Collins *et al.*, 2008; Drake *et al.*, 2014a).

Au regard de l'abattement des hauteurs d'eau présenté dans la Figure III.49, la variation saisonnière est aussi notable pour l'ECOMINERAL® et l'ECOVEGETAL® Mousses, avec des abattements plus élevés pendant les mois où l'évapotranspiration potentielle est plus importante (voir Chapitre II : partie 8.2).

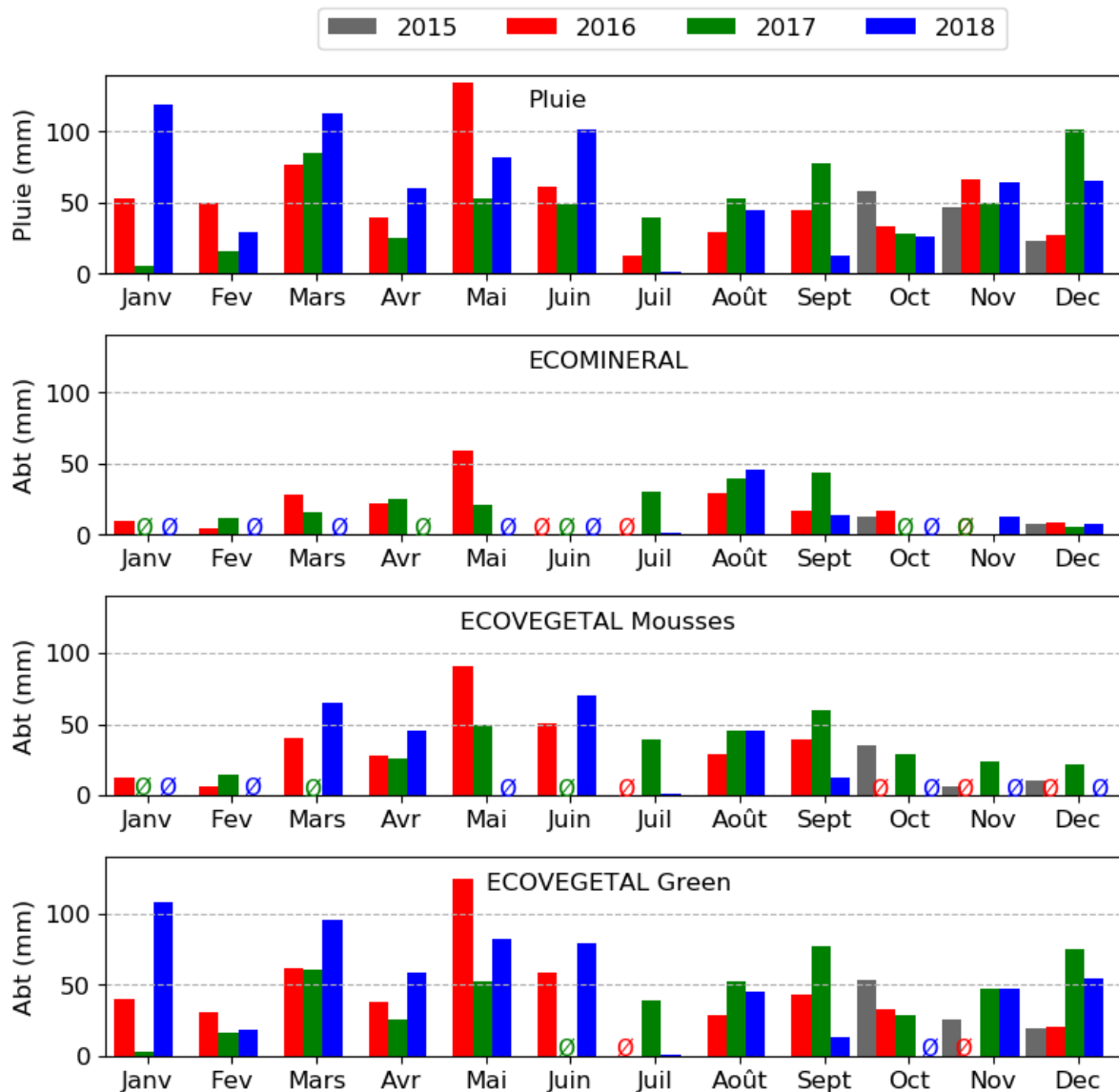


Figure III.49 : Pluie mensuelle et abattements mensuels des hauteurs d'eau pour le site de Broué (∅ : données non présentées car plus de 20 % de données invalides)

Pour l'ECOVEGETAL® Green, les valeurs d'abattement (en mm) présentent une variabilité inter-mensuelle importante mais qui ne semble pas reliée à la saisonnalité. L'abattement paraît ici souvent limité par la pluviométrie du mois considéré. Par exemple, si on considère le mois d'Août (2016, 2017 et 2018), on peut remarquer que l'abattement est relativement similaire

pour les 3 types de parkings perméables avec environ 40 mm, ce qui correspond à la pluie mensuelle moyenne enregistrée. Pour l'ECOVEGETAL® Green, presque chaque mois de chaque année ont des abattements similaires à la hauteur de pluie. Pour tous les mois où les abattements de hauteurs sont similaires à la pluie, cela signifie que les parkings perméables ont su retenir la quasi-totalité de la pluie mensuelle.

Sur le site de Villeneuve-le-Roi, la variation des CE au fil des mois est moins nette que pour Broué, mais on peut quand même remarquer pour le parking référence un CE de 1 en Novembre, et très proche de 0,8 en Décembre. En Janvier, Février, Mars et Mai, les CE sont légèrement plus faibles (environ 0,6). Pendant les mois où l'ETP est plus importante (Juin à Octobre), les CE sont plus faibles, entre 0,29 (Septembre) et 0,53 (Août) (Figure III.50). Les faibles CE mensuels sont liés à la demande évapotranspiratoire mais aussi à des événements pluvieux faibles. Ainsi, au mois de Septembre 2018 où le CE mensuel le plus faible a été obtenu, parmi les 5 événements hydrologiques mesurés, 4 ont une hauteur de pluie inférieure à 1 mm et n'ont engendré aucun ruissellement. Quant à l'événement hydrologique ayant engendré un ruissellement, le CE obtenu est de 0,49 à cause de l'évaporation et de la faible hauteur de pluie (5,9 mm).

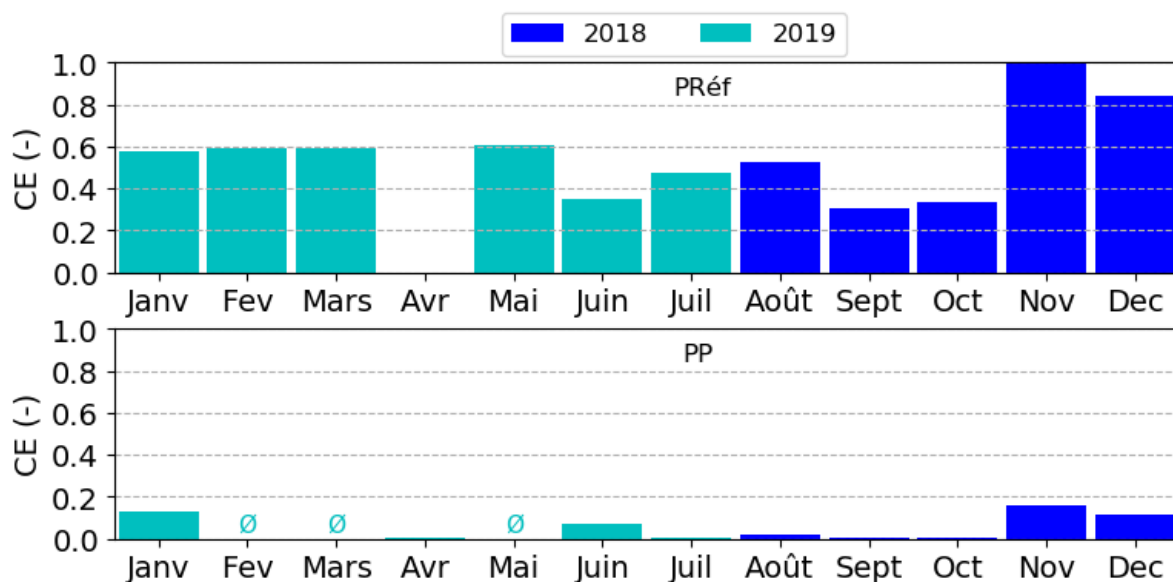


Figure III.50 : Coefficients d'écoulement mensuels pour le site de Villeneuve-le-Roi (∅ : données non présentées car plus de 20% de données invalides)

Pour le parking perméable (PP), les CE mensuels sont tous inférieurs à 0,2, même en hiver où l'ETP est pourtant très limitée, ce qui souligne le rôle du processus d'exfiltration de l'eau vers le sous-sol. Pour 4 mois dans l'année où la part de données valides est supérieure à 80 % (Avril, Juillet, Septembre et Octobre), les CE sont de 0 ou très proches (Figure III.50). Ces résultats, obtenus pour une chronique de seulement 1 an de données, ne permettent pas d'identifier clairement l'impact de la variabilité de l'évapotranspiration sur la rétention d'eau.

En ce qui concerne l'abattement des hauteurs d'eau sur le site de Villeneuve-le-Roi, la Figure III.51 montre des valeurs très faibles pour le parking référence, inférieures à 18 mm pour 10 mois dans l'année, et ne dépassant pas 40 mm pour les mois de Mai et Juin 2019. Ces

abattements sont plus élevés que pour le reste de l'année, mais cela reste proportionnel aux hauteurs de pluie, comme observé avec les CE (Figure III.50).

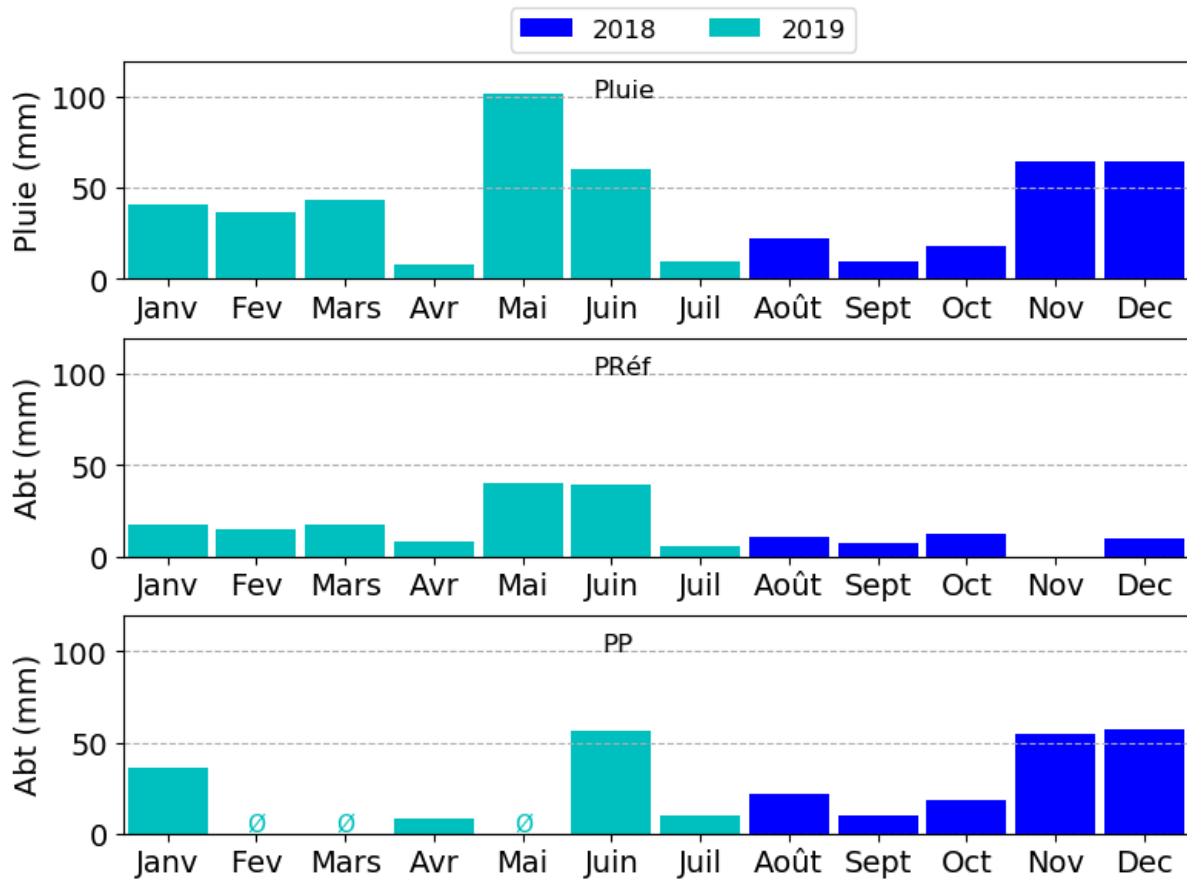


Figure III.51 : Pluie mensuelle et abattements mensuels des hauteurs d'eau pour le site de Villeneuve-le-Roi (Ø : données non présentées car plus de 20 % de données invalides)

Pour le parking perméable, l'abattement est dépendant de la pluie, avec des valeurs d'abattement mensuelles légèrement plus faibles que les hauteurs de pluies mensuelles reçues à Villeneuve-le-Roi, indiquant que la quasi-totalité des pluies mensuelles sont abattues par le parking perméable.

Pour mieux caractériser l'impact de la pluie et de l'évapotranspiration sur les performances hydrologiques des parkings, les CE mensuels sont comparés à la pluie efficace ($P - ETP$) dans la Figure III.52. Sur le site de Broué, les coefficients d'écoulement de l'ECOMINERAL® et de l'ECOVEGETAL® Mousses montrent une augmentation régulière du CE avec l'augmentation de la pluie efficace. On peut aussi remarquer que, même lorsque la pluie efficace est négative, les CE ne sont pas toujours nuls, ce qui indique que la capacité de rétention de ces systèmes peut être dépassée à l'échelle d'un événement hydrologique, entraînant des écoulements en sortie de drain. L'ECOVEGETAL® Green a des CE quasiment nuls quand $P - ETP$ est négatif, mais dès que cette valeur est positive les coefficients d'écoulement deviennent presque tous non nuls mais sans montrer de tendance particulière comme pour les 2 autres parkings. Les valeurs de CE semblent indépendantes de la hauteur de pluie efficace pour l'ECOVEGETAL® Green, ce qui peut être conditionné par l'état d'humidité du substrat. Quand la pluie efficace est positive pour le mois précédent et le mois en cours, le système reste humide, avec une capacité de rétention dégradée, ce qui entraîne des CE plus élevés.

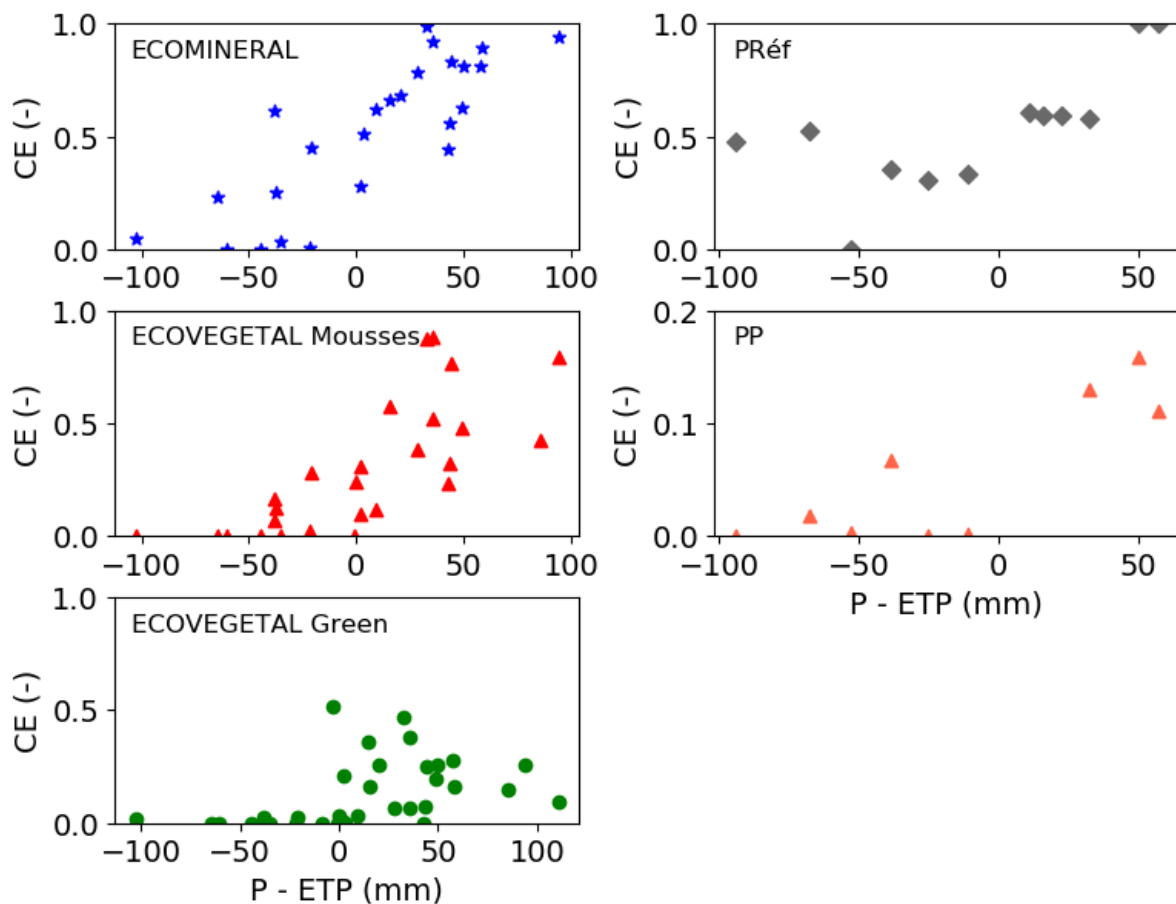


Figure III.52 : Coefficients d'écoulement mensuels en fonction de la pluie efficace (P – ETP) mensuelle

En ce qui concerne le site de Villeneuve-le-Roi, les coefficients d'écoulement mensuels du parking référence sont les plus faibles quand $P - ETP$ est négatif (Figure III.52), variant entre 0,31 et 0,53 sauf pour un point où le CE est nul. Ce point correspond au mois d'Avril 2019 avec seulement 7,8 mm de pluie résultant de quelques pluies peu intenses qui n'ont engendré qu'un seul événement hydrologique dont la pluie était supérieure à 1 mm (hauteur de pluie de 2,6 mm) et n'ayant pas engendré d'écoulement. Dès que la pluie efficace mensuelle devient positive, les CE augmentent (entre 0,58 et 1) et les CE de 1 sont obtenus pour les pluies efficaces les plus élevées, autour de 50 mm. Pour le parking perméable, les coefficients d'écoulement sont très faibles mais ils semblent tout de même dépendants de la pluie efficace, avec des CE entre 0 et 0,07 lorsque la pluie efficace est négative, et des CE entre 0,11 et 0,16 lorsque la pluie efficace est positive.

3.2.1.3. Résultats à l'échelle événementielle

Pour être plus précis dans l'analyse du comportement hydrologique des parkings perméables, les coefficients d'écoulement et les abattements de hauteurs d'eau ont été calculés pour chaque événement hydrologique. La séparation en événements hydrologiques est faite individuellement pour chaque parking.

Les données événementielles (CE et abattement) sont d'abord présentées dans la Figure III.53 sous forme de boîtes à moustaches afin de comparer les données statistiques de chaque parking, c'est-à-dire les valeurs médianes (lignes rouges pleines), les quantiles (lignes rouges

pointillées) 10 (Q10) et 90 (Q90) des coefficients d'écoulement et des abattements événementiels.

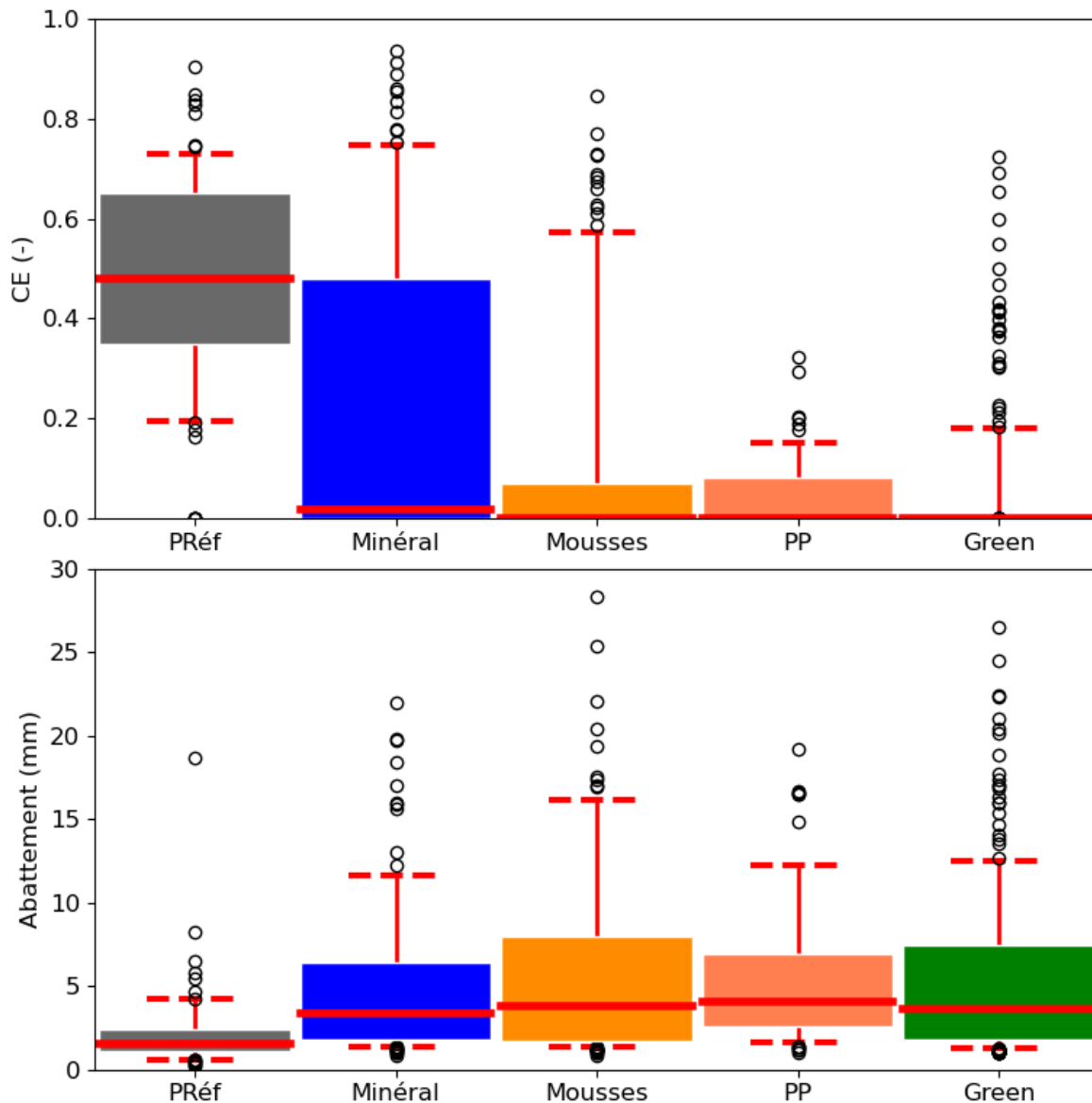


Figure III.53 : Comparaison des coefficients d'écoulement (CE) et des abattements de hauteurs d'eau des parkings des 2 sites (boîte = 50 % des données entre les quantiles 25 et 75 ; ligne rouge pleine = médiane ; lignes rouges pointillées horizontales = quantiles 10 et 90 ; cercles : valeurs au-delà des quantiles 10 et 90)

La Figure III.53 met en évidence la nette différence de comportement hydrologique entre le parking référence de Villeneuve-le-Roi et les 4 parkings perméables en ce qui concerne les coefficients d'écoulement événementiels, même avec l'ECOMINERAL®. En effet, la valeur médiane des coefficients d'écoulement événementiels est de 0,48 pour le parking référence alors que la médiane de l'ECOMINERAL® est de 0,02 et celles de l'ECOVEGETAL® Mousses, du PP et de l'ECOVEGETAL® Green sont nulles. Pour l'ECOMINERAL® 44 % des événements ont un CE inférieur à 0,01, 67 % pour l'ECOVEGETAL® Mousses, 83 % pour l'ECOVEGETAL® Green, et 64 % pour PP. Le quantile 90 et la taille des boîtes permettent d'identifier plus aisément les différences entre les parkings perméables. Ainsi, 90 % des CE événementiels de l'ECOMINERAL® sont inférieurs à 0,75, tandis que pour l'ECOVEGETAL® Mousses le Q90 est de 0,57 et pour le

parking perméable de Villeneuve le Roi et l'ECOVEGETAL® Green, les Q90 sont quasiment identiques : 0,15 et 0,18 respectivement.

Le CE événementiel médian du parking référence (0,48) est plus faible que dans la littérature où les valeurs médianes sont de 0,70 pour Collins *et al.* (2008) et 0,85 pour Fassman and Blackbourn (2010). Ces derniers ont aussi donné des Q10 et Q90, de 0,48 et 0,98 respectivement, ce qui est significativement plus élevé que pour le parking référence dont le Q10 et le Q90 sont respectivement de 0,20 et 0,73. Ces observations sont certainement une nouvelle fois dues aux incertitudes sur la surface contributive du parking référence.

Pour les parkings perméables, la littérature présente une large gamme de valeurs de CE événementiels, compris entre 0 et 0,90 (Alsubih *et al.*, 2017; Braswell *et al.*, 2018b; Collins *et al.*, 2008; Dreelin *et al.*, 2006; Fassman and Blackbourn, 2010; Garnier, 2020; Liu *et al.*, 2020; Pratt *et al.*, 1995; Vaillancourt *et al.*, 2019; Winston *et al.*, 2020). Les valeurs médianes disponibles dans cette littérature sont plus resserrées et comprises entre 0,33 et 0,65 (Collins *et al.*, 2008; Fassman and Blackbourn, 2010; Garnier, 2020), ce qui est nettement supérieur aux valeurs médianes obtenues pour les parkings perméables de Broué et de Villeneuve-le-Roi. Ces écarts sont dus aux méthodes de séparation des événements pluvieux et aux choix des hauteurs de pluies retenues, puisque Collins *et al.* (2008) et Fassman and Blackbourn (2010) n'ont pris en compte que les événements où les hauteurs de pluie étaient respectivement supérieures à 6 et 7 mm, tandis que dans cette étude, tous les événements avec une hauteur de pluie d'au moins 1 mm ont été considérés.

En ce qui concerne les abattements de hauteur d'eau, la Figure III.53 montre que le Q10, la médiane et le Q90 du parking référence sont très resserrés avec un Q10 de 0,6 mm, une médiane d'environ 1,5 mm, un Q90 de 4,2 mm et un abattement max de 18,7 mm. Les valeurs d'abattement les plus élevées pour PRéf sont principalement dues à des périodes de séchage entre des périodes de pluie successives lors d'un même événement hydrologique. Les valeurs d'abattement événementielles sont un peu plus variables pour les parkings perméables avec une médiane comprise entre 3,3 et 4,1 mm en fonction du parking perméable considéré, ce qui est principalement dû à la hauteur des pluies événementielles dont les médianes sont comprises entre 3,0 et 4,1 mm selon les parkings (Tableau III.22). Les valeurs des Q90 ne montrent pas d'écarts significatifs entre les performances des parkings perméables. Pour l'ECOMINERAL®, le Q90 est d'environ 11,6 mm, pour l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué de 16,16 mm, pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi 12,2 mm, et pour l'ECOVEGETAL® Green 12,5 mm. Cependant, ces valeurs sont biaisées par la hauteur limitante des pluies événementielles pour l'ECOVEGETAL® Green, et par le nombre d'événements hydrologiques propre à chacun des parkings au vu de la méthode de séparation des événements. Pour l'ECOVEGETAL® Green, la valeur du Q90 de l'abattement est assez faible par rapport à ce à quoi on aurait pu s'attendre au vu de ses capacités de rétention d'eau. A cause du nombre d'événements valides 2 fois plus importants que pour les 2 autres systèmes (Tableau III.22), l'ECOVEGETAL® Green possède plus d'événements avec des faibles pluies, impactant les valeurs d'abattement. La différence de comportement entre les parkings perméables est cependant observable grâce aux valeurs maximums d'abattement, qui sont de 22 mm pour l'ECOMINERAL®, 33,3 mm pour l'ECOVEGETAL® Mousses, 19,2 mm pour le PP de Villeneuve-

le-Roi et 59,2 mm pour l'ECOVEGETAL® Green. Ces valeurs maximums sont plus faibles que les CME mesurées (PP = 29,3 mm ; ECOMINERAL® = 52,4 mm ; ECOVEGETAL® Mousses = 77,6 mm ; ECOVEGETAL® Green = 83,5 mm), mais le classement croissant des valeurs reste le même. La différence entre CME et abattement maximum vient de la différence des conditions de mesures. En condition réelle, les matériaux ne sont jamais complètement secs, alors qu'avec la méthode de mesure de la CME (Annexe 1), le séchage des matériaux est forcé (24 h à l'étuve).

Pour aller plus loin dans l'analyse des coefficients d'écoulement et des abattements événementiels, ceux-ci ont été séparés en différentes classes de valeurs et associés au nombre d'événements ou à la part d'eau totale écoulée depuis chacun des parkings. Les résultats sont présentés en Figure III.54 pour les coefficients d'écoulement et en Figure III.55 pour les abattements.

En ce qui concerne les coefficients d'écoulement, la Figure III.54 indique que pour les 4 parkings perméables, entre 64 et 86 % des événements possèdent un CE inférieur à 0,1, alors que pour le parking référence à peine 6 % des événements possèdent un CE inférieur à 0,1. Cela montre pour les parkings perméables l'absence d'écoulements pour une majorité d'événements et donc une capacité à abattre la pluie pour une grande partie des événements à l'inverse du parking référence, même si ces événements correspondent principalement à des événements avec des faibles hauteurs de pluie. Il est aussi possible de distinguer des comportements différents entre les parkings, avec des parts de hauteur d'eau écoulée totale qui ne sont pas associées aux mêmes classes de CE selon le parking (Figure III.54). On peut ainsi distinguer une répartition similaire pour l'ECOMINERAL® et le parking référence avec des parts de hauteurs d'eau écoulée totale plus importantes pour les CE élevés (entre 0,4 et 1), tandis que l'ECOVEGETAL® Mousses, l'ECOVEGETAL® Green et le parking perméable de Villeneuve-le-Roi ont des comportements bien distincts les uns des autres. Pour l'ECOVEGETAL® Green, la majorité de l'eau écoulée est associée à des CE compris entre 0,3 et 0,5. Pour le PP la totalité des hauteurs d'eau écoulées est associée à des CE entre 0 et 0,4, mais cette répartition peut être biaisée par l'absence d'événements hydrologiques avec une hauteur d'eau supérieure à 25 mm. Pour l'ECOVEGETAL® Mousses les % de hauteurs d'eau écoulée totale les plus élevés sont obtenus pour des CE compris entre 0,5 et 0,8.

Les parts d'événements par classes de hauteur d'eau abattue, présentés en Figure III.55, montrent une répartition identique pour les 4 parkings perméables, avec environ 60 % d'événements qui ont abattu entre 0 et 5 mm de pluie, 22 % entre 5 et 10 mm, et 15 % entre 10 et 25 mm. Pour l'ECOVEGETAL® Mousses et l'ECOVEGETAL® Green quelques événements ont pu retenir entre 25 et 50 mm de pluie événementielle, voire même plus de 50 mm pour l'ECOVEGETAL® Green. Pour le parking référence (PRéf), la classe d'abattement la plus largement représentée est celle comprise entre 0 et 5 mm avec plus de 92 % des événements. Quelques événements ont des abattements compris entre 5 et 18 mm, mais cela est dû à la méthode de séparation des événements qui peut inclure des périodes sèches lors des événements les plus longs.

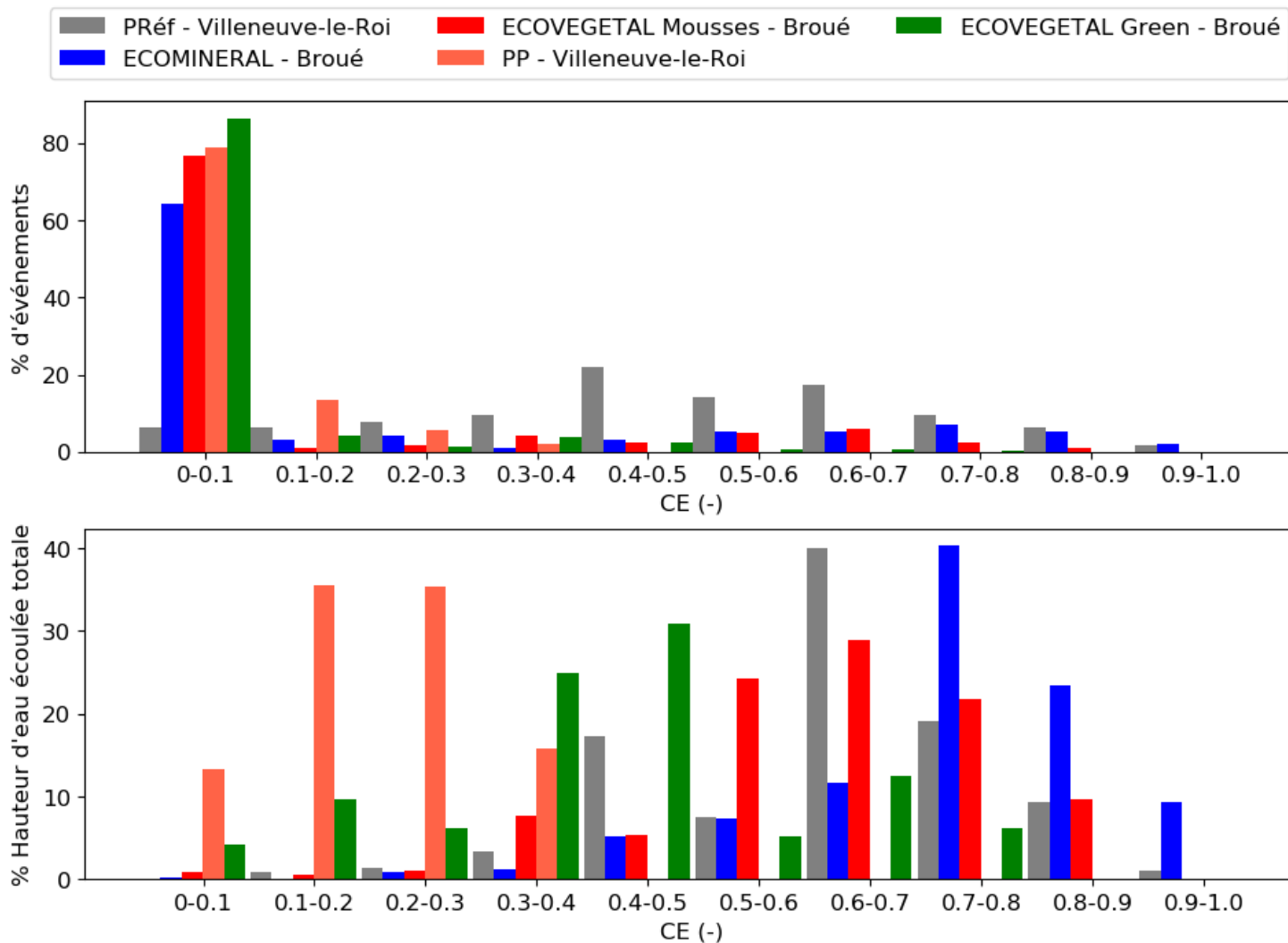


Figure III.54: Part de hauteur d'eau écoulée en fonction de classes de coefficients d'écoulement (CE)

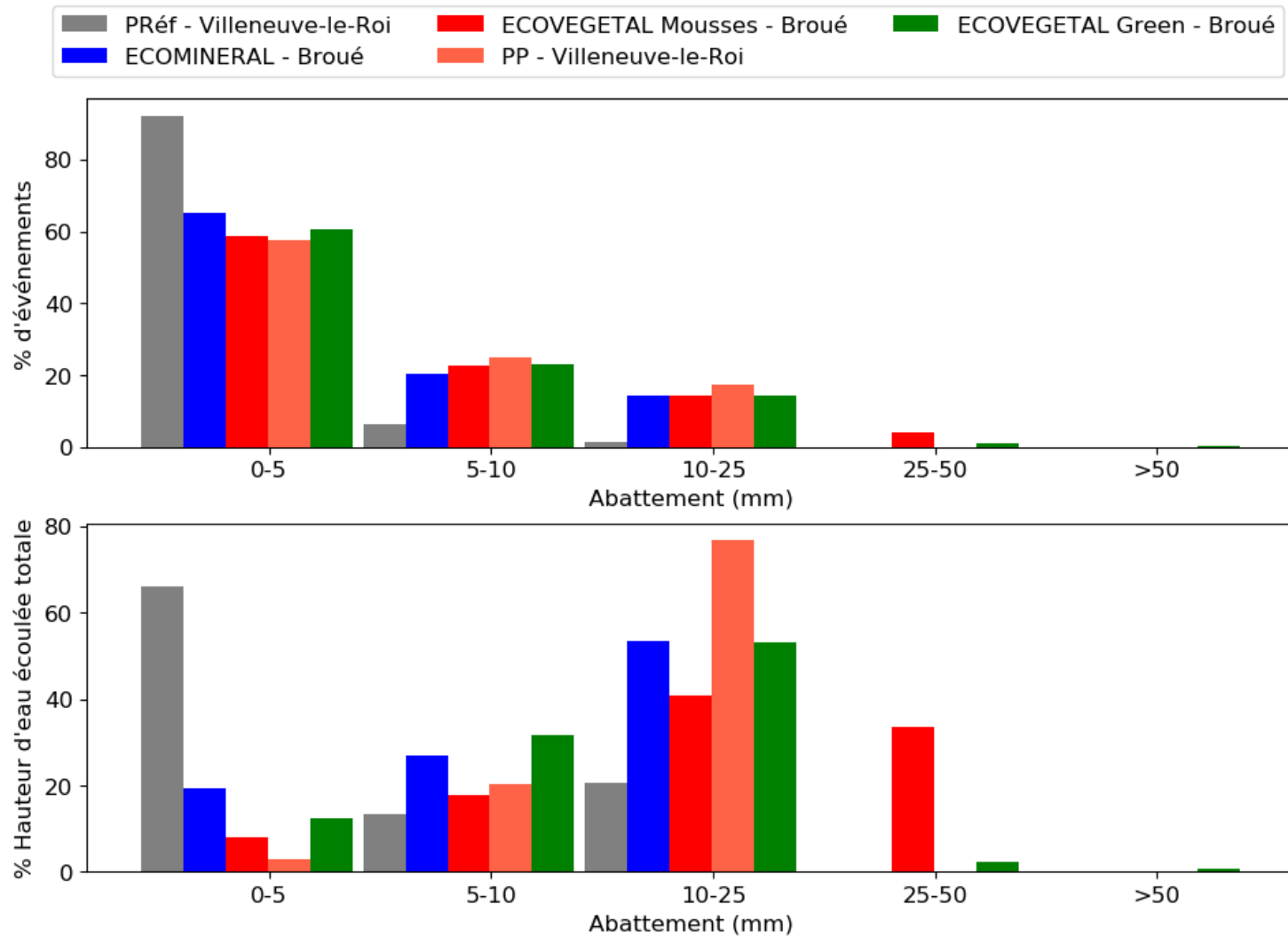


Figure III.55 : Nombre d'événements et part de hauteur d'eau écoulée en fonction de classes d'abattements des hauteurs d'eau

Sur la Figure III.55, le parking référence se distingue aussi des 4 parkings perméables par la part de hauteur d'eau totale écoulée pour les différentes classes d'abattement. Ainsi, 66 % de l'écoulement total est dû à des événements hydrologiques dont l'abattement événementiel est inférieur à 5 mm. Pour les 4 parkings perméables, la répartition entre les classes d'abattement 0 – 5 mm, 5 – 10 mm et 10 – 25 mm, suit la même tendance et montre que les événements pour lesquels les abattements sont les plus élevés sont aussi responsables des parts de hauteurs d'eau écoulées totales les plus élevées. Ceci est directement lié à la durée des événements, car plus l'événement est long, plus la hauteur de pluie événementielle peut être élevée et plus on peut trouver des périodes sans pluies pendant lesquelles les systèmes vont s'assécher. Cela est aussi valable pour l'ECOVEGETAL® Mousses pour la classe d'abattement 25 – 50 mm. Cependant, pour l'ECOVEGETAL® Green, les % de hauteurs d'eau totale écoulée sont très faibles pour les classes d'abattement 25 – 50 mm et > 50 mm. Cela reflète le faible nombre d'événements pour ces classes, mais aussi la capacité de rétention d'eau importante de ce système, même pour des événements dont la hauteur de pluie est importante. Les conditions initiales jouent un rôle essentiel dans cette capacité de rétention puisque ces événements hydrologiques importants ont été précédés par de longues périodes sans écoulements au niveau du drain même en présence de pluie, comme cela a été observé dans la Figure III.41.

Pour pouvoir estimer un abattement maximum pour chacun des parkings, les abattements des hauteurs d'eau ont été tracés en fonction de la hauteur de pluie événementielle dans la Figure III.56.

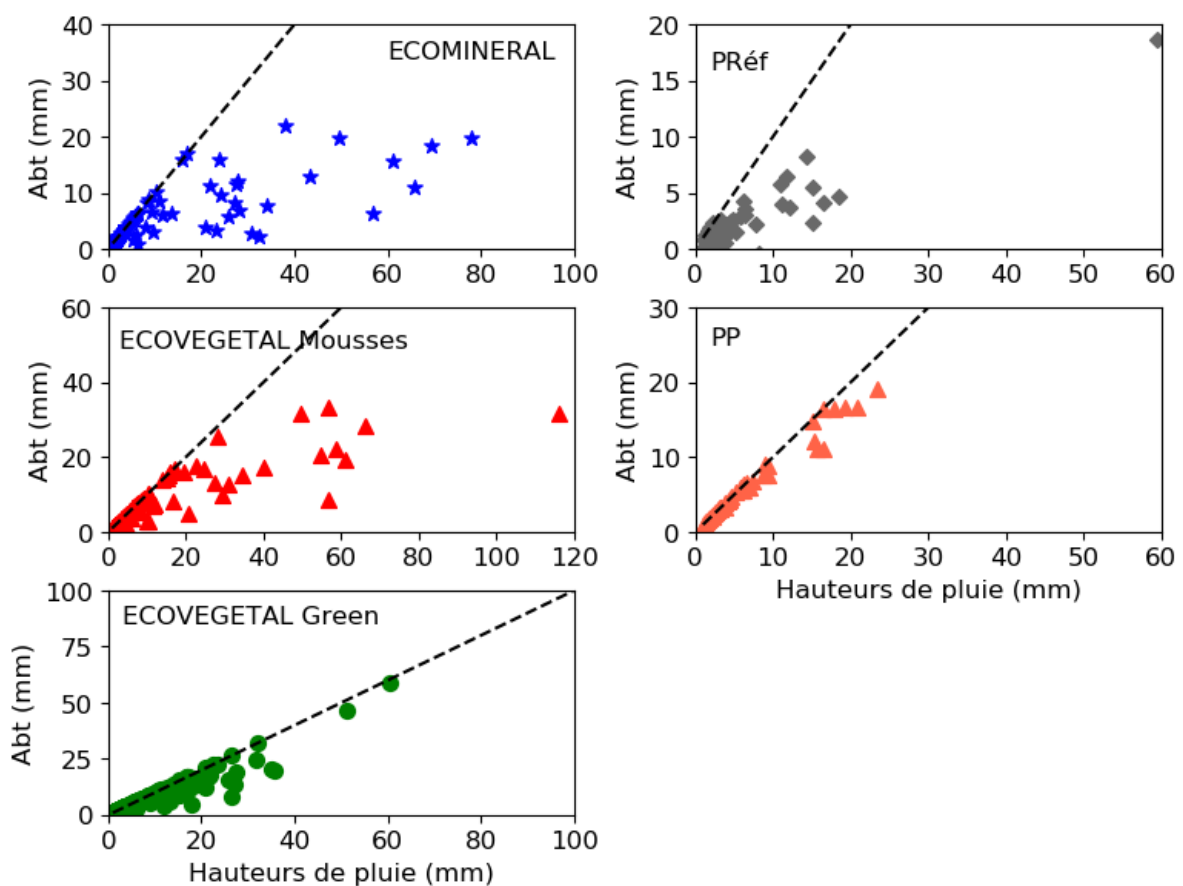


Figure III.56 : Influence de la hauteur de pluie pendant l'événement sur l'abattement (droite pointillée : bissectrice)

La Figure III.56 montre que le parking référence de Villeneuve-le-Roi n'est pas capable de retenir une quantité d'eau importante puisque les valeurs d'abattements sont rapidement très inférieures aux hauteurs de pluies. Les hauteurs d'eau abattues ne dépassent jamais 8,3 mm, voire sont égales à 0 mm pour quelques événements. L'ECOMINERAL® présente aussi des abattements qui s'éloignent rapidement de la bissectrice et ne dépassent jamais 22 mm, qu'importe la hauteur de pluie considérée. Pour les événements avec une hauteur de pluie inférieure à 20 mm cependant, la plupart des points sont sur ou proches de la bissectrice. Le système ECOMINERAL® est donc capable de stocker des hauteurs d'eau de l'ordre de 20 mm. On peut aussi remarquer que les abattements sont toujours différents de 0 ce qui souligne une capacité de ce parking à toujours abattre au moins 2 mm de pluie. L'ECOVEGETAL® Mousses n'arrive pas à retenir toute l'eau d'une pluie supérieure à 20 mm, mais les valeurs d'abattement varient fortement. Pour un événement avec une pluie de 60 mm, les abattements varient entre 8,6 et 33 mm indiquant l'importance de l'état hydrique initial du substrat sur la capacité de rétention. La capacité d'abattement du parking ECOVEGETAL® Green est régulièrement très proche ou égale à la hauteur de pluie événementielle. Même si les abattements sont assez variables entre 4 et 60 mm pour tous les événements, à cause de l'état d'humidité initial, le système ECOVEGETAL® Green est capable de retenir la totalité de la pluie des événements les plus importants. L'ECOVEGETAL® Green présente donc une capacité de rétention d'eau bien supérieure à celle de l'ECOMINERAL® ou même de l'ECOVEGETAL® Mousses, d'au moins 60 mm. Le parking perméable de Villeneuve-le-Roi a des abattements presque identiques aux hauteurs de pluie pour tous les événements. Le suivi étant assez court sur ce site il n'a pas été possible d'enregistrer des événements avec des hauteurs de pluies suffisamment importantes pour pouvoir estimer un abattement maximum pour ce parking. Cependant, les valeurs obtenues laissent imaginer qu'une quantité d'eau importante peut être retenue puisque pour un événement de 23 mm de pluie, le parking a su en retenir 19 mm.

3.2.2. Abattements des débits de pointe

Afin d'étudier l'impact des structures perméables sur les débits de pointes, des ratios entre les débits de pointe de pluie et sortant ont été calculés pour chaque événement dont la hauteur de pluie est supérieure à 1 mm, et dont la hauteur d'eau ruisselée ou écoulée est supérieure à 1 mm (voire Chapitre 2 partie 2.7.). Chaque ratio a été calculé pour 3 pas de temps de données différents : 10 min, 30 min et 60 min. Les résultats sont présentés dans la Figure III.57 pour chaque durée et chaque parking.

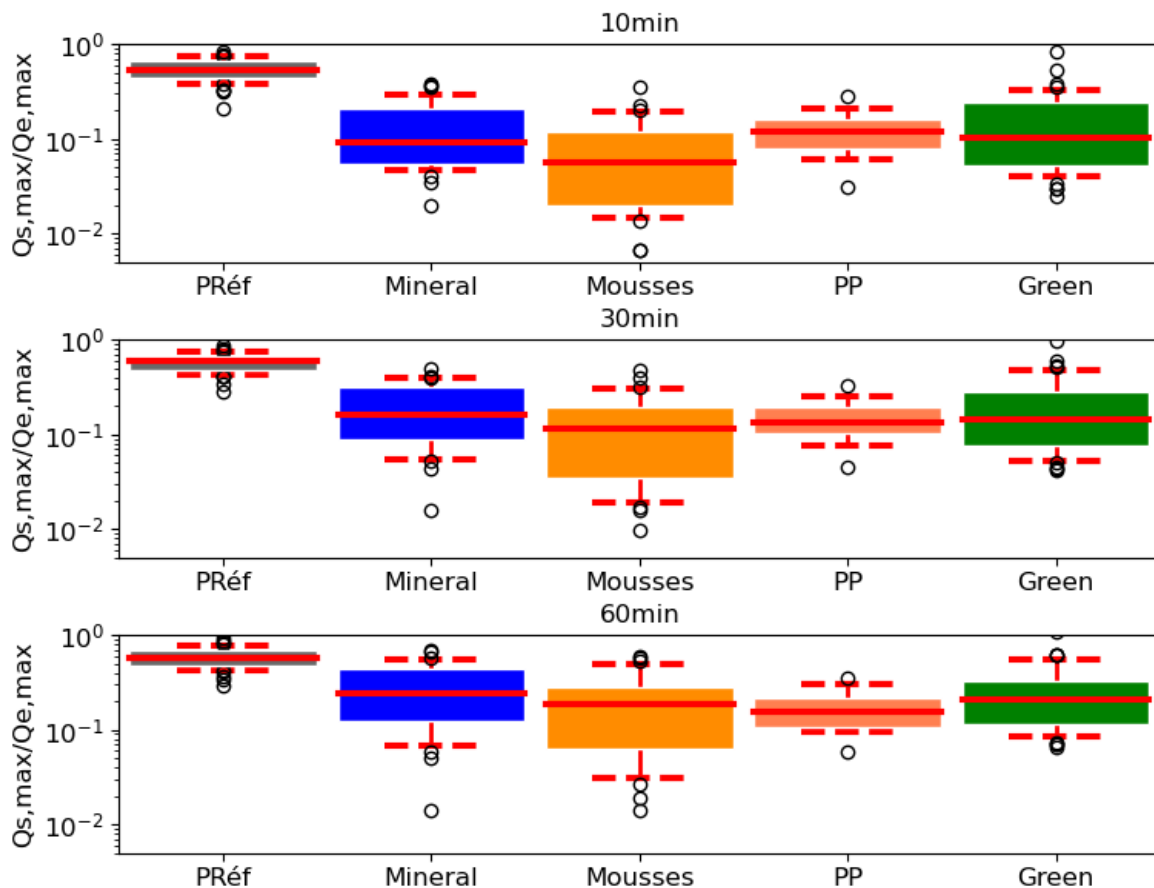


Figure III.57 : Ratios événementiels entre débit max ruisselé ou écoulé et débit max de la pluie ($Q_{s,max}/Q_{e,max}$; avec $H_{pluie} \geq 1$ mm et H_{eau} ruisselée ou écoulée ≥ 1 mm) (boite = 50 % des données entre les quantiles 25 et 75; ligne rouge pleine = médiane; lignes rouges pointillées horizontales = quantiles 10 et 90, cercles : valeurs au-delà des quantiles 10 et 90)

Les parkings perméables, végétalisés ou non, abattent significativement les pics de pluie (Figure III.57). En prenant l'exemple du pas de temps de calcul de 60 min, la médiane du ratio $Q_{s,max}/Q_{e,max}$ pour tous les parkings perméables est comprise entre 0,16 (PP) et 0,24 (ECOMINERAL®) tandis que le quantile 90 des places de parkings de Broué est d'environ 0,5, et est de 0,3 pour PP. Ceci montre une capacité d'écrêtage conséquente des pluies par les systèmes perméables, pour des événements où des écoulements en sortie de drain ont été mesurés.

A l'inverse, pour le parking référence de Villeneuve-le-Roi, l'abattement des débits de pointe est très peu variable avec un quantile 10 de 0,42, une médiane de 0,59 et un quantile 90 de 0,78, indiquant une faible capacité de réduction des pics de pluie.

Cet indicateur a aussi été calculé à des pas de temps de 10 et 30 min. Les valeurs sont légèrement supérieures à celles calculées au pas de temps de 60 min, impliquant un effet du pas de temps sur les calculs.

Dans la littérature les valeurs médianes et moyennes sont comprises entre 0,06 et 0,37 (Braswell *et al.*, 2018b; Collins *et al.*, 2008; Drake *et al.*, 2014a; Garnier, 2020; Wardynski *et al.*, 2012). Les abattements de débits de pointe médians des parkings perméables au pas de temps 10 min sont compris dans la fourchette basse des valeurs données par la littérature (ECOMINERAL® = 0,09 ; ECOVEGETAL® Moussees = 0,06 ; ECOVEGETAL® Green = 0,11 et PP =

0,12), signifiant un bon abattement des pics de pluies par les parkings perméables d'ECOVEGETAL®.

Cet indicateur de performance montre clairement l'intérêt des parkings perméables par rapport à un parking en enrobé imperméable pour leur capacité à abattre les intensités max de la pluie.

3.2.3. Courbes Débit – Durée – Fréquence (QDF)

Afin de quantifier la probabilité d'atteindre certains débits de pointe, nous nous sommes intéressés aux courbes de débit – durée – fréquence (QDF) qui permettent d'estimer des périodes retour de ces débits de pointes. Les courbes de débit – durée – fréquence ont été obtenues à partir des intensités de pluie maximums et des débits d'écoulement maximums par événement. Ces intensités et débits max ont été calculés pour différentes durée (10 min, 30 et 60 min) et les périodes de retour associées ont été estimées (voir chapitre 2 partie 2.7.). Des lois d'ajustement ont été utilisées pour définir un comportement moyen des courbes QDF. La loi d'ajustement pour les parkings perméables est différente de celle utilisée pour les pluies et pour le parking référence. Pour les pluies de Broué et Villeneuve-le-Roi et le parking référence la loi d'ajustement utilisée est : $y = -\log\left(\frac{x}{a}\right) \times b + c$. Pour les parkings perméables (Broué et Villeneuve-le-Roi), la loi d'ajustement est différente : $y = e^{-(x/a)^b} \times c$. Les résultats sont présentés dans la Figure III.58.

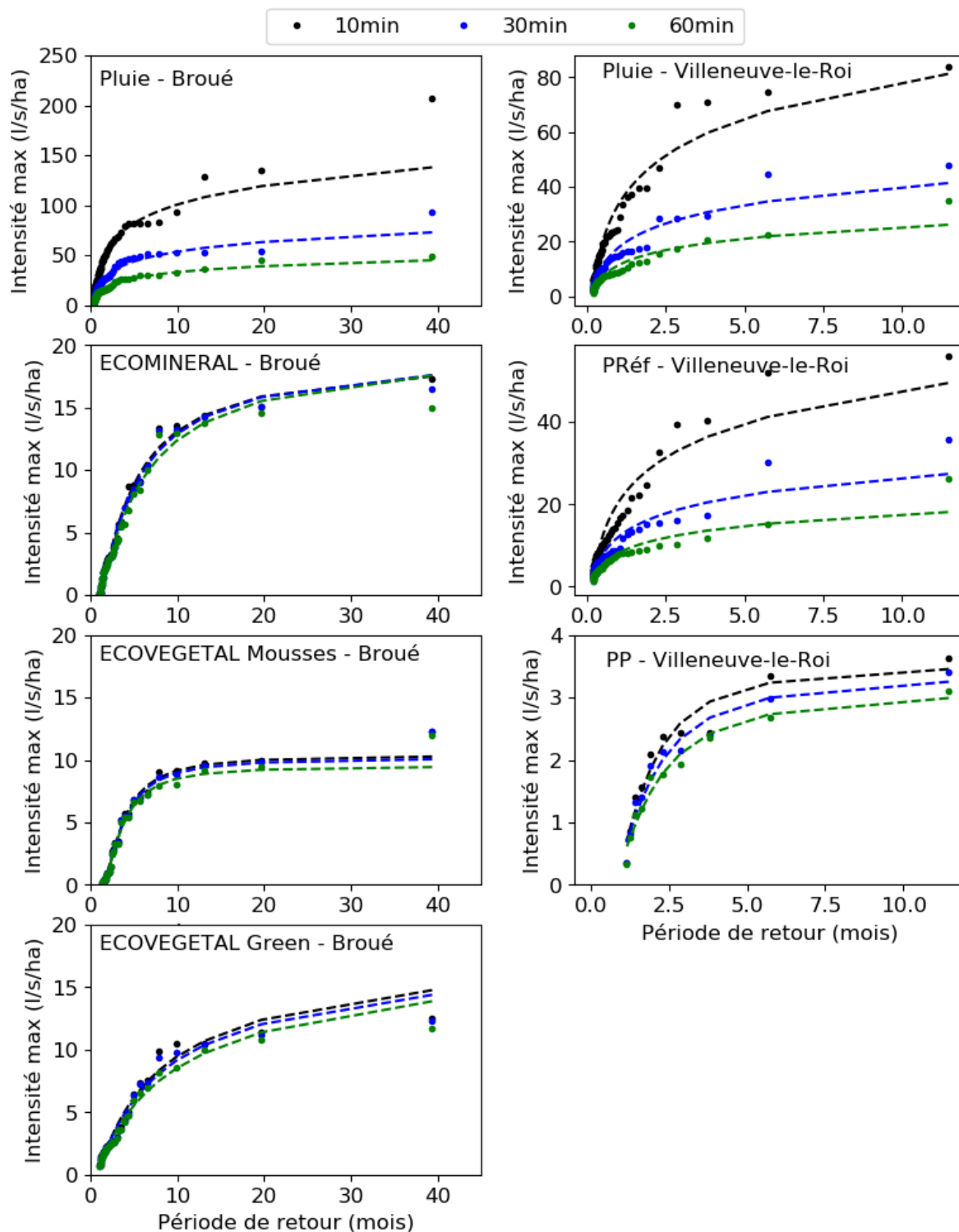


Figure III.58 : Courbes débit - durée - fréquence des sites de Broué et Villeneuve-le-Roi. En pointillé les lois d'ajustement

Sur le site de Broué, 95 % des intensités max de pluie observées ont une période de retour inférieure à 5 mois ce qui correspond à une intensité max de pluie de 30 mm/h (82 l/s/ha) pour 10 min, 17 mm/h (46 l/s/ha) pour 30 min et 10 mm/h (28 l/s/ha) pour 60 min. Sur le site de Villeneuve-le-Roi, comme la période de suivi est plus courte, la majorité des intensités max de pluie ont une période de retour inférieure à 2 mois, ce qui correspond à des intensités de pluie max d'environ 17 mm/h (47 l/s/ha) pour une durée de 10 min, 9 mm/h (24 l/s/ha) pour 30 min

et 6 mm/h (16 l/s/ha) pour 60 min. Les intensités max de la pluie sont donc nettement plus faibles quand le pas de temps de calcul augmente. Ceci est également observé pour le ruissellement du parking référence (Figure III.58). Pour le parking référence, les débits de pointe sont de 28 l/s/ha pour une durée de 10 min, 16 l/s/ha pour 30 min et 11 l/s/ha pour 60 min en considérant une période de retour de 2 mois. A l'inverse, pour les parkings perméables, l'écart entre les courbes des différents pas de temps de calcul est très faible, indiquant que l'écoulement de l'eau à travers une structure perméable favorise l'écrêtage et le lissage des débits. Cet effet tampon montre aussi la diminution de l'intensité des débits max. En effet, en considérant une période de retour de 5 mois le débit d'écoulement max sur le site de Broué est d'environ 9 l/s/ha pour l'ECOMINERAL[®], 8 l/s/ha pour l'ECOVEGETAL[®] Mousses et d'environ 6 l/s/ha pour l'ECOVEGETAL[®] Green. Sur le site de Villeneuve-le-Roi, en considérant une période de retour de 2 mois, le débit d'écoulement max du parking perméable est d'environ 1,7 l/s/ha.

3.2.4. Courbes de débits classés

L'analyse des courbes de débits classés permet de visualiser les régimes hydrologiques et de comparer la distribution des débits en fonction du temps ou des volumes écoulés/ruisselés pour chaque parking. Afin d'avoir un pas de temps le plus fin possible pour déterminer les courbes de débits classés, les données du site de Broué utilisées ici correspondent à une période allant du 1 Juin 2016 au 31 Décembre 2018 pour laquelle le pas de temps des données est de 1 minute (pluie et débit).

Afin d'avoir une idée du comportement des parkings, les débits seront comparés à la limite de 2 l/s/ha souvent utilisée par les collectivités comme débit à ne pas dépasser en sortie d'ouvrage.

3.2.4.1. En fonction du temps

Les débits classés en fonction du temps sont présentés dans la Figure III.59 pour le site de Broué et dans la Figure III.60 pour le site de Villeneuve-le-Roi. Le débit spécifique est donné en fonction de la probabilité de non dépassement qui correspond ici à la part du temps où le débit ne dépasse pas une valeur donnée.

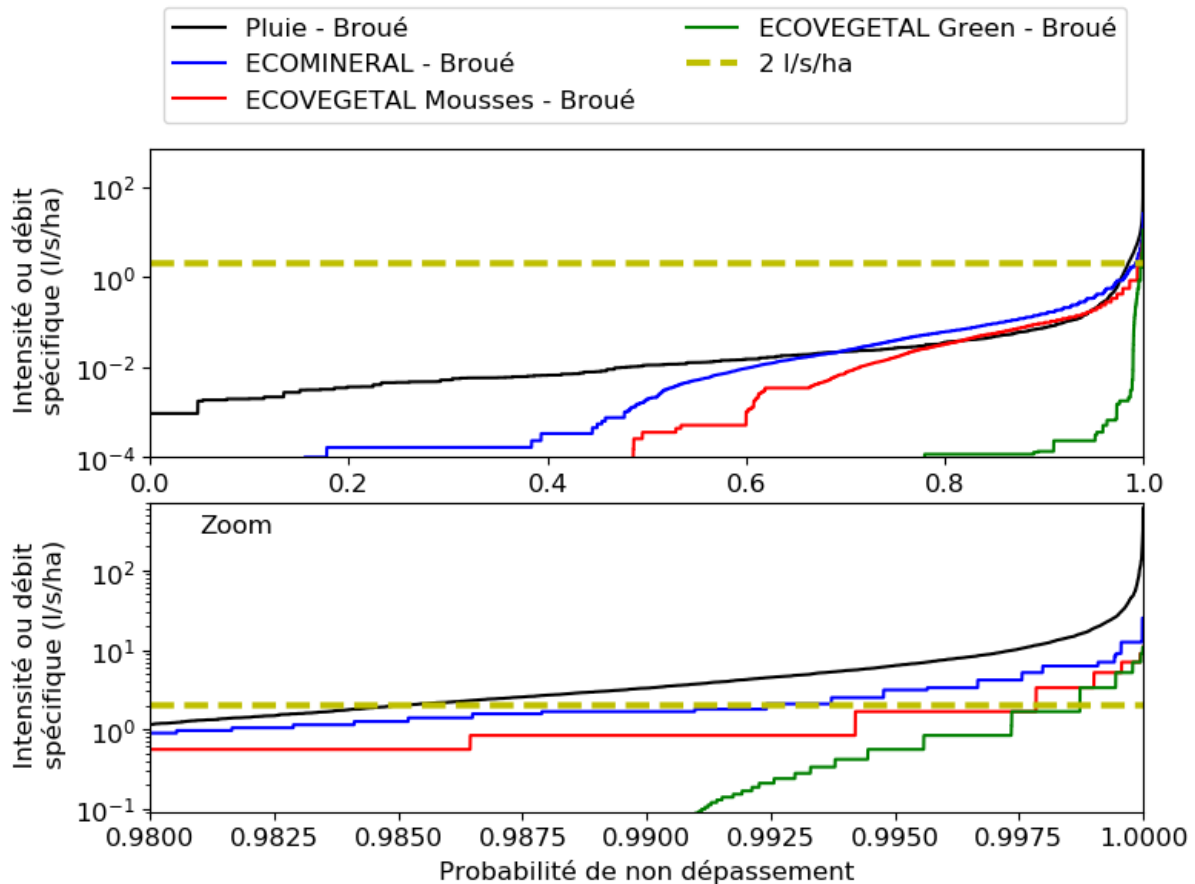


Figure III.59: Courbes des débits classés en fonction du temps – Broué. Le graphe du bas est un zoom.

Sur le site de Broué, la distribution des débits montre des valeurs très faibles plus de 98 % du temps, autant pour la pluie que pour les parkings perméables. L'ECOVEGETAL® Green se comporte différemment des 2 autres parkings perméables, avec une augmentation brutale du débit spécifique lorsque l'intensité de la pluie dépasse une intensité de 3 l/s/ha. Les débits spécifiques des parkings perméables sont inférieurs à 0,0001 l/s/ha, soit considérés comme nuls pour 18 % du temps pour l'ECOMINERAL®, 49 % du temps pour l'ECOVEGETAL® Mousse et 78 % du temps pour l'ECOVEGETAL® Green.

99 % du temps, la pluie a une intensité spécifique inférieure à 3 l/s/ha, l'ECOMINERAL® un débit spécifique inférieur à 1,7 l/s/ha, l'ECOVEGETAL® Mousse à 0,84 l/s/ha et l'ECOVEGETAL® Green à 0,02 l/s/ha. Ces valeurs de 3 l/s/ha correspondent à une pluie de très faible intensité (environ 1,08 mm/h). On peut noter que le débit seuil de 2 l/s/ha n'est que très rarement dépassé : 0,8 % pour l'ECOMINERAL®, 0,2 % pour l'ECOVEGETAL® Mousse et 0,13 % pour l'ECOVEGETAL® Green.

Le fait que la courbe de l'ECOMINERAL® dépasse la courbe de la pluie montre un écrêtement des intensités de pluie les plus fortes en reportant en grande partie ces volumes sur les débits de probabilité 0,7 à 0,95. Pour l'ECOVEGETAL® Mousse, la courbe des débits se superpose à celle de la pluie, ce qui indique un écrêtement des débits les plus forts sans augmenter significativement l'occurrence des débits plus faibles.

Sur le site de Villeneuve-le-Roi, la distribution des débits montre aussi des valeurs très faibles pour 98 % du temps, autant pour la pluie que pour les parkings. Cependant, on peut noter qu'aucune des courbes n'a le même comportement qu'une autre, notamment pour le parking référence où le débit spécifique augmente brutalement dès que la pluie dépasse une intensité de 0,07 l/s/ha, et est identique à celui de la pluie une fois ce seuil franchi (Figure III.60). Aucun débit n'est mesuré sur le parking référence pour plus de 92 % du temps, tandis que pour le parking perméable aucun débit n'est mesuré pour 70 % du temps. Ceci reflète bien la dynamique hydrologique spécifique à un parking perméable comme cela avait été observé en Figure III.44, avec un écoulement plus long dans le temps pour le parking perméable que pour le parking référence.

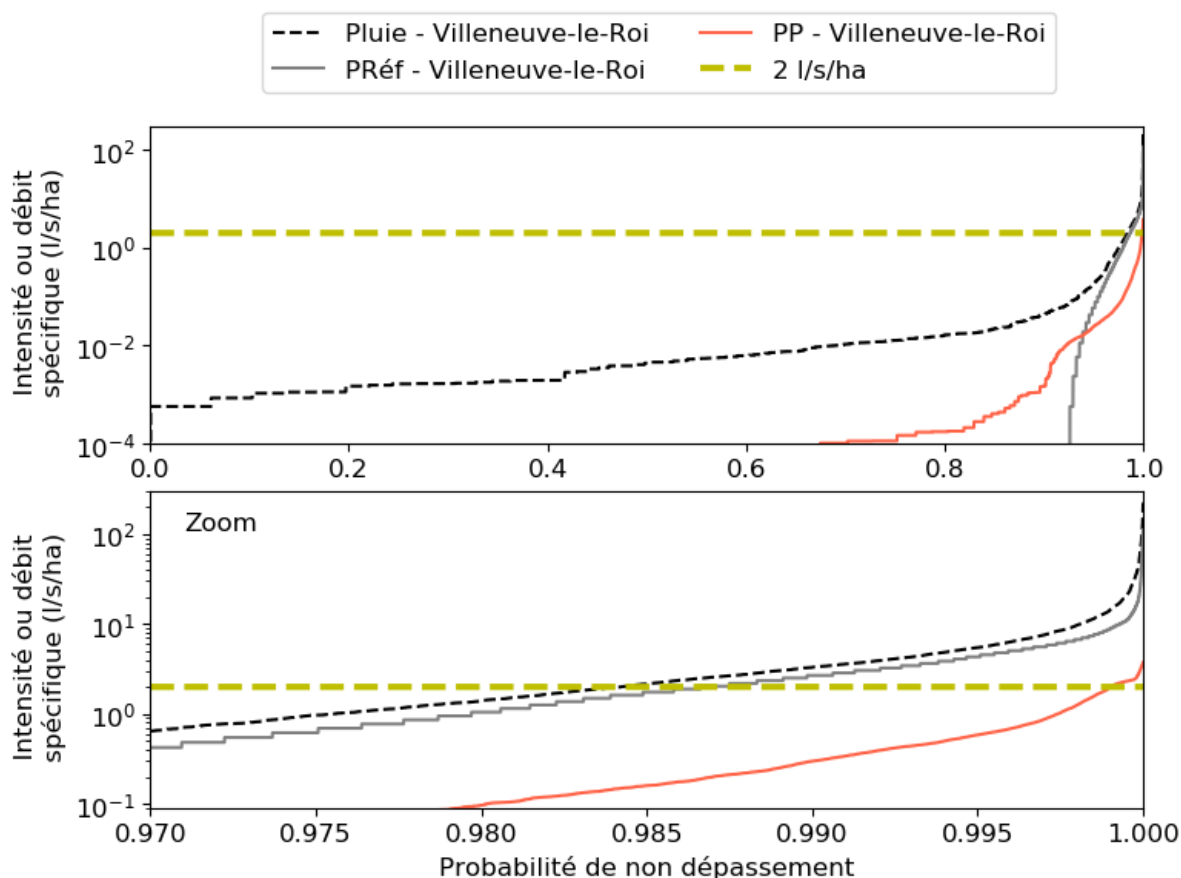


Figure III.60: Courbes des débits classés en fonction du temps – Villeneuve-le-Roi

Après avoir zoomé sur la Figure III.60, on peut voir que pour 99 % du temps, la pluie a une intensité spécifique inférieure à 3,3 l/s/ha, le parking référence un débit spécifique inférieur à 2,70 l/s/ha et le parking perméable à 0,3 l/s/ha. Ces valeurs correspondent à une pluie de très faible intensité (environ 1,18 mm/h). Le débit seuil de 2 l/s/ha est dépassé pour 1,3 % du temps pour la pluie et le parking référence et 0,1 % pour le parking perméable.

La comparaison des courbes de débits classés en fonction du temps des 2 sites montre que l'ECOVEGETAL® Green et le parking perméable de Villeneuve-le-Roi ont un comportement presque similaire, même si l'augmentation du débit spécifique pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi est moins brutale. Grâce à l'infiltration sur le site de Villeneuve-le-Roi,

l'ECOVEGETAL® Mousses permet de dépasser moins souvent le débit seuil de 2 l/s/ha que l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué qui est étanche.

3.2.4.2. En fonction du volume d'eau écoulé total

Les débits classés en fonction du volume sont présentés dans la Figure III.61 pour le site de Broué et dans la Figure III.62 pour le site de Villeneuve-le-Roi pour la pluie et pour chaque parking. L'axe des abscisses correspond ici à la part du volume total associée à des débits inférieurs à une valeur donnée en ordonnée.

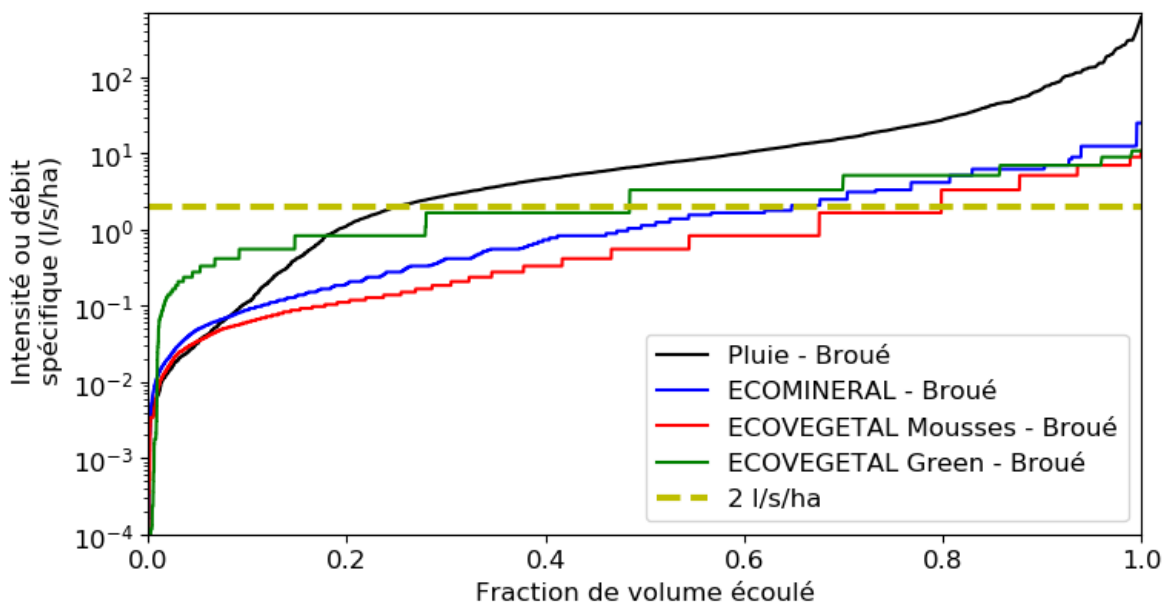


Figure III.61 : Courbes des débits classés en fonction du volume – Broué

La part des volumes totaux dus à des débits supérieurs à 2 l/s/ha est de 35 % pour l'ECOMINERAL®, 20 % pour l'ECOVEGETAL® Mousses et 51% pour l'ECOVEGETAL® Green. L'écart important entre l'ECOVEGETAL® Green et les 2 autres parkings perméables indique le volume total écoulé depuis ce parking est plus impacté par les faibles débits écoulés que l'ECOMINERAL® ou l'ECOVEGETAL® Mousses, à cause d'un plus grand nombre d'événements.

Sur le site de Villeneuve-le-Roi, la différence entre les courbes est aussi plus nette avec la distribution des débits en fonction du volume (Figure III.62).

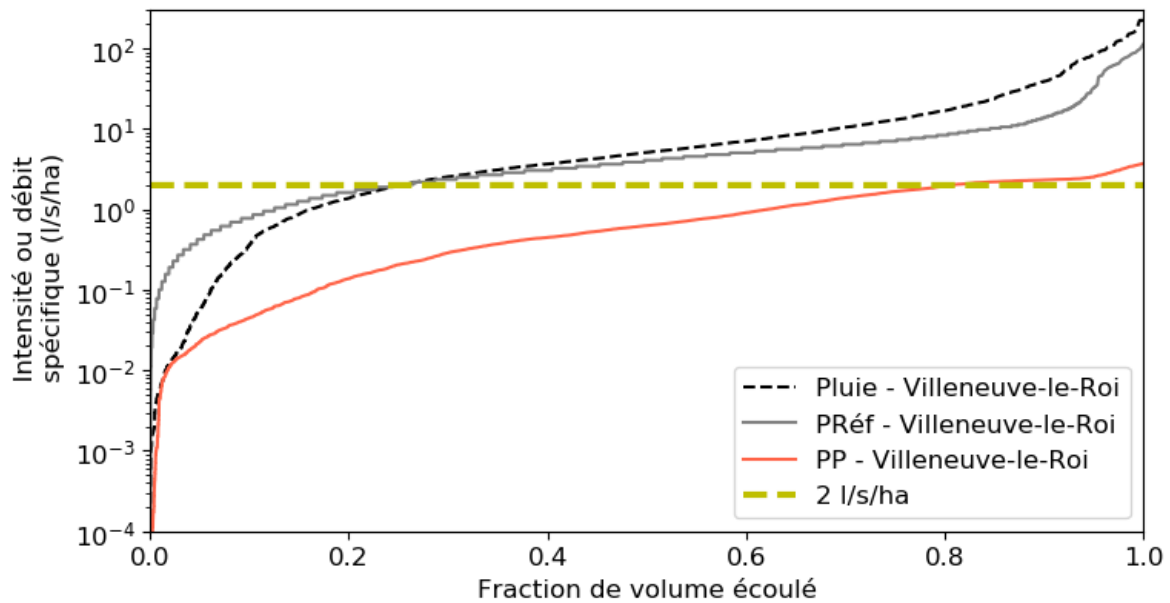


Figure III.62 : Courbes des débits classés en fonction du volume – Villeneuve-le-Roi

La Figure III.62 montre que 99 % du volume total est dû à une intensité spécifique inférieure à 158 l/s/ha (soit environ 57 mm/h) pour la pluie, 87,4 l/s/ha pour le parking référence et à peine 3,5 l/s/ha pour le parking perméable. Le parking référence a un comportement quasi similaire à la pluie. La part des volumes totaux dus à des débits supérieurs à 2 l/s/ha est de 75 % pour le parking référence et 20 % pour le parking perméable.

Pour cette distribution en fonction des volumes, les ECOVEGETAL® Mousses de Broué et de Villeneuve-le-Roi, et l'ECOMINERAL® semblent avoir des comportements similaires, ce qui indique un lissage des débits lorsque l'eau s'écoule à travers une structure perméable.

3.2.5. Temps de vidange

Comme cela a été montré dans la partie 3.1. de ce chapitre, la durée de certains événements est assez longue, notamment pour le site de Broué. Pour mieux comprendre ce phénomène, nous nous sommes intéressés aux temps de vidange (T_v) de l'eau dans chaque parking. Cet indicateur a été calculé pour chaque événement hydrologique et séparément pour chaque parking. Les résultats sont présentés dans la Figure III.63 où le temps de vidange (T_v) est donné en fonction des hauteurs de pluie (H pluie).

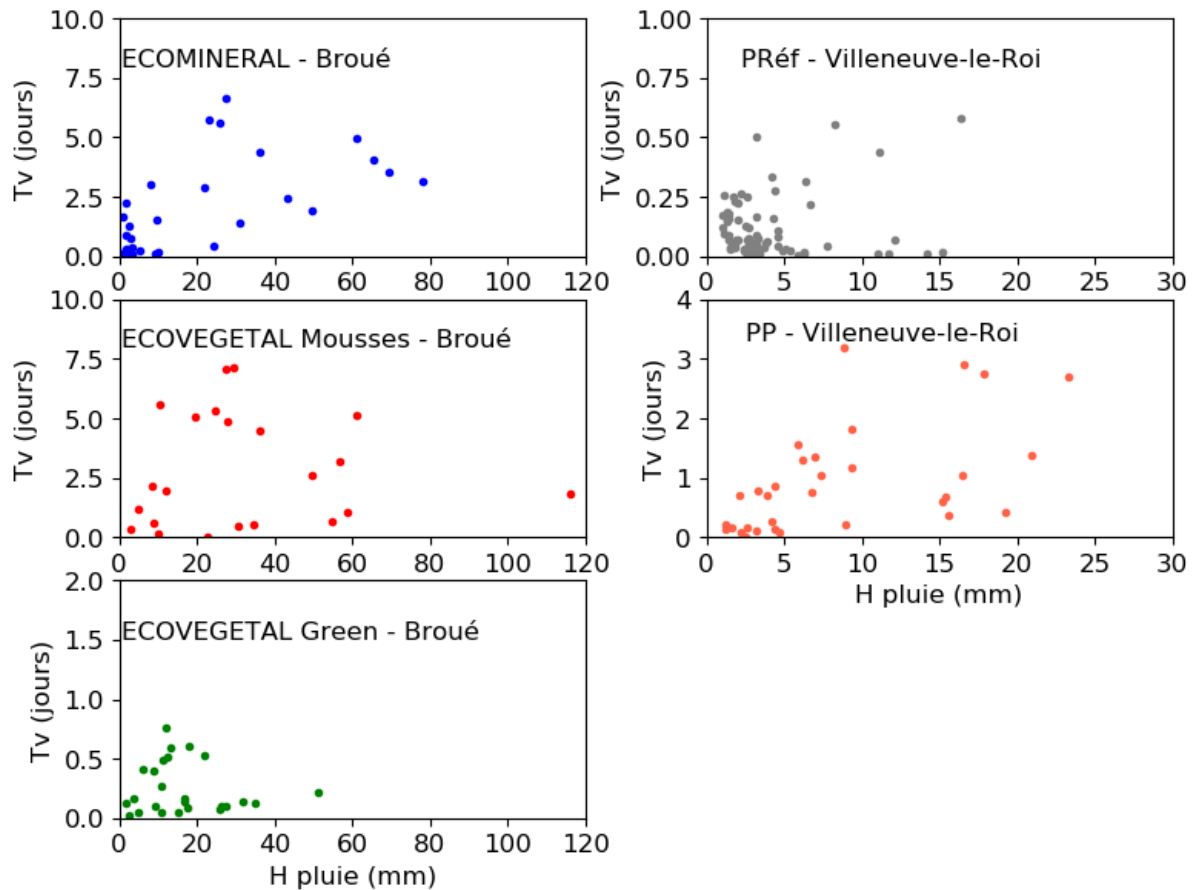


Figure III.63: Temps de vidange en fonction des hauteurs de pluies événementielles

Pour tous les parkings, les temps de vidange semblent dépendants de la hauteur de pluie, ce qui a aussi été mis en évidence dans la littérature (Alsubih *et al.*, 2017; Braswell *et al.*, 2018b; Winston *et al.*, 2020).

Pour le parking référence, les temps de vidange sont nettement plus faibles que pour les parkings perméables, ne dépassant jamais 0,6 jours. L'ECOVEGETAL® Green a des temps de vidange plus faibles (< 1 jour) que pour les 3 autres parkings perméables, pour lesquels les temps de vidange sont régulièrement supérieurs à 1 jour, allant même jusqu'à 6,7 jours pour l'ECOMINERAL®, 7,1 jours pour l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué, et 3,2 jours pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi. Les temps de vidange de l'ECOVEGETAL® Green reflètent ce qui a été observé dans l'hydrogramme en Figure III.64 (Rappel de la Figure III.42), où les écoulements s'arrêtent rapidement par rapport aux deux autres parkings.

Une variation importante des temps de vidange pour des hauteurs de pluie événementielles similaires est observée pour tous les parkings, ce qui peut refléter la variabilité saisonnière, avec des écoulements qui s'arrêtent plus rapidement quand l'évapo(transpi)ration est élevée, engendrant des temps de vidange plus courts.

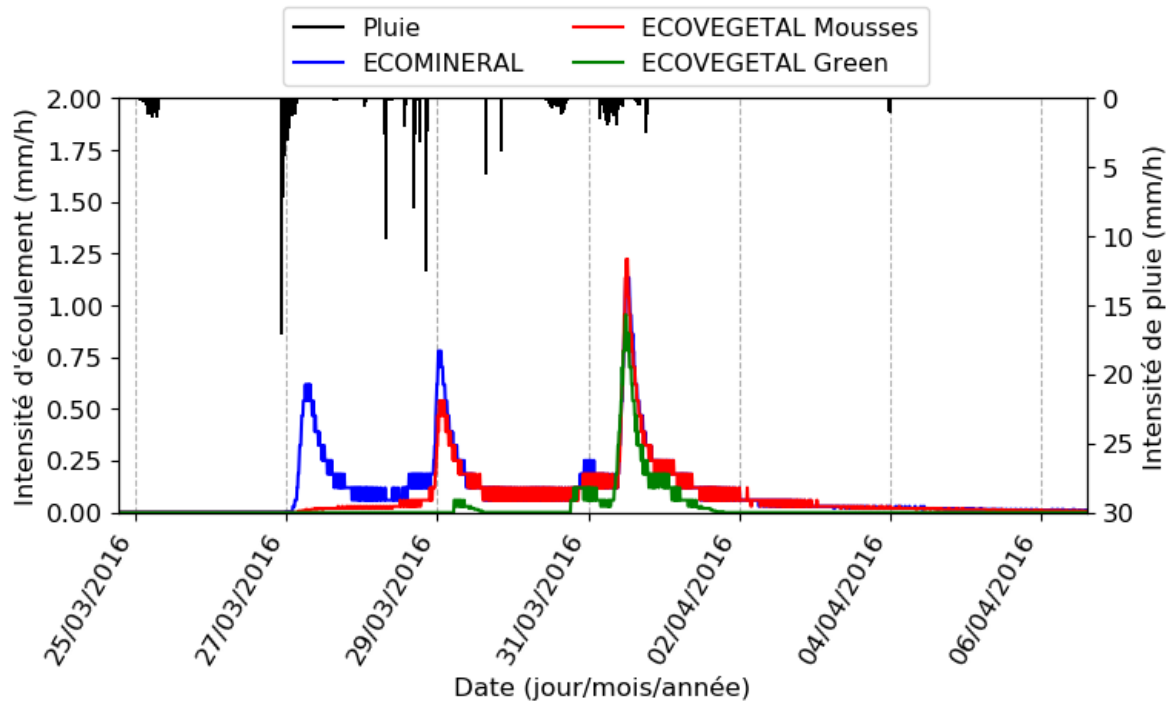


Figure III.64 : Hydrogramme d'un événement commun aux 3 places de parkings perméables de Broué du 25/03/2016 au 06/04/2016

Les temps de vidanges des parkings perméables, excepté pour l'ECOVEGETAL® Green, sont plus élevés que dans la littérature, où le maximum recensé est de 34,5h en moyenne pour des événements où la hauteur de pluie est supérieure à 25,4 mm (Winston *et al.*, 2020). Cependant, dans cette étude l'eau s'infiltré dans le sol natif en plus de l'écoulement dans le drain, ce qui accélère la vidange du parking par rapport à des parkings comme ceux de Broué où la base est étanche et seul le drain sert d'exutoire. Cependant, dans l'étude de Braswell *et al.* (2018b), la perméabilité du sol est très limitée (0,1mm/h) mais les temps de vidanges sont bien plus courts que pour le site de Broué, avec une valeur maximum de 19,4 h pour des événements pluvieux de plus de 25 mm. Les différences de conditions expérimentales peuvent expliquer ces écarts, ainsi qu'une différence de méthodologie de calcul, qui n'est malheureusement pas explicitée dans l'article.

3.3. Discussions et conclusions sur les performances hydrologiques des parkings perméables

Afin d'évaluer les performances hydrologiques des différents parkings étudiés, des indicateurs de performance ont été calculés. Ces derniers montrent la très grande capacité des parkings perméables végétalisés à retenir l'eau pluviale comparée à un parking imperméable en enrobé et à un parking perméable sans végétation ni substrat.

A l'échelle annuelle les parkings perméables végétalisés sont capables de réduire les volumes écoulés de 58 % pour l'ECOVEGETAL® Mousse, 88 % pour l'ECOVEGETAL® Green et 91 % pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi, alors que pour l'ECOMINERAL® la réduction du volume est de 33 %.

A l'échelle événementielle, l'efficacité de rétention des parkings perméables (végétalisés ou non) est très dépendante des conditions météorologiques (intensité, hauteur et fréquence de la pluie, et évapotranspiration) qui vont jouer sur l'état d'humidité initiale des substrats/matériaux et impliquer une variabilité saisonnière dans la capacité des parkings perméables à retenir l'eau.

Bien que les événements pluvieux avec une faible hauteur de pluie soient les plus fréquents, les parkings perméables se sont montrés capables de retenir des quantités d'eau importantes lors des événements les plus importants (jusqu'à 22 mm pour l'ECOMINERAL[®], 33 mm pour l'ECOVEGETAL[®] Mousses, 59,2 mm pour l'ECOVEGETAL[®] Green et 19,2 mm pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi). Sur les différents parkings étudiés dans cette thèse, les parkings perméables végétalisés (ECOVEGETAL[®] Mousses de Broué et de Villeneuve-le-Roi, et ECOVEGETAL[®] Green) ont clairement un comportement hydrologique différent d'un parking perméable non végétalisé (ECOMINERAL[®]), avec une rétention d'eau importante permettant d'avoir :

- des volumes d'eau abattus significatifs aussi bien pour une échelle de temps longue (période d'étude, annuelle) qu'événementielle ;
- une réduction importante des débits maximum entre les écoulements et la pluie ;
- un écrêtage des débits et des temps de vidange plus longs qu'avec un parking imperméable.

La meilleure capacité de rétention des parkings perméables végétalisés est principalement liée à la nature et aux propriétés des substrats utilisés, par rapport à un parking perméable minéral. En effet, les substrats des parkings perméables végétalisés possèdent une granulométrie plus fine que les gravillons, permettant d'avoir une porosité plus fine et une surface spécifique des matériaux plus grande, contribuant à une meilleure rétention de l'eau par capillarité et donc à une capacité maximale en eau (CME \approx capacité au champ) plus importante. Cela explique notamment pourquoi l'ECOVEGETAL[®] Green est le système le plus efficace, puisque qu'on retrouve des matériaux avec une granulométrie fine non seulement dans les dalles ECORASTER[®] et dans le lit de pose, mais aussi dans le mélange terre/pierre dans la fondation.

Malgré une durée d'observation différente entre les sites de Broué et de Villeneuve-le-Roi, avec un nombre d'événements différent, la comparaison des parkings en ECOVEGETAL[®] Mousses de Broué et de Villeneuve-le-Roi semble montrer l'importance de l'infiltration de l'eau dans le sous-sol sur les performances hydrologiques observées. En effet, sur le site de Broué les places de parkings perméables étudiées sont imperméabilisées grâce à une géomembrane placée à la base des structures, alors qu'à Villeneuve-le-Roi l'eau peut s'infiltrer dans le sous-sol. Ainsi, le comportement hydrologique du parking perméable de Villeneuve-le-Roi se rapproche énormément de celui de l'ECOVEGETAL[®] Green. Pour l'ECOVEGETAL[®] Green, les performances hydrologiques sont déjà remarquables même avec la géomembrane étanche, mais on pourrait imaginer la rétention quasi-totale des eaux provenant d'événements avec une intensité de pluie importante.

Pour aller plus loin dans l'analyse du comportement hydrologique des parkings perméables *in situ*, une étude de modélisation est réalisée dans la chapitre suivant avec les données du suivi *in situ*.

Chapitre 4 : Modélisation des parkings perméables végétalisés

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer la capacité de modèles hydrologiques existants à reproduire le comportement hydrologique des parkings perméables ECOVEGETAL® et plus généralement de parkings perméables végétalisés. Il doit permettre de choisir une structure de parking adaptée aux contraintes et réglementations locales.

Le modèle hydrologique doit répondre à plusieurs enjeux. D'un point de vue scientifique, le modèle devra apporter des informations sur le comportement hydrologique à l'échelle de l'ouvrage et sur les processus hydrologiques. Le modèle a aussi une finalité technique et commerciale pour ECOVEGETAL® pour une conception et un usage adapté des parkings perméables. Le modèle doit donc pouvoir être simple d'utilisation et avec un nombre limité de paramètres pour être utilisé et compris par les futurs utilisateurs, qu'ils soient scientifiques, opérationnels ou commerciaux.

Le modèle sera de type prédictif, l'objectif étant de générer des chroniques longues de débits de rejets, et de calculer des indicateurs de performances hydrologiques comme établis dans le chapitre 3 (coefficient d'écoulement, abattement des hauteurs d'eau, QDF, débits classés, etc.). La qualité des eaux ne sera pas considérée dans ce modèle.

Dans un premier temps, un état de l'art va présenter les modèles hydrologiques décrits dans la littérature pour modéliser le comportement hydrologique de parkings perméables. Les points forts et les points faibles de ces modèles seront analysés pour déterminer les éléments (représentation, processus, équations, etc.) à retenir ou à écarter pour la modélisation des parkings perméables végétalisés.

4.1. Etat de l'art sur la modélisation des parkings perméables

4.1.1. Classification des modèles

Pour y voir plus clair parmi les modèles hydrologiques disponibles pour représenter les parkings perméables, un classement a été utilisé. Différents critères de classifications existent selon la description des processus, le type d'utilisation ou encore le type d'approche. La classification selon le type d'approche est présentée ici. Elle comporte trois types de modèles : les modèles empiriques, les modèles conceptuels, et les modèles mécanistes.

4.1.1.1. Les modèles empiriques

Les modèles empiriques ne cherchent pas à reproduire les processus physiques du système étudié, mais utilisent des relations mathématiques directes entre les données d'entrée et de sortie du modèle selon un modèle de boîte noire (Chkir, 1994). En hydrologie, les modèles empiriques sont principalement utilisés pour décrire des processus difficiles à mesurer comme l'infiltration où une simple régression linéaire peut remplacer une ou plusieurs équations complexes aux paramètres difficilement mesurables (Bertrand-Krajewski, 2006; Rodriguez-Hernandez *et al.*, 2012).

Dans leur étude sur du béton bitumineux poreux, Rodriguez-Hernandez *et al.* (2012) ont cherché à obtenir un modèle d'infiltration de l'eau en fonction du colmatage. Pour cela, ils ont réalisé en laboratoire des tests d'infiltration selon différents scénarios de colmatage. Ces tests ont permis d'obtenir une régression linéaire sur 900 points telle que :

$$I = 23,403 \ln(L) - 5,095 C^2 - 4,749 S \quad (\text{IV.1})$$

Avec I la part d'eau infiltrée par rapport à l'eau apportée pour les tests (%),

L la longueur de béton bitumineux (cm),

C le scénario de colmatage (kg/m²),

S la pente (%).

Ce modèle a montré de bons résultats mais est limité par les conditions de laboratoire.

De manière générale, les équations empiriques développées sont significativement liées aux conditions expérimentales, ce qui peut les rendre difficilement applicables à d'autres études. Il peut ainsi exister autant de modèles empiriques qu'il y a d'études. Cependant, certaines équations font référence dans la communauté scientifique pour représenter des processus dans des sols si les conditions d'utilisation sont respectées, à l'exemple de l'équation de Horton qui peut être utilisée pour des parkings perméables (Korkealaakso *et al.*, 2014). Cette équation est basée sur des observations empiriques montrant que l'infiltration dans un sol décroît exponentiellement depuis un taux maximum initial jusqu'à un taux minimum durant un long événement pluvieux telle que :

$$I = I_c + (I_0 - I_c)e^{-bt} \quad (\text{Horton, 1940}) \quad (\text{IV.2})$$

Avec I le taux d'infiltration instantanée (mm/h),

I_c le taux d'infiltration minimale (mm/h),

I₀ le taux d'infiltration initial (mm/h),

b une constante empirique (h⁻¹),

t le temps d'infiltration (h).

4.1.1.2. Les modèles conceptuels

Les modèles conceptuels permettent de représenter de manière simplifiée les processus physiques de la relation pluie-débit (Chkir, 1994). En hydrologie, ces modèles sont généralement constitués de plusieurs réservoirs liés entre eux par des équations représentant différents processus. Les modèles conceptuels sont généralement simples et nécessitent peu de paramètres. Des modèles conceptuels ont été proposés pour représenter les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, au sein des logiciels d'hydrologie urbaine tels que SWMM (Storm-Water Management Model) ou SUSTAIN (Korkealaakso *et al.*, 2014; Rossman, 2010; US EPA, 2009). Ces logiciels comprennent plusieurs modules représentant différentes techniques de gestion de l'eau pluviale à la source, dont les parkings perméables. Il existe également d'autres modèles conceptuels dédiés spécifiquement aux parkings perméables, tels que celui de Huang *et al.* (2016), et basés sur des principes ou des équations différentes de celles habituellement utilisées dans SWMM ou SUSTAIN.

4.1.1.3. Les modèles mécanistes

Les modèles mécanistes (ou à base physique) cherchent à décrire le plus fidèlement possible les processus hydrologiques en se basant sur les lois physiques existantes. Même si ces paramètres reposent sur des caractéristiques intrinsèques à l'objet modélisé, tous ne sont pas facilement mesurables, et certains nécessitent d'être calés, ce qui augmente les risques d'incertitudes des résultats (Noilhan and Planton, 1989).

Parmi les modèles à base physique décrits dans la littérature, des logiciels détaillés peuvent être utilisés pour représenter les parkings perméables, à l'exemple d'Hydrus (Brunetti *et al.*, 2018; Korkealaakso *et al.*, 2014; Simunek *et al.*, 2006). Le modèle Hydrus est l'un des modèles les plus utilisés en recherche pour les transferts d'eau en milieu poreux non saturé, et est donc le modèle le plus utilisé pour modéliser les parkings perméables (Brunetti *et al.*, 2018, 2016; Illgen *et al.*, 2007). Le modèle HYDRUS est capable de simuler en 1, 2 ou 3 dimensions les mouvements d'eau, de chaleur et de multiples solutés dans un milieu où le taux de saturation en eau varie. Le modèle utilise l'équation de Richards pour l'écoulement de l'eau en zone saturée/désaturée, telle que :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + \cos \alpha \right) \right] \pm S \quad (\text{Simunek } et al., 2012) \text{ (IV.3)}$$

Avec θ la teneur en eau volumétrique (-),

t le temps (s),

K la perméabilité (m/s),

h le potentiel matriciel dû à la capillarité (m),

z l'altitude (m),

α l'orientation du flux (0° pour un flux vertical ; 90° pour un flux horizontal)

S un terme de dissipation (s^{-1}), qui prend notamment en compte l'eau interceptée par les racines.

Hydrus a notamment été utilisé par Illgen *et al.* (2007) pour modéliser des structures de parkings perméables théoriques à échelle réduite d'abord testées en laboratoires. Les auteurs notent la complexité du modèle et ainsi que le nombre important de paramètres nécessaires. Ils en concluent qu'il est préférable dans un premier temps pour des modèles hydrologiques urbains d'avoir un nombre limité de paramètres et qu'il vaut mieux démarrer avec des modèles simples.

A mi-chemin entre un modèle conceptuel et un modèle mécaniste se trouve le modèle GIFMod (Green Infrastructure Flexible Model) développé pour modéliser les flux d'eau et de polluants de différents types d'ouvrages de gestion de l'eau à la source (Massoudieh *et al.*, 2017). Ce modèle possède une approche conceptuelle dans la représentation des ouvrages, mais utilise l'équation de Richards pour la percolation de l'eau.

4.1.1.4. Choix du type de modèle

Parmi les 3 classes de modèles proposés, les modèles conceptuels semblent les plus à même de répondre aux objectifs de modélisation posés précédemment. Ces modèles permettent de représenter des processus physiques sans entrer dans la complexité à l'exemple des modèles

mécanistes. Même si ces modèles restent « simples », ils sont plus facilement généralisables à différents sites et conditions d'études que les modèles empiriques. Un focus est donc présenté sur les modèles conceptuels dans la section suivante. Il s'agira de déterminer si certains modèles déjà utilisés pour des parkings perméables peuvent être utilisés pour les parkings ECOVEGETAL®.

4.1.2. Modèles conceptuels appliqués aux parkings perméables

4.1.2.1. Usages des logiciels de modélisation

La recherche bibliographique a permis de dénombrer 8 logiciels de modélisation hydrologique utilisant les principes d'un modèle conceptuel. Ces logiciels sont appliqués ou développés pour des parkings perméables (module LID de SWMM : Storm Water Management Model (US EPA, 2018) ; SUSTAIN : System for Urban Stormwater Treatment and Analysis IntegratioN (US EPA, 2009) ; MUSIC : Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation (Elliott and Trowsdale, 2007) ; Green Values (Center for Neighborhood Technology, 2004) ; WBM : Water Balance Model (Kaykhosravi *et al.*, 2018) ; Erwin (Schlüter and Jefferies, 2002) ; modèle de Huang *et al.* (2016) ; et PorousCity (Cortier, 2018)) . Ces logiciels sont utilisés pour répondre à différents objectifs :

- la prédiction du comportement des ouvrages, afin de mieux comprendre les processus en jeu et d'évaluer leurs performances hydrologiques ;
- l'aide à la conception, pour déterminer la meilleure configuration de parking perméable pour l'adapter à des conditions d'utilisation définies ;
- l'aide à la planification (généralement à l'échelle d'un quartier urbain), en estimant les meilleurs scénarios d'implantation de techniques de gestion de l'eau à la source dans des bassins versants urbains. Ils permettent de calculer un ruissellement (rejet de drain et/ou ruissellement de surface) et d'estimer les coûts et les bénéfices des différents scénarios (Center for Neighborhood Technology, 2004; Elliott and Trowsdale, 2007; Kaykhosravi *et al.*, 2018; Qualhymo, 2002).

Parmi les usages qui peuvent être faits des logiciels, certains ne répondent pas aux objectifs visés dans notre étude, comme l'aide à la planification. Ainsi, les logiciels Green Values et WBM, développés pour cet usage ont été écartés pour la suite.

Les 6 autres logiciels, SWMM, SUSTAIN, MUSIC, Erwin, le modèle de Huang *et al.* (2016) et PorousCity peuvent être utilisés pour différents usages, dont la prédiction et l'aide à la conception.

Développé à partir de 1971, le logiciel SWMM est très utilisé en hydrologie urbaine (Rossman, 2010). Des premiers tests d'intégration des parkings perméables dans le logiciel ont été réalisés par Kipkie and James (2000) et ce sont montrés convaincants. Depuis des modules représentant différents types de LID (Low Impact Drainage) dont les revêtements perméables ont été intégrés dans le logiciel. L'utilisation du logiciel SWMM et du module pour les revêtements perméables a principalement été réalisée pour de la planification à l'échelle de bassins versants urbains afin de choisir un scénario adapté (Jato-Espino *et al.*, 2016; Rossman, 2010; Xie *et al.*,

2017), mais d'autres auteurs l'ont utilisé à l'échelle de l'ouvrage pour mieux comprendre les processus en jeu (Zhang and Guo, 2015).

SUSTAIN est un logiciel complexe et voulu comme un outil d'aide à la décision afin de réduire le ruissellement et protéger la qualité de l'eau. BMPDSS (Best Management Practice Decision Support System) est un module qui a été conçu pour représenter les LIDs dans le logiciel SUSTAIN. Ce module utilise des processus simplifiés pour simuler les LIDs et leurs impacts sur l'hydrologie et la qualité de l'eau (Gao *et al.*, 2015). SUSTAIN peut aussi chercher des solutions de management optimales avec des objectifs de qualité et d'un bon rapport qualité-prix (US EPA, 2009).

MUSIC est un outil d'aide à la décision d'implantation d'ouvrages de traitement de l'eau urbaine et d'aide à la conception d'ouvrages pour répondre à des objectifs de qualité des eaux (Wong *et al.*, 2002). Cet outil est dédié à la simulation de la qualité des eaux, mais il est tout de même capable de calculer des flux d'eau entre différents réservoirs (Chiew and McMahon, 1999). Il a été utilisé par Imteaz *et al.* (2013), pour modéliser différents ouvrages de gestion de l'eau à la source, dont des parkings perméables. Les résultats de cette étude ont montré une bonne efficacité de MUSIC à reproduire les hauteurs d'eau événementielles observées *in situ*.

Le logiciel Erwin est un logiciel d'hydrologie urbaine simple développé par l'Université d'Abertay Dundee (Ecosse). Ce logiciel permet de modéliser différentes techniques alternatives de gestion des eaux pluviales dont les parkings perméables. Il a été utilisé pour comprendre le comportement hydrologique de parkings perméables à l'échelle d'un parking (Schlüter and Jefferies, 2002).

Le modèle développé par Huang *et al.* (2016) est un outil numérique conçu sous Matlab juste pour les revêtements perméables. Il permet de mieux comprendre les flux d'eau entre les différentes couches et sert aussi d'outil d'aide à la conception des parkings perméables.

L'outil PorousCity est un modèle hydrologique conceptuel multi-agents développé par Cortier (2018) avec la plateforme de programmation Netlogo. Cet outil cherche à évaluer les processus hydrologiques urbains en fonction de l'occupation des sols, notamment en plaçant des revêtements perméables dans un bassin versant urbain. PorousCity n'a pas été utilisé pour prédire des flux d'eau, mais pour faire une comparaison relative de différents scénarios d'implantation avec un scénario référence.

Les logiciels SWMM, SUSTAIN et MUSIC, peuvent être utilisés par différents acteurs (chercheurs ou opérationnels) de par leurs usages potentiels et leur mode de diffusion : logiciel en téléchargement gratuit depuis internet pour SWMM et SUSTAIN, logiciel avec licence payante pour MUSIC. A l'inverse, les logiciels Erwin, PorousCity et de Huang *et al.* (2016) sont des outils internes à une équipe de recherche, seulement décrits par leurs auteurs.

4.1.2.2. Représentation des parkings perméables dans les logiciels de modélisation

Comme on peut le voir dans le Tableau IV.23, la schématisation des parkings diffère selon les logiciels de modélisation. Alors que dans SWMM, SUSTAIN, et le modèle de Huang *et al.* (2016) les différentes couches des parkings perméables sont explicitement représentées, PorousCity et MUSIC représentent les parkings sous forme de réservoirs équivalents à des processus hydrologiques (interception, stockage). En ce qui concerne le logiciel Erwin, ce dernier n'ayant pas été développé pour des parkings perméables, les auteurs ont repris des objets hydrologiques pour reproduire les différentes couches (chaussées pour reproduire la surface d'interception et tranchées pour reproduire la percolation de l'eau dans la structure). Le Tableau IV.23 présente aussi, quand c'est possible, les paramètres associés à chaque couche ou réservoirs.

Les logiciels SWMM, SUSTAIN et le modèle de Huang *et al.* (2016) comprennent au moins 3 couches en commun :

- la couche pavée, représentant la couche de pavés et le matériel de remplissage pour les systèmes modulés ;
- la couche de stockage, représentant le lit de graviers ou de pierres concassées assurant le stockage de l'eau et la portabilité ;
- le système de drainage, correspondant aux éventuels drains permettant d'entraîner l'eau en dehors de la couche de stockage.

Les logiciels SWMM et SUSTAIN sont en plus composés d'un lit de pose (ou couche de sol), qui est optionnel pour le module parking perméable de SWMM (Jato-Espino *et al.*, 2016; US EPA, 2018), et qui est composé de graviers fins dans SUSTAIN (US EPA, 2009).

Dans SWMM, une cinquième couche est présente, la couche de surface, correspondant à la surface de la couche pavée ou de sol selon le type d'ouvrage, qui reçoit la pluie et le ruissellement des zones amonts. Elle stocke l'excès d'eau dans des dépressions, et génère un ruissellement de surface qui peut soit entrer dans le système drainant, soit ruisseler vers l'aval. Cette couche comprend un paramètre sur la proportion de volume végétalisé (racines et feuilles), mais il est rarement utilisé et assez limité puisqu'il sert à limiter le volume d'eau stocké dans la couche de surface.

La représentation des parkings perméables dans ces trois logiciels correspond à des structures de revêtements perméables « classiques » (pavé béton poreux, béton bitumineux poreux, graviers, etc.). Cependant, cette représentation est limitée puisque, pour certains parkings perméables comme ceux développés par ECOVEGETAL® ou étudiés par Collins (2007), il y a 1 couche de fondation de plus, ce qui pourrait biaiser les résultats de simulation de ces parkings. De plus, la nature de la couche pavée ne prend pas en compte la possibilité d'y placer un substrat et de la végétation, ce qui peut influencer sur la capacité de rétention d'eau ou l'évapotranspiration.

Le logiciel Erwin ne possède pas de module représentant directement les parkings perméables. Une alternative a été trouvée en utilisant certains objets urbains pour représenter les

différentes composantes d'un parking perméables. Comme il est visible dans le Tableau IV.23 le logiciel est constitué :

- **De sections de route** : correspondant à la surface d'interception des pavés et donc à la couche de revêtement perméable.
- **Des tranchées**, qui représentent l'écoulement de l'eau dans l'ouvrage et qui correspond donc à une couche de stockage.
- **De drains**, placés dans les tranchées pour simuler l'écoulement de l'eau jusqu'au regard où le débit est mesuré.
- **D'un réservoir** : représentant le regard où les données de débits sont mesurées en regroupant toutes les sous-sections du modèle (sous-sections nécessaires pour représenter chaque partie de parking perméable drainée *in situ*).

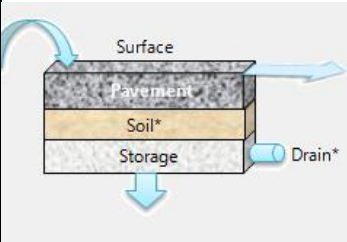
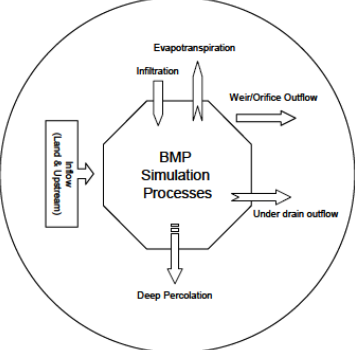
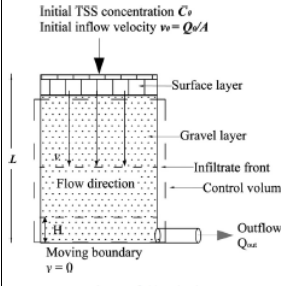
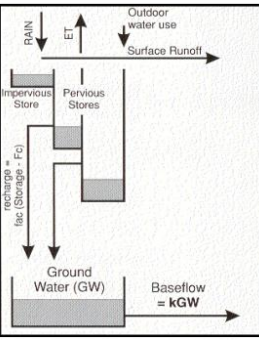
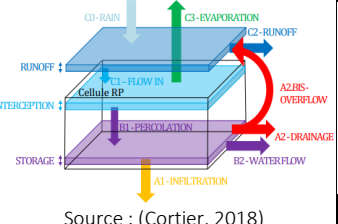
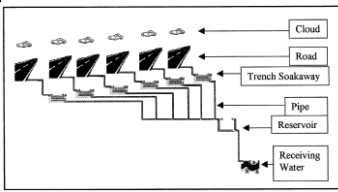
Les auteurs ne détaillent pas plus la représentation de chacun des objets.

Bien que la représentation des parkings perméables utilisée par Schlüter and Jefferies (2002) semble fonctionner pour les parkings perméables classiques, rien ne dit si le logiciel Erwin peut fournir des objets représentant un sol végétalisé permettant de reproduire un parking perméable végétalisé comme ce qui est développé par ECOVEGETAL® (ECOVEGETAL® Mousses et ECOVEGETAL® Green) ou ce que l'on trouve dans la littérature (Brattebo and Booth, 2003; Dierkes *et al.*, 2002; Sañudo-Fontaneda *et al.*, 2014b).

Pour MUSIC, la représentation ne correspond pas à la structure détaillée d'un ouvrage, mais est compartimentée en quatre réservoirs. Un premier réservoir correspond au stockage d'eau dans des dépressions dans le revêtement perméable. Ce réservoir est alimenté par la pluie et tout autre apport extérieur. Deux autres réservoirs correspondent à la capacité de stockage du sol perméable, le premier peu profond représente la part du sol facilement saturé en surface et le second plus profond représente la capacité de stockage du sol en profondeur. Ces deux réservoirs perméables représentent la structure perméable. Ces réservoirs sont alimentés par la pluie, le réservoir de stockage imperméable et par tout autre apport extérieur. Enfin, un dernier réservoir représente les eaux souterraines. Quand la hauteur d'eau dans les réservoirs perméables excède un certain seuil, alors le réservoir d'eaux souterraines est alimenté (Chiew and McMahon, 1999). Cette représentation en réservoirs est originale par rapport à ce qui été présenté précédemment. Comme elle ne s'appuie pas sur une structure couche par couche, il semble possible d'adapter cette représentation aux parkings perméables végétalisés en utilisant l'évapotranspiration et les deux réservoirs perméables pour représenter la végétation et le substrat.

Enfin, PorousCity utilise une représentation en réservoir. On y trouve deux fonctions souvent utilisées dans les modèles réservoirs : l'interception et le stockage (Cortier, 2018).

Tableau IV.23 : Représentation des couches d'un parking perméable classique dans les différents logiciels de modélisation

Représentation classique d'un parking perméable	SWMM	SUSTAIN	Modèle de Huang <i>et al.</i> (2016)	MUSIC	PorousCity	Erwin
	 <p>*Optional Source : (US EPA, 2018)</p>	 <p>Source : (US EPA, 2012)</p>	 <p>Fig. 1. Definition sketch. Source : (Huang <i>et al.</i>, 2016)</p>	 <p>Source : (Wong <i>et al.</i>, 2002)</p>	 <p>Source : (Cortier, 2018)</p>	 <p>Source : (Schlüter and Jefferies, 2002)</p>
Revêtement perméable	Couche pavée (épaisseur, porosité, % surface imperméable, conductivité hydraulique, facteur de colmatage, temps de renouvellement, facteur de renouvellement)	Couche pavée (conductivité hydraulique, potentiel matriciel, teneur en eau à saturation, teneur en eau initiale)	Couche pavée (porosité, sphéricité des graviers, diamètres des graviers)		Réservoir d'interception (altitude, altitude de la base, occupation du sol, capacité d'infiltration en surface, volume de rétention maximum, capacité d'interception)	
Lit de pose	Couche de sol optionnelle (épaisseur, porosité, capacité au champ, point de flétrissement, conductivité hydraulique, constante de décroissance de la perméabilité en fonction de la teneur en eau, potentiel matriciel)		Non représenté	Réservoirs imperméables (hauteur) et perméables (hauteur, capacité au champ)		Chaussées et tranchées (paramètres non détaillés)
Couche de stockage	Couche de stockage (épaisseur, porosité, débit d'exfiltration, facteur de colmatage)	Couche de stockage (paramètres non détaillés)	Couche de stockage (porosité, sphéricité des graviers, diamètres des graviers)		Stockage (altitude, altitude de la base, capacité d'infiltration dans le sol, capacité d'infiltration en surface, volume de rétention maximum, volume de stockage)	
Drain	Drain optionnel (coefficient de drain, exposant de drain, hauteur par rapport à la base)	Drain (pas de paramètres, écoulement considéré sans limites)	Drain (surface d'orifice, coefficient de perte transitoire)	Non représenté	Drain optionnel (surface d'orifice, coefficient de perte transitoire)	Drain (paramètres non détaillés)

4.1.2.3. Processus modélisés et équations utilisées

Les processus hydrologiques décrits dans les logiciels sont les mêmes (précipitations, évaporation, infiltration, percolation, exfiltration par le drain et/ou vers le sous-sol, stockage), mais les équations permettant d'estimer les flux peuvent être différentes. Dans cette partie, seules les équations des logiciels SWMM, SUSTAIN, MUSIC, PorousCity et celui de Huang *et al.* (2016) sont décrites. Pour Erwin, les équations n'ont pas été décrites dans la littérature.

Les précipitations

Pour tous les logiciels, la pluie est un paramètre d'entrée. Des données mesurées *in situ* (SWMM, SUSTAIN, Erwin, MUSIC, PorousCity) ou une pluie de projet (SWMM, modèle de Huang *et al.* (2016)) peuvent être utilisées.

L'évapotranspiration

Dans le modèle développé par Huang *et al.* (2016), l'évapotranspiration n'est pas calculée. Les simulations avec ce logiciel étant réalisées à l'échelle de l'événement, l'évapotranspiration est considérée négligeable.

Dans les logiciels SWMM, SUSTAIN, MUSIC et PorousCity, le calcul des flux d'évapo(transpi)ration dépend du stock d'eau dans la structure perméable et de l'évapotranspiration potentielle (ETP), représentant le volume d'eau maximal pouvant être évapo(transpi)ré si la réserve d'eau est non limitante (Chiew and McMahon, 1999; Cortier, 2018; Rossman, 2010; US EPA, 2009).

L'ETP utilisée dans les logiciels peut être décrite selon plusieurs options :

- utilisation d'une chronique d'ETP entrée par l'utilisateur (SWMM, SUSTAIN, PorousCity) ;
- utilisation d'une moyenne mensuelle de l'ETP (SWMM, SUSTAIN) ;
- calcul de l'ETP à partir de la température (SWMM) ;
- calcul de l'ETP par la méthode de Hamon (SUSTAIN), qui utilise notamment le temps d'ensoleillement et la pression de vapeur saturante dépendante de la température de l'air ;
- utilisation d'une valeur constante (SWMM, PorousCity). La valeur de l'ETP dans PorousCity est modulée en fonction de la saison (été ou hiver).

Dans SUSTAIN, un coefficient peut être appliqué à l'ETP pour prendre en compte la différence de couverture végétale entre les différentes techniques de gestion de l'eau utilisées. Ce coefficient n'existe pas dans SWMM et MUSIC.

Dans chacun de ces logiciels, les flux d'évapotranspiration (ET) sont limités par l'ETP ou par le stock d'eau (S) dans la structure ou les couches, tels que :

$$ET = \min (ETP, S/\Delta t) \quad (IV.4)$$

Avec Δt le pas de temps.

La méthode de calcul de l'évapo(transpi)ration étant identique pour les différents logiciels, la différence principale vient de la méthode d'estimation de l'ETP et du mode de distribution de

l'ET entre les différentes couches du parking. Dans le logiciel SWMM, l'évapo(transpi)ration est calculée couche par couche depuis la couche de surface et jusqu'à la couche de stockage (Rossman, 2010). Si l'ETP est limitante dans la couche de stockage de surface, alors les flux d'évapo(transpi)ration des couches suivantes sont nuls. Si le facteur limitant est le stock d'eau dans la couche de surface, alors l'ET calculée pour la couche de surface est déduite de l'ETP. A partir de cette nouvelle valeur de l'ETP, le flux d'évapotranspiration de la couche pavée peut être calculé avec la même méthode que précédemment. Le calcul des flux d'évapotranspiration continue, couche après couche, jusqu'à ce que l'ETP restante soit nulle, ou qu'il n'y ait plus d'eau dans les couches. Dans ce logiciel, l'évapo(transpi)ration peut donc être calculée jusque dans la couche de stockage, ce qui ne semble pas réaliste pour un parking perméable, avec des matériaux grossiers dans la couche de stockage qui entraînent une rupture capillaire avec les couches supérieures. Cet effet peut être négligé lorsqu'un drain est présent, non limitant et placé à la base, puisque le volume d'eau stocké dans cette couche sera très limité, mais dans le cas contraire, l'évapotranspiration peut être surestimée et l'exfiltration vers le sous-sol sous-estimée.

Pour PorousCity, l'évapo(transpi)ration est seulement calculée pour le réservoir d'interception (Cortier, 2018).

Pour MUSIC, l'évapo(transpi)ration est calculée pour les réservoirs perméables et le réservoir imperméable (Wong *et al.*, 2002).

Pour SUSTAIN, la littérature n'indique pas la manière dont l'évapo(transpi)ration est calculée : couche par couche, pour des couches spécifiques ou pour l'ensemble de la structure.

Infiltration de surface

Contrairement à l'évapo(transpi)ration, l'infiltration de l'eau en surface dans les parkings perméables est appréhendée différemment selon les logiciels.

Dans SWMM, l'équation utilisée pour modéliser le flux d'infiltration de l'eau en surface (f_1) est différente entre un LID de type parking perméable et les autres LIDs. En effet, l'ajout de la couche pavée implique une modification de la manière dont est modélisée l'infiltration de surface. Ainsi, dans les LIDs sans couche pavée, l'infiltration de surface est calculée avec l'équation de Green-Ampt (Rossman and Huber, 2016) telle que :

$$f_1 = K_{2s} \left(1 + \frac{(\theta_2 - \theta_{20})(d_1 + \psi_2)}{F} \right) \quad (\text{Rossman and Huber, 2016) (IV.5)}$$

Avec f le débit d'infiltration (m/s),

K_{2s} la perméabilité à saturation de la couche de sol (m/s),

θ_2 la porosité de la couche de sol (m^3/m^3),

θ_{20} la teneur en eau initiale dans la couche de sol (m^3/m^3),

d_1 la hauteur d'eau stockée en surface (m),

ψ_2 la pression matricielle au niveau du front d'humectation de la couche de sol (m),

F le volume infiltré cumulé (m).

L'équation de Green-Ampt pour calculer l'infiltration de surface n'est valable que lorsque des conditions de saturation apparaissent dans la zone supérieure de la couche de sol, sinon le flux

d'infiltration de surface f_1 ne dépend que de la pluie (i , m/s) et des apports extérieurs au bassin versant (q_0 , m/s) tel que : $f_1 = i + q_0$ (IV.6).

Dans le cas du module pour les parkings perméables, l'équation de Green-Ampt ne s'applique pas et l'infiltration de surface f_1 dépend de la pluie (i), du ruissellement entrant dans l'ouvrage (q_0), et de la hauteur d'eau stockée dans la couche de surface (d_1 , m) à chaque pas de temps (Δt , s) telle que :

$$f_1 = i + q_0 + (d_1/\Delta t) \quad (\text{Rossman and Huber, 2016}) \quad (\text{IV.7})$$

La hauteur d'eau stockée dans la couche de surface d_1 est calculée par bilan hydrique telle que :

$$\phi_1 \frac{\partial d_1}{\partial t} = i + q_0 - e_1 - f_1 - q_1 \quad (\text{IV.8})$$

Avec ϕ_1 la fraction du volume de surface non occupée par de la végétation (m/m),
 e_1 le flux d'évapotranspiration de la couche de surface (m/s),
 q_1 le ruissellement de surface (m/s).

Que ce soit pour le module parking perméable ou les autres types de LIDs dans SWMM, le flux d'infiltration de surface est limité par le volume de stockage disponible dans la couche sous-jacente (pavé ou sol) et par le flux d'eau écoulé par cette couche, tel que :

$$\text{Module parking perméable : } f_1 = \min \left[f_1, \frac{(\phi_4 - \theta_4)D_4(1-F_4)}{\Delta t} + f_4 + e_4 \right] \quad (\text{IV.9a})$$

$$\text{Autres modules LIDs : } f_1 = \min \left[f_1, \frac{(\phi_2 - \theta_2)D_2}{\Delta t} + f_2 + e_2 \right] \quad (\text{IV.9b})$$

Avec ϕ la porosité (m^3/m^3),
 θ la teneur en eau (m^3/m^3),
 D l'épaisseur (m),
 F_4 la fraction de surface imperméable (m^2/m^2),
 Δt le pas de temps (s),
 f le flux d'eau (m/s),
 e le flux d'évapotranspiration (m/s),
 pour chaque paramètres l'indice 1 correspond à la couche de surface, l'indice 2 à la couche de sol et l'indice 4 à la couche pavée.

Dans MUSIC, l'infiltration de surface vers les réservoirs perméables ressemble à la méthode de calcul de l'infiltration de surface de SWMM, puisqu'elle correspond à la somme des hauteurs de pluie, des hauteurs d'eau ruisselées depuis le réservoir imperméable une fois ce dernier rempli, et des hauteurs d'eau ruisselées depuis l'extérieur de l'ouvrage (Chiew and McMahon, 1999). Lorsque les réservoirs perméables sont pleins, l'infiltration de surface est limitée par le flux de vidange des réservoirs.

Dans PorousCity, l'infiltration de surface est limitée arbitrairement par l'utilisateur. Elle est égale à 1.10^{-3} m/s quand il n'y a pas de colmatage ou à 1.10^{-4} m/s lorsque du colmatage est considéré (Cortier, 2018).

Dans le modèle développé par Huang *et al.* (2016), l'estimation de l'infiltration de surface v_0 est simplifiée et correspond au débit de pluie simulée Q_0 ramenée à la surface étudiée A telle

que : $v_0 = Q_0/A$ (IV.10). La hauteur d'eau entrant dans le système est limitée par la vitesse du flux au niveau du front d'humectation et par la porosité de la couche de stockage telle que :

$$h_{in}^j = \frac{bv_b^j \Delta t}{m_b} \quad (IV.11)$$

Avec h_{in}^j la hauteur d'eau entrant au pas de temps j (m),
 b un ratio entre le volume d'eau sortant et le volume d'eau entrant,
 Δt le pas de temps (s),
 m_b la porosité de la couche de stockage.

Cette méthode ne prend pas en compte un éventuel apport d'eau extérieur à l'ouvrage, car cette étude consistait à modéliser le comportement d'un parking perméable reproduit en colonne en laboratoire. La méthode de calcul de l'infiltration de surface par SWMM, MUSIC et PorousCity convient mieux pour représenter des conditions réelles.

Contrairement au module parking perméable de SWMM et aux logiciels MUSIC, PorousCity et de Huang *et al.* (2016), l'infiltration de surface dans SUSTAIN est plus complexe à appréhender, avec 3 méthodes de calculs pouvant être utilisées (Selvakumar *et al.*, 2011; US EPA, 2009) :

- L'équation de Horton :

$$I = I_c + (I_0 - I_c)e^{-bt} \quad (IV.12)$$

Avec I le taux d'infiltration instantanée (mm/h),
 I_c le taux d'infiltration minimale (mm/h),
 I_0 le taux d'infiltration initial (mm/h),
 b une constante empirique (h^{-1}),
 t le temps d'infiltration (h).

- L'équation d'Holtan-Lopez, qui est une équation empirique et qui fait l'hypothèse que le stock d'eau dans le sol, la porosité connectée et la densité racinaire sont les facteurs majeurs impactant l'infiltration de surface. Ainsi l'équation est de la forme :

$$f = GRI \times A \times S_a^{1.4} + f_c \quad (IV.13)$$

Avec f le taux d'infiltration (mm/h)
 GRI l'indice de croissance de la végétation (compris entre 0,1 et 1),
 A un indice de capacité d'infiltration qui représente la porosité de surface connectée et la densité racinaire,
 S_a stock d'eau disponible dans la couche (mm),
 f_c le flux d'infiltration final constant (mm/h).

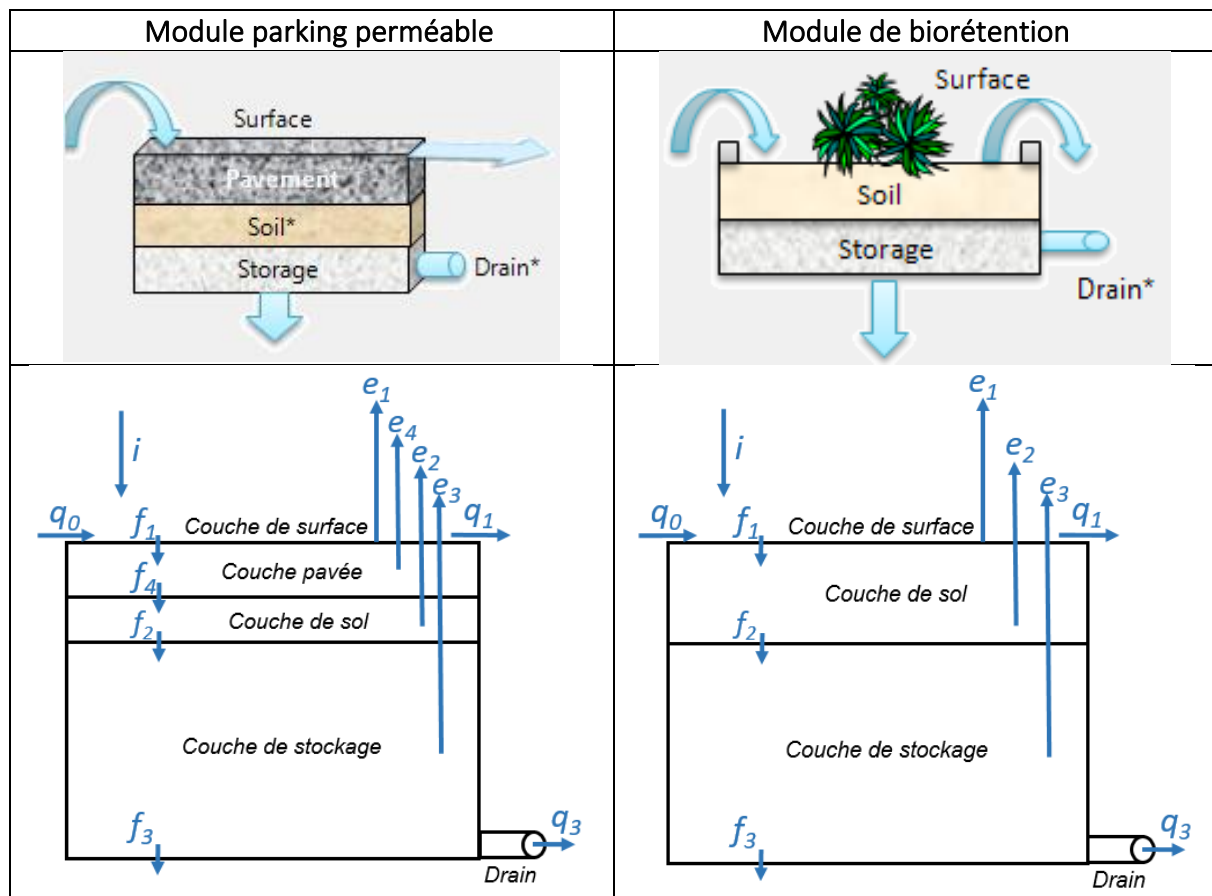
- L'équation de Green – Ampt, qui est applicable seulement après que des conditions de saturation soient apparues dans la couche pavée.

L'inconvénient d'utiliser ces 3 méthodes de calcul de l'infiltration de surface avec SUSTAIN, est le nombre de paramètres qui nécessitent d'être calés car difficilement mesurables.

Ces 3 méthodes permettent de représenter des cas où l’infiltration de surface est limitée par la perméabilité du revêtement de surface, alors que les représentations précédentes supposent que l’infiltration n’est pas limitée par la perméabilité.

Transfert d’eau dans la structure perméable

Des schémas présentant les flux entre les couches dans SWMM sont présentés dans la Figure IV.65, pour mieux les visualiser. Le module de parking perméable (module PP) et de biorétention (module BioR) sont présentés pour montrer les similitudes et différences engendrées par la présence (module parking perméable) ou l’absence (module de biorétention) de couche pavée.



Paramètres : Couche de surface : d_1, Φ_1, D_1 ; couche pavée : $\Phi_4, D_4, \theta_4, F_4, K_4$; couche de sol : $d_2, \Phi_2, D_2, \theta_2, \theta_{20}, \theta_{Fc}, \psi_2, K_{2S}, HCO$; couche de stockage : d_3, Φ_3, D_3, K_{3S} ; drain : C_D, d_{3D}, η .

Figure IV.65 : Comparaison de la représentation schématique des couches et des flux avec les modules de parking perméable (à gauche) et de biorétention (à droite) (*optionnel) (source des schémas du haut : logiciel SWMM 5.1.013)

Dans SWMM, le flux d’eau sortant de la couche de surface et entrant dans la couche pavée (ou la couche de sol dans le cas d’un autre module que celui pour les parkings perméables) est le flux d’infiltration de surface f_1 .

Le flux d’eau sortant de la couche pavée et entrant dans la couche de sol (ou la couche de stockage en absence de couche de sol), noté f_4 , correspond à la valeur minimale entre la perméabilité de la couche pavée (K_4) et la quantité d’eau dans la couche divisée par la durée du pas de temps, à laquelle on ajoute le flux net entrant tel que :

$$f_4 = \min[K_4, (\theta_4 D_4 / \Delta t) + f_1 - e_4] \quad (\text{Rossman and Huber, 2016}) \quad (\text{IV.14})$$

Avec θ_4 la teneur en eau dans la couche pavée,
 D_4 l'épaisseur de la couche pavée (m),
 Δt le pas de temps (s),
 e_4 le flux d'évapotranspiration de la couche pavée (m/s).

Le flux f_4 est ensuite limité par le flux maximum admissible dans la couche sous-jacente, à savoir la couche de sol ou la couche de stockage quand il n'y a pas de couche de sol, tel que :

$$\text{Avec une couche de sol : } f_4 = \min \left[f_4, \frac{(\phi_2 - \theta_2) D_2}{\Delta t} + f_2 + e_2 \right] \quad (\text{IV.15a})$$

$$\text{Sans couche de sol : } f_4 = \min \left[f_4, \frac{(D_3 - d_3) \phi_3}{\Delta t} + f_3 + e_3 + q_3 \right] \quad (\text{IV.15b})$$

Avec un indice 3 pour les paramètres de la couche de stockage,
 q_3 le flux sortant depuis le drain quand il est présent (m/s).

Le transfert d'eau entre la couche de sol et la couche de stockage, noté f_2 , est égal à 0 si la teneur en eau du sol (θ_2) est inférieure à la capacité au champ (θ_{Fc}), sinon le flux correspond à la valeur minimale entre la percolation dans la couche de sol ($Perc$) et la quantité d'eau mobile dans la couche au pas de temps Δt à laquelle on ajoute le flux net entrant dans la couche, tel que :

$$Perc = K_{2s} \times \exp^{-(\phi_2 - \theta_2) HCO} \quad (\text{IV.16})$$

$$\text{Pour le module parking perméable : } f_2 = \min[Perc, (\theta_2 - \theta_{Fc}) D_2 / \Delta t + f_4 - e_4] \quad (\text{IV.17a})$$

$$\text{Pour les autres LIDs : } f_2 = \min[Perc, (\theta_2 - \theta_{Fc}) D_2 / \Delta t + f_1 - e_2] \quad (\text{IV.17b})$$

Avec K_{2s} la perméabilité de la couche de sol (m/s),
 ϕ la porosité (m^3/m^3),
 θ la teneur en eau,
 θ_{Fc} la teneur en eau à capacité au champ,
 HCO la constante de décroissance est une pente décrivant la diminution de la perméabilité avec la diminution de la teneur en eau,
 Δt le pas de temps (s),
 e le flux d'évapotranspiration (m/s).

Le flux f_2 est aussi limité par le flux maximum admissible dans la couche de stockage quel que soit le module LID considéré tel que :

$$f_2 = \min \left[f_2, \frac{(D_3 - d_3) \phi_3}{\Delta t} + f_3 + e_3 + q_3 \right] \quad (\text{IV.18})$$

Enfin, dans SWMM, le transfert d'eau depuis la couche de stockage vers le sol natif, noté f_3 est dans un premier temps donné par l'utilisateur et correspond à la perméabilité du sol natif (K_{3s} , m/s). Ce flux est ensuite limité par la quantité d'eau disponible dans la couche de stockage à laquelle on ajoute le flux net entrant dans la couche, tel que :

$$f_3 = \min \left[K_{3s}, \frac{d_3 \phi_3}{\Delta t} + f_2 - e_3 \right] \quad (\text{IV.19})$$

Où f_2 est remplacé par f_4 quand il n'y pas de couche de sol.

Dans SUSTAIN, l'écoulement de l'eau dans l'ouvrage est calculé avec les mêmes équations que pour l'infiltration de surface, c'est-à-dire, avec la méthode d'Holtan-Lopez, la méthode Green-Ampt ou l'équation de Horton (Selvakumar *et al.*, 2011; US EPA, 2009). Comme dans SWMM, le transfert d'eau vers le sol natif est égal à une valeur d'infiltration fixée par l'utilisateur (US EPA, 2009).

Dans MUSIC, le transfert d'eau dans l'ouvrage correspond au remplissage et à la vidange des deux réservoirs perméables. Quand la hauteur d'eau dans les réservoirs dépasse un seuil F_c correspondant à la capacité au champ, l'eau en excès s'infiltré vers le réservoir d'eau souterraine selon l'équation suivante :

$$recharge = a (Hauteur\ d'eau\ dans\ les\ réservoirs - F_c) \quad (IV.20)$$

Avec *recharge* la hauteur d'eau transférée vers le réservoir des eaux souterraines (mm),
 a un coefficient,
 F_c la capacité au champ.

Dans PorousCity, l'écoulement de l'eau entre le réservoir d'interception et le réservoir de stockage, $Q_{percolation}$, est conditionné par un volume d'eau seuil $p_interception$ qui permet de représenter le volume d'eau stocké au début d'un événement et peut s'apparenter à une capacité au champ. Dès que le volume d'eau dans le réservoir d'interception dépasse la valeur seuil, l'écoulement peut se faire tel que :

$$Q_{percolation} = Q_{infiltration} - \frac{V_{interception} - p_interception}{\Delta t} \quad (IV.21)$$

Avec $Q_{infiltration}$ le flux d'eau infiltré dans le sol natif (mm/ m²/min),
 $V_{interception}$ le volume d'eau disponible dans le réservoir d'interception (mm/m²),
 $p_interception$ le volume d'eau retenu par le réservoir d'interception (mm/m²),
 Δt le pas de temps (min).

Le flux d'eau infiltré dans le sol natif est fixé par l'utilisateur (Cortier, 2018).

Dans le modèle de Huang *et al.* (2016), l'épaisseur totale de l'ouvrage est divisée en plusieurs sections, notées i , et l'écoulement est calculé de la même manière pour chaque section, indépendamment des couches présentées dans le Tableau IV.23. Le transfert d'eau est donné par l'équation de Kozeny-Carman, qui suppose un écoulement purement vertical, tel que :

$$\partial v_{i+1} = v_i + \frac{1}{180} \times \frac{m_i^3}{(1-m_i)^2} \times (\phi d_i)^2 \times \frac{g}{\mu L} \times \Delta L \quad (Huang\ et\ al.,\ 2016)\ (IV.22)$$

Avec v le flux d'écoulement vertical (m/s),
 m la porosité,
 ϕ la sphéricité des graviers,
 d le diamètre des graviers (m),
 g l'accélération gravitationnelle (m/s²),
 μ la viscosité cinématique de l'eau infiltrée (m²/s),
 L l'épaisseur totale de l'ouvrage (m),
 ΔL la distance entre les sections i et $i+1$ (m).

Comme l'étude de Huang *et al.* (2016) s'est faite en colonne en laboratoire, les auteurs n'ont pas considéré de transfert d'eau vers un sol natif, toute l'eau étant évacuée par un drain.

Tout comme avec l'infiltration de surface, les équations pour calculer le transfert d'eau dans les parkings perméables sont variables entre les différents logiciels. Malgré les différences d'approches entre les logiciels, on peut noter des notions communes entre certaines équations. Ainsi, l'équation de la percolation de l'eau dans la couche de sol de SWMM, et l'équation de Green-Ampt utilisée dans SUSTAIN, prennent en compte la nécessité d'avoir une teneur en eau supérieure à la capacité au champ pour permettre un écoulement, certains termes des équations sont les mêmes, comme la perméabilité des couches, la teneur en eau ou la porosité.

L'équation de transfert d'eau dans MUSIC est plus simple mais implique aussi un flux nul lorsque la hauteur d'eau dans les réservoirs perméables est inférieure à la capacité au champ.

Dans PorousCity, une valeur minimum de hauteur d'eau dans le réservoir d'interception est donnée pour prendre en compte la rétention d'eau par l'ouvrage, mais elle est donnée par l'utilisateur, et ne dépend donc pas de paramètres intrinsèques à l'ouvrage, ce qui implique potentiellement de caler ce paramètre.

Dans le modèle de Huang *et al.* (2016), le diamètre des graviers est un paramètre facilement accessible puisque cela se rapporte à la granulométrie, mais la mesure de la sphéricité semble difficile à obtenir et peut nécessiter d'être calée. Ce logiciel implique aussi que la granulométrie et la sphéricité sont homogènes dans toute la couche de stockage, mais cela ne semble pas transposable à un parking perméable où pour une même couche, la gamme de granulométrie peut être large et où la nature des différents matériaux composant une couche implique des sphéricités différentes. La rétention d'eau semble mal représentée avec ce logiciel qui implique plutôt un ralentissement de la vitesse d'écoulement, ce qui pourrait poser problème pour des parkings perméables végétalisés, avec une capacité de rétention d'eau importante.

Rejet d'eau par le drain

D'après Chiew and McMahan (1999) MUSIC permet de simuler les rejets, mais cela n'est pas montré dans la description du modèle.

Dans SWMM, le débit de rejet du drain est déterminé par l'équation suivante :

$$q_3 = C_D(d_3 - d_{3D})^\eta \quad (\text{Rossman and Huber, 2016}) \quad (\text{IV.23})$$

Avec q_3 le débit de rejet du drain (mm/h),

C_D coefficient d'écoulement (mm/h),

d_3 la hauteur d'eau stockée dans la couche de stockage (mm),

d_{3D} la hauteur du drain par rapport à la base de la couche de stockage (mm),

η exposant d'écoulement.

L'écoulement depuis le drain est limité par la quantité d'eau stockée au-dessus du drain à laquelle est ajoutée tout excès de flux entrant depuis la couche de sol une fois le flux exfiltré vers le sol natif pris en compte, tel que :

$$q_3 = \min \left[q_3, \frac{(d_3 - d_{3D})\phi_3}{\Delta t} + f_2 - f_3 - e_3 \right] \quad (\text{IV.24})$$

Dans PorousCity et le modèle de Huang *et al.* (2016) le débit de rejet du drain est donné par l'équation suivante :

$$Q_{out}^j = \delta A_{orifice} \sqrt{2gH^{j-1}} \quad (IV.25)$$

Avec Q_{out}^j le débit de rejet du drain,

δ un coefficient de perte transitoire,

$A_{orifice}$ la surface d'orifice,

g l'accélération gravitationnelle,

H^{j-1} la hauteur d'eau dans la couche de stockage au pas de temps précédent.

Cette équation est utilisée pour représenter la mise en charge partielle du drain (Cortier, 2018).

Dans SUSTAIN, le débit de rejet du drain est modélisé simplement avec un bilan hydrique. Le drain n'étant pas limitant, l'écoulement par le drain dépend du flux d'eau entrant dans la couche de stockage (US EPA, 2009). L'équation utilisée dans SUSTAIN ne permet pas de modéliser des drains limitants et/ou contrôlés, contrairement aux 3 logiciels où un rejet par le drain est calculé.

4.1.2.4. Conclusions sur la modélisation des parkings perméables dans la littérature

Pour répondre aux objectifs de modélisation des parkings perméables végétalisés décrits dans la partie 1 de ce chapitre, l'état de l'art réalisé sur des logiciels de modélisation hydrologique a permis de dénombrer 6 logiciels utilisant une approche conceptuelle, et développés ou adaptés à des parkings perméables (SWMM, SUSTAIN, MUSIC, PorousCity, Erwin et le modèle de Huang *et al.* (2016)).

Les modèles conceptuels ont été choisis car ils répondent aux premiers objectifs fixés dans ce travail, c'est-à-dire permettre la simplification de processus physiques complexes, et être adaptables à différents types d'ouvrages et/ou différentes conditions d'études.

La représentation des parkings perméables dans les logiciels a permis de mettre en évidence deux approches :

- une représentation couche par couche qui utilise les processus et paramètres propres à chaque couche (SWMM, SUSTAIN, Erwin, et modèle de Huang *et al.* (2016)),
- une représentation par réservoirs, où chacun des réservoirs représente un processus pouvant être commun entre plusieurs couches, comme la rétention d'eau (PorousCity, MUSIC).

Les processus pris en compte dans les logiciels sont les mêmes (précipitations, évapotranspiration, infiltration de surface, transfert d'eau entre les couches ou les réservoirs, exfiltration vers le sol natif et/ou le drain), certains étant définis selon les mêmes principes et d'autres étant appréhendés de manières différentes entre les logiciels.

La pluie, l'évapotranspiration et la capacité de stockage d'eau dans les couches sont appréhendées de façon similaire dans les différents logiciels.

Les autres processus sont approchés de manières différentes dans les logiciels, mais certains de ces logiciels présentent des similitudes. Ainsi, l'infiltration de surface n'est pas calculée à

partir d'un modèle d'infiltration mais à partir d'un bilan des flux entrant, stockés et sortant dans les logiciels SWMM (module parking perméable), PorousCity, MUSIC, et de Huang *et al.* (2016), tandis qu'elle est calculée par des équations prenant en compte des processus physiques dans SWMM (tous les modules sauf parking perméable) et SUSTAIN. Cette infiltration de surface est souvent limitée par la capacité de la couche sous-jacente à stocker et évacuer cette eau. SUSTAIN est le seul à proposer une équation d'infiltration influencée par la présence de végétation (équation de Holtan-Lopez). Cependant, aucune précision n'est apportée dans le manuel de l'US EPA (2009) sur l'utilisation ou non de cette équation pour des parkings perméables. Pour les autres logiciels, la rétention d'eau n'est prise en compte que dans des couches spécifiques (couche de sol dans SWMM, réservoir d'interception dans PorousCity, réservoirs perméables dans MUSIC) ou est négligée (modèle de Huang *et al.* (2016)).

Bien que présentant des approches différentes selon les logiciels, la représentation du transfert d'eau dans les ouvrages prend en compte la capacité des parkings perméables à retenir l'eau, sauf dans le modèle de Huang *et al.* (2016). Parmi les logiciels, SWMM est le seul à utiliser des équations différentes en fonction des couches traversées (pavée, sol, stockage). Le modèle de Huang *et al.* (2016) se démarque aussi par une division en sections permettant de prendre en compte la variation des paramètres avec la profondeur. Les autres logiciels (PorousCity, SUSTAIN, MUSIC) utilisent une seule équation pour représenter l'écoulement de l'eau au sein de l'ouvrage, ce qui pourrait être trop réducteur quand on considère les différences entre les couches pavées et de lits de pose (matériaux fins), et des couches de stockage (matériaux grossiers), qui pourraient impliquer des différences de comportement et de processus à prendre en compte.

Enfin, hormis le modèle de Huang *et al.* (2016) qui ne présente pas d'exfiltration d'eau vers un sol natif mais uniquement avec un drain, les autres logiciels prennent en compte une exfiltration de l'eau par un drain et vers le sol natif. L'exfiltration vers le sol natif est, dans tous les logiciels, fixée par l'utilisateur, puisqu'elle dépend de la perméabilité de ce sol. Pour ce qui est de l'exfiltration par le drain, même si les méthodes pour la calculer sont différentes, elle dépend pour toutes, de la hauteur d'eau dans la couche de stockage et de la hauteur du drain par rapport à la base de la couche.

4.1.3. Choix d'un logiciel à tester pour les parkings perméables végétalisés

Parmi les logiciels conceptuels présentés dans la section précédente, SWMM et SUSTAIN semblent être les plus à même de représenter le comportement hydrologique des parkings perméables végétalisés. La représentation couche par couche présente l'avantage d'être plus facilement compréhensible puisque cela se rapporte directement à ce qui est mis en œuvre et que cela facilite la compréhension des processus. De plus, les logiciels sont facilement accessibles sur internet, et il est possible de s'appuyer sur les retours d'expérience donnés dans la littérature, notamment pour SWMM qui est mis à jour grâce à une communauté active faisant part des améliorations qu'il faudrait apporter.

Même si SUSTAIN est capable de prendre en compte la végétation d'après les équations, la description des matériaux pris en compte avec le module pour le parking perméable n'indique

pas la présence d'un sol et d'une végétation, seulement des pavés, du sable et des graviers. Il n'a pas été trouvé dans la littérature de référence décrivant si l'absence de végétation implique une modification des équations.

Dans SWMM, un seul paramètre (ϕ_1 : la fraction du volume de surface non occupée par de la végétation) évoque la végétation, dans la couche de surface, mais celui-ci n'a pas une influence significative sur la rétention d'eau et les résultats, et est négligé dans la littérature (Korkealaakso *et al.*, 2014). L'utilisation de la couche de sol pour la rétention d'eau semble par contre être adaptée pour reproduire la rétention d'eau des parkings perméables, même si la couche pavée ne semble pas être capable de retenir l'eau. SWMM offre aussi l'avantage de calculer les flux d'eau couche par couche, ce qui permet de reproduire un comportement plus détaillé et d'évaluer l'influence de chacune des couches sur le comportement hydrologique des parkings perméables végétalisés. SWMM offre aussi la possibilité de modifier son code pour adapter le modèle le cas échéant.

Tout cela nous a amené à choisir SWMM pour la suite de ce travail, afin d'évaluer si ce logiciel est capable de reproduire le comportement de parkings perméables végétalisés, en identifiant les atouts et les limites, et en discutant des modifications éventuelles à apporter.

4.2. Base de données utilisée

Il s'agit dans ce travail de modéliser les places de parkings perméables de Broué déjà étudiées dans le chapitre III : l'ECOMINERAL[®], l'ECOVEGETAL[®] Mousses et l'ECOVEGETAL[®] Green. La modélisation est réalisée pour chacun des parkings perméables séparément. Les chroniques de pluie et d'évapotranspiration (ETP) de Broué sont utilisées en entrée du modèle.

La base de données utilisée pour la simulation des parkings perméables de Broué comprend une chronique de pluie (mm/h) et une chronique d'ETP (mm/jr). Ces deux séries servent de données d'entrée au modèle et sont au pas de temps 1 min. Elles correspondent à 1 an de données enregistrées sur le site de Broué, entre le 21 Septembre 2017 et le 20 Septembre 2018 pour l'ECOVEGETAL[®] Mousses et l'ECOVEGETAL[®] Green (Figure IV.66). Cette période a été choisie car elle présente le moins de périodes manquantes pour l'ETP mesurée à Broué. Une régression linéaire entre les ETP mesurées à Broué et à Trappes sur des périodes communes autour des périodes manquantes de Broué a permis de compléter les données manquantes de Broué à partir des données modifiées de Trappes afin d'avoir une série de données complète.

Pour l'ECOMINERAL[®], la période d'étude a dû être modifiée car de trop nombreuses périodes invalides entre le 21 Septembre 2017 et le 20 Septembre 2018 n'ont pas permis un bon calage du modèle lors des simulations sur cette période. La période choisie est donc comprise entre le 21 Septembre 2016 et le 20 Septembre 2017 (Figure IV.67). Aucune chronique d'ETP n'étant disponible à Broué pour cette période, la même chronique d'ETP utilisée pour l'ECOVEGETAL[®] Mousse et l'ECOVEGETAL[®] Green a été prise.

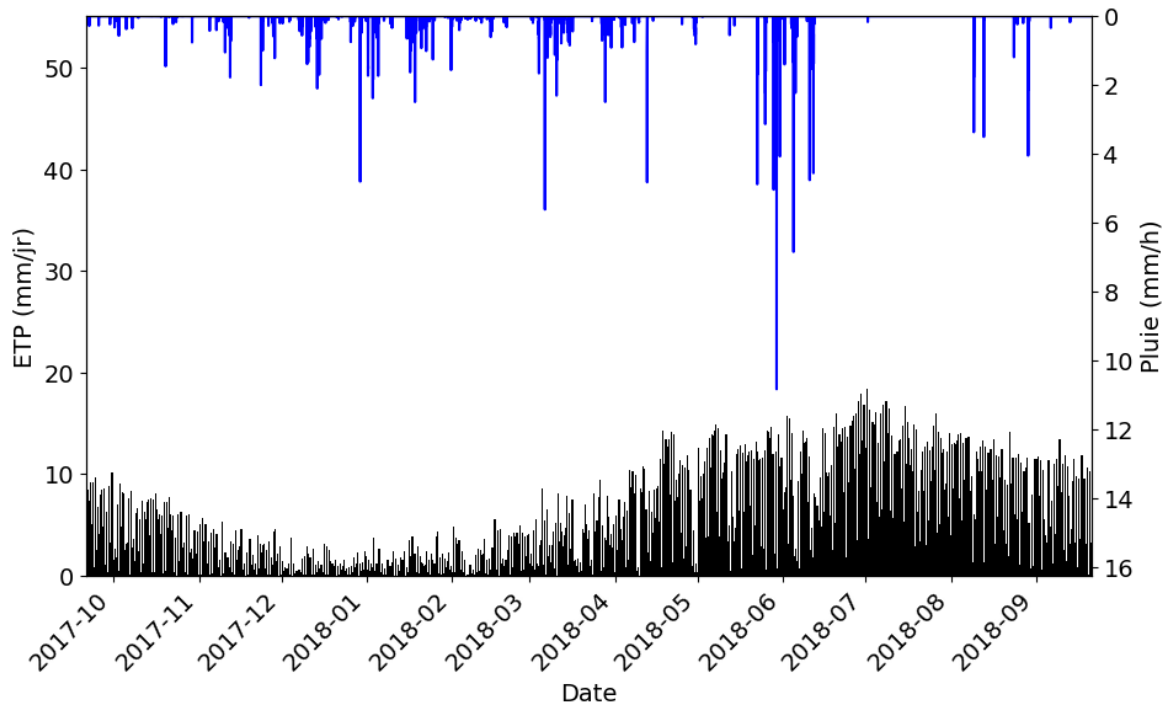


Figure IV.66: Pluie (bleu) et ETP (noir) utilisées en entrée du modèle, au pas de temps 10 mn, pour la période du 21 Septembre 2017 au 20 Septembre 2018

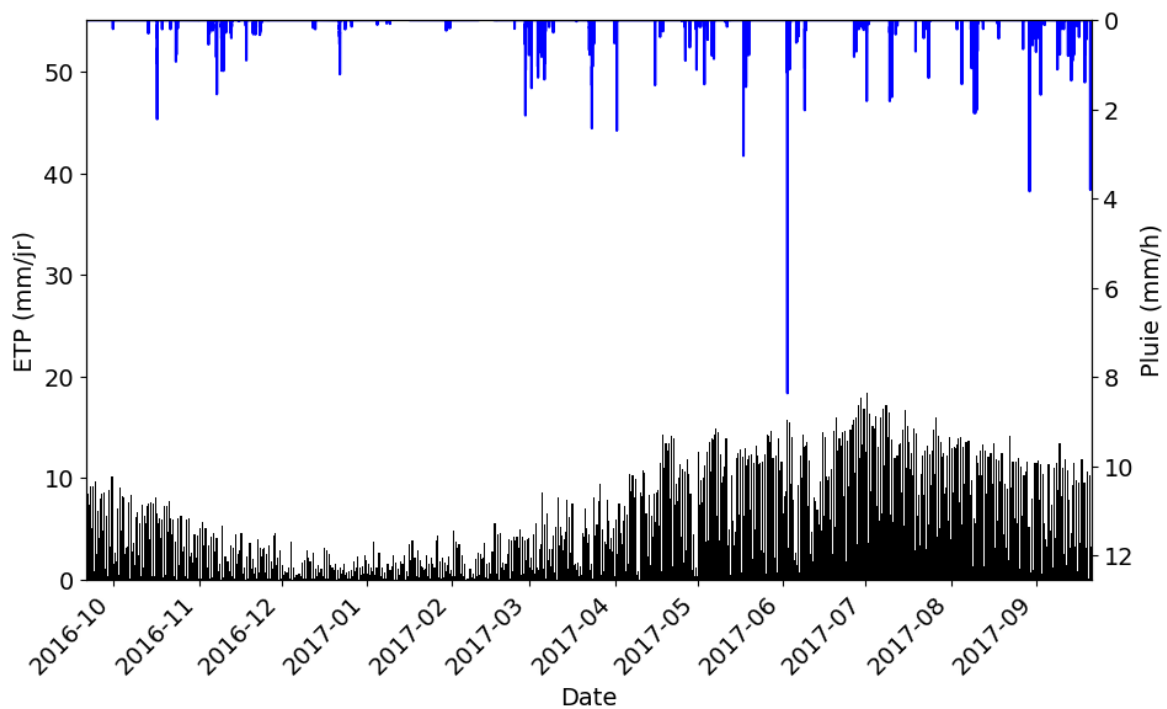


Figure IV.67 : Pluie (bleu) et ETP (noir) utilisées en entrée du modèle, au pas de temps 10 mn, pour la période du 21 Septembre 2016 au 20 Septembre 2017

Les hydrogrammes des 3 parkings perméables ECOMINERAL[®], ECOVEGETAL[®] Mousses et ECOVEGETAL[®] Green utilisés pour la comparaison avec les simulations sont présentés dans la Figure IV.68. Pendant la période présentée, des périodes ont été invalidées pour les 3 parkings,

représentant 16,4 % des données pour l'ECOMINERAL®, 19,8 % pour l'ECOVEGETAL® Mousses et 1,0% pour l'ECOVEGETAL® Green. Même si la simulation avec SWMM est réalisée sur une période de 1 an, les résultats ne sont comparés avec les données observées que pour les périodes valides.

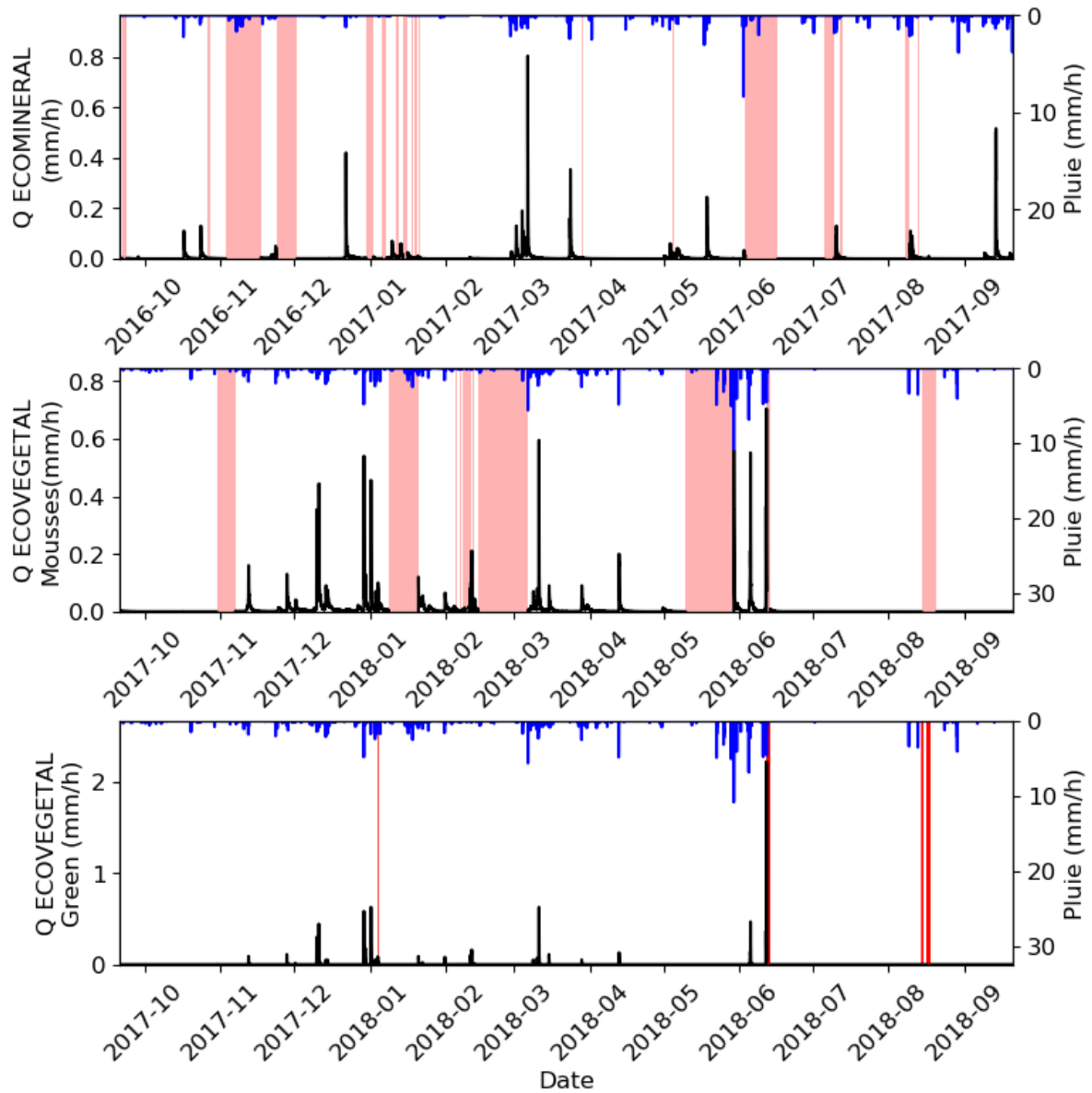


Figure IV.68 : Hydrogrammes des 3 places de parkings perméables de Broué du 21 Septembre 2016 au 20 Septembre 2017 pour l'ECOMINERAL® et du 21 Septembre 2017 au 20 Septembre 2018 pour l'ECOVEGETAL® Mousses et l'ECOVEGETAL® Green (bleu : pluie ; noir : débit écoulé ; rouge : périodes invalides)

4.3. Représentation des parkings perméables dans SWMM et paramétrisation

4.3.1. Représentation des 3 places de parkings perméables dans SWMM

La représentation des couches avec le module de parking perméable de SWMM (Figure IV.69) semble être adaptée pour des parkings perméables classiques, tel que l'ECOMINERAL®.

En revanche, les processus et paramètres pris en compte pour la description de la couche pavée ne permettent pas de modéliser une rétention d'eau contrairement au cas de la couche de sol. Or dans le cas de parkings perméables végétalisés, le substrat, aussi bien dans la dalle que dans le lit de pose, joue un rôle important pour la rétention d'eau comme cela a été démontré dans le chapitre 3. Après s'être intéressé à la représentation des couches et des processus dans les autres modules LID proposés par SWMM, il a été constaté que la description des processus et les couches utilisées étaient les mêmes qu'avec le module de biorétention si on omet la couche pavée (Figure IV.69). Le mode de calcul de l'infiltration de surface diffère entre ces deux modules (Green et Ampt pour le module biorétention, et dépendant de la capacité d'écoulement et de stockage pour le module parking perméable). Cependant, compte tenu de la très forte perméabilité du substrat des parkings végétalisés (aucun ruissellement de surface n'a été observé sur les parkings étudiés), qui sera représentée par une conductivité hydraulique de 300 mm/h pour la couche « pavée » et la couche de « sol », ceci ne devrait pas induire de différence dans les flux infiltrés entre les deux modules, l'ensemble de la pluie s'infiltrant immédiatement en conditions réelles.

La représentation schématique du module de biorétention en Figure IV.69 indique un stockage d'eau en surface de l'ouvrage grâce à des seuils empêchant l'eau de ruisseler hors de l'ouvrage. Cependant, cette hauteur de seuil est un paramètre de la couche de surface aussi bien présente dans le module de biorétention que dans le module de parking perméable et il est donc possible de fixer ce paramètre à 0 mm pour reproduire un stockage d'eau inexistant en surface, à l'image d'un parking perméable.

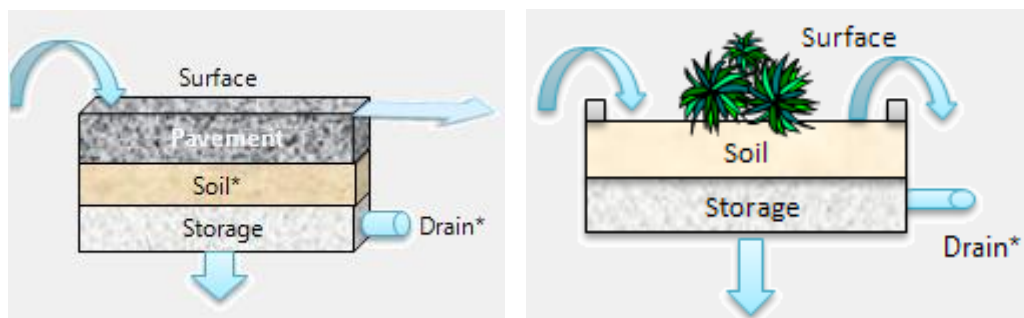


Figure IV.69 : Représentation schématique des couches avec les modules de parking perméable (à gauche) et de biorétention (à droite) (*optionnel) (source : logiciel SWMM 5.1.013)

Dans le cas des parkings perméables végétalisés, on peut imaginer représenter les couches rétentrices d'eau avec la couche de sol, mais dans ce cas la couche pavée du module parking perméable devient inutile. C'est pourquoi il a été décidé d'utiliser le module de biorétention qui ne possède pas de couche pavée pour l'ECOVEGETAL® Mousses et l'ECOVEGETAL® Green, et le module de parking perméable pour l'ECOMINERAL®.

La représentation des couches de l'ECOMINERAL® dans le module parking perméable suit la succession normale des couches, telle que montrée dans le Tableau IV.24, excepté pour la couche de stockage qui comprend les couches de fondation et de sous-fondation, puisqu'il n'est pas possible d'ajouter de couche supplémentaire au module et qu'on suppose un comportement identique pour ces deux couches qui ne retiennent pas de volumes d'eau importants.

Pour l'ECOVEGETAL® Mousses et l'ECOVEGETAL® Green, les couches capables de retenir des quantités d'eau importantes sont représentées par la couche de sol dans SWMM, la seule ayant des paramètres permettant une rétention d'eau (Tableau IV.24). Même si la couche de stockage est capable de contenir un volume d'eau donné si la perméabilité et/ou le drain limite le débit de sortie, dans le cas de nos parkings le drain n'est pas limitant, entraînant une évacuation immédiate de l'eau présente dans la couche de stockage.

Tableau IV.24 : Représentation de chacune des couches des 3 places de parkings perméables dans SWMM

SWMM	ECOVEGETAL® Mousses (module BioR)	ECOVEGETAL® Green (module BioR)	ECOMINERAL® (module PP)
Couche de surface	Surface	Surface	Surface
Couche pavée	-	-	Dalle
Couche de sol	Dalle et lit de pose	Dalle, lit de pose et mélange terre/pierres	Lit de pose
Couche de stockage	Fondation et sous-fondation	Sous-fondation	Fondation et sous-fondation
Drain	Drain	Drain	Drain

4.3.2. Définition du bassin versant

La modélisation des parkings perméables nécessite dans un premier temps de définir un bassin versant et ses paramètres. Dans notre étude, le bassin versant correspond à la surface de l'ouvrage étudié, soit une place de parking perméable. Les paramètres représentant le bassin versant sont :

- la surface du bassin versant = 13,26 m²
- la largeur du bassin versant = 5,1 m

Il a été associé à ce bassin versant les chroniques de pluie et d'ETP de Broué présentées dans la partie précédente, et un exutoire.

Le nombre de LIDs présents dans le bassin versant est fixé à 1 et le taux de recouvrement de la surface du bassin versant par l'ouvrage est fixé à 100 %.

Il est aussi possible d'indiquer une saturation initiale (en %) de l'ouvrage en début de simulation. Elle permet d'appliquer dans chacune des couches du modèle une hauteur d'eau stockée initiale. Ce paramètre a fait l'objet d'un calage pour chacun des parkings perméables, avec des gammes de valeurs comprises entre 0 % et la valeur de la capacité au champ.

Excepté la saturation initiale qui doit être calée, les paramètres du bassin versant sont les mêmes pour chacun des 3 parkings perméables de Broué.

4.3.3. Représentation des couches

L'ensemble des paramètres à définir pour chacune des couches est présenté dans le Tableau IV.25 et est détaillé ci-dessous pour chaque type de parking.

La paramétrisation de la couche de surface et du drain est la même pour les 3 parkings perméables. Pour la couche de surface, la hauteur d'eau maximale pouvant être stockée est fixée à 0 mm et la pente à 0 %. Le drain est placé à la base des couches de stockage et est considéré comme non limitant, avec $C_D = 100$ mm/h et $\eta = 0$ (équation IV.23)

4.3.3.1. ECOVEGETAL® Mousses

L'ECOVEGETAL® Mousses est modélisé avec le module de biorétention. La couche de sol représente la dalle et le lit de pose (90 mm). Les autres paramètres de la couche de sol ne sont pas connus et nécessitent d'être calés. Les plages de valeurs réalistes que peuvent prendre chacun des paramètres sont présentées dans le Tableau IV.25. Pour le point de flétrissement, une gamme de valeur assez faible a été choisie (de 0 à 0,1 (m^3/m^3)). Pour la capacité au champ, la plage de valeur de 0,15 à 0,6 (m^3/m^3) est basée sur la mesure de CME réalisée sur les matériaux des parkings dont les résultats sont rappelés dans la Figure IV.70. Une fois ramenée en pourcentage, la CME de la dalle et du lit de pose cumulée est de 44 %. La plage de valeur pour la porosité est comprise entre 0,15 et 0,6 (m^3/m^3), mais le choix de la valeur est conditionné par la capacité au champ puisque la porosité ne peut être inférieure à la capacité au champ. Pour la perméabilité, une plage de valeurs assez large entre 100 et 300 mm/h a été choisie. Pour HCO, la plage de valeur de 5 à 60 a été choisie de manière à avoir une gamme de valeurs un peu plus large que préconisée dans SWMM, à savoir entre 30 et 60 (US EPA, 2018).

La couche de fondation et la couche de sous-fondation sont représentées par la couche de stockage, dont l'épaisseur est de 300 mm et la porosité de 0,35 (m^3/m^3). Pour reproduire l'étanchéité du fond de forme, le débit d'exfiltration depuis la couche de stockage est fixé à 0mm/h.

4.3.3.2. ECOVEGETAL® Green

Pour l'ECOVEGETAL® Green, les premières tentatives de simulation ayant donné des volumes d'eau simulés en sortie de drain 2 à 4 fois supérieurs à ceux mesurés, nous avons cherché à caler un coefficient k , tel que $ET = k \times ETP$, lors des simulations pour ce parking avec une gamme de valeurs pour k comprise entre 1 et 1,5.

Puisque des matériaux permettant la rétention d'eau se trouvent dans le mélange terre/pierres de la couche de fondations, cette dernière est comprise dans la couche de sol, en plus de la dalle et du lit de pose. L'épaisseur de la couche de sol dans SWMM est donc de 290 mm. Les autres paramètres de la couche de sol sont à caler en respectant les gammes de valeurs données dans le Tableau IV.25. Les plages de valeurs pour le point de flétrissement, la perméabilité et HCO sont les mêmes que pour l'ECOVEGETAL® Mousses. Pour la porosité et la capacité au champ, les valeurs maximales des gammes sont plus élevées (jusqu'à 0,8) à cause

de la capacité de rétention d'eau plus importante pour l'ECOVEGETAL® Green qui possède une CME plus importante (Figure IV.70).

La couche de stockage représente uniquement la couche de sous-fondation et a une épaisseur de 300 mm. La porosité est fixée à 0,35 et le débit de fuite à 0 mm/h.

4.3.3.3. ECOMINERAL®

L'ECOMINERAL® est reproduit avec le module de parking perméable. La couche pavée correspond à la dalle. Son épaisseur est de 50 mm, sa porosité de 0,35 et sa perméabilité de 300 mm/h pour reproduire une infiltration non limitante, puisqu'aucun ruissellement de surface n'a été observé pendant le suivi.

L'ECOMINERAL® n'étant pas végétalisé, on peut supposer que l'évaporation réelle ET depuis ce parking est inférieure à l'ETP, qui est calculée pour du gazon. Un calage du paramètre k a donc également été réalisé pour l'ET de l'ECOMINERAL® sur une gamme de valeur entre 0,5 et 1.

La couche de sol correspond au lit de pose de 40 mm. Les paramètres de cette couche sont à caler suivant les plages de valeurs présentées dans le Tableau IV.25. Etant donnée une capacité de rétention d'eau plus faible pour l'ECOMINERAL®, comme montré dans la Figure IV.70 avec la CME, les gammes de valeurs pour la capacité au champ sont plus faibles que pour les parkings perméables végétalisés.

La couche de stockage représente les couches de fondation et de sous-fondation, avec une épaisseur de 500 mm, une porosité de 0,35 et un débit d'exfiltration de 0 mm/h pour simuler le fond de forme étanche.

Tableau IV.25 : Paramètres utilisés pour reproduire chacune des couches des 3 parkings perméables et plage de valeurs des paramètres à caler entre []

		ECOVEGETAL® Mousses (module BioR)	ECOVEGETAL® Green (module BioR)	ECOMINERAL® (module PP)
Couche de surface	Hauteur d'eau stockée max (mm)	0	0	0
	Pente (%)	0	0	0
Couche pavée	Epaisseur (mm)	-	-	50
	Porosité : $\Phi_{pavé}$ (m^3/m^3)	-	-	0,35
	Conductivité hydraulique : $K_{pavé}$ (mm/h)	-	-	300
	Surface imperméable (%)	0	0	0
Couche de sol	Epaisseur (mm)	90	290	40
	Porosité : Φ_{sol} (m^3/m^3)	[0,15 – 0,6]	[0,2 – 0,8]	[0,1 – 0,7]
	Capacité au champ : F_c (m^3/m^3)	[0,15 – 0,6]	[0,2 – 0,8]	[0,1 – 0,3]
	Point de flétrissement pF (m^3/m^3)	[0 – 0,1]	[0 – 0,1]	0,001
	Conductivité hydraulique : K_{sol} (mm/h)	[100 – 300]	[100 – 300]	[100 – 300]
	Constante de décroissance de la perméabilité : HCO (sans unité)	[5 – 60]	[5 – 60]	[5 – 60]
Couche de stockage	Epaisseur (mm)	500	300	500
	Conductivité hydraulique du sous – sol : $K_{sous-sol}$ (mm/h)	0	0	0
	Porosité : $\Phi_{stockage}$ (m^3/m^3)	0,35	0,35	0,35
Drain	Coefficient de flux : C_D (mm/h)	100	100	100
	Exposant du drain : η	0	0	0
	Hauteur du drain par rapport à la base de la couche de stockage (mm)	0	0	0

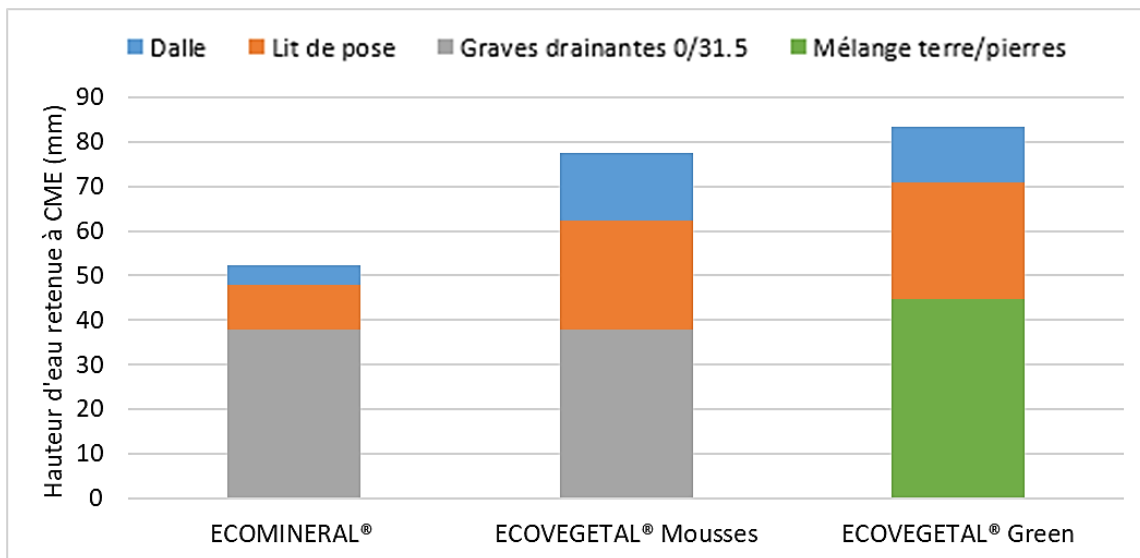


Figure IV.70 : Hauteurs d'eau stockées à CME par les différentes couches des parkings perméables de Broué

4.4. Calage des paramètres et analyse de sensibilité

Le travail de modélisation consiste à étudier la sensibilité des résultats de modélisation aux différents paramètres et ensuite à caler les paramètres non connus (car non mesurés ou mesurables). Ces paramètres sont ceux de la couche de sol (la porosité, la capacité au champ, le point de flétrissement, la perméabilité et la constante de décroissance), la saturation initiale et le coefficient modulateur de l'ETP. Les valeurs de ces paramètres sont calées parmi celles qui donnent les meilleures simulations.

La sensibilité du modèle et la qualité des simulations sont appréhendées à partir de deux critères : le critère de bilan et le critère de Nash.

Le critère de bilan (Cbilan) permet de comparer pour chaque simulation, la somme des débits simulés par SWMM (en sortie de drain : $\sum Q_{\text{simulé, drain}}$, et avec le ruissellement de surface : $\sum Q_{\text{simulé, surface}}$) à celle des débits observés ($\sum Q_{\text{observé}}$). L'équation du critère de bilan est :

$$C_{\text{bilan}} = \frac{\sum Q_{\text{simulé, drain}} + \sum Q_{\text{simulé, surface}} - \sum Q_{\text{observé}}}{\sum Q_{\text{observé}}} \quad (\text{IV.26})$$

Cbilan doit être le plus proche possible de 0.

Le critère de Nash (Cnash) consiste à comparer la dynamique des débits simulés avec les débits observés :

$$C_{\text{nash}} = 1 - \frac{\sum (Q_{\text{simulé, drain}} - Q_{\text{observé}})^2}{\sum (Q_{\text{observé}} - \bar{Q}_{\text{observé}})^2} \quad (\text{IV.27})$$

Avec $\bar{Q}_{\text{observé}}$ la moyenne des débits observés.

Cnash doit être le plus proche de 1 possible.

Seules les simulations ne générant pas de ruissellement en surface (conformément à ce qui est observé in-situ) ont été conservées pour l'analyse des Cnash.

Le Cnash ne sera pas calculé pour les simulations ayant produit du ruissellement de surface. La dynamique des débits simulés lissés au pas de temps 10 min à l'échelle d'une place de parking, implique une dynamique très rapide, et des décalages entre les pics de débits simulés et observés peuvent induire des Cnash mauvais, sans que cela n'ait de conséquences sur la performance hydrologique du système. Pour prendre en compte ce décalage de pics, plusieurs Cnash sont calculés en décalant les débits simulés d'avec les débits observés sur 12 pas de temps.

Les critères de bilan et de Nash ne sont calculés que sur les périodes où les données observées sont valides et non nulles. De plus, la saturation initiale de l'ouvrage implique que toutes les couches possèdent un volume d'eau donné dès le début d'une simulation, y compris la couche de stockage. Or, cette couche se vidange instantanément au début de la simulation, et cet ajout d'eau artificiel pouvant impacter les critères, la première heure de simulation n'est pas prise en compte dans les calculs.

Le calage des paramètres s'est fait en deux temps. Puisque SWMM ne présente pas de coefficient modulateur de l'ETP, il a été nécessaire de créer des chroniques d'ETP dont les valeurs sont modulées en fonction du coefficient k, tirées aléatoirement parmi les gammes de

valeurs données. 100 simulations avec des k différents ont été réalisées pour le calage de l'ETP pour l'ECOVEGETAL® Green et l'ECOMINERAL®. Chacune de ces simulations a aussi fait l'objet d'un tirage aléatoire pour les paramètres à caler de la couche de sol et de la teneur en eau initiale. Le coefficient k de la simulation donnant le meilleur Cbilan est ensuite choisi et fixé pour la suite du calage.

La seconde étape du calage consiste à caler les paramètres de la couche de sol et la teneur en eau initiale sur 650 simulations, où pour chaque simulation une valeur aléatoire de chaque paramètre est choisie parmi les gammes de valeurs données dans le Tableau IV.25. Le pas de temps des simulations est de 1 min et les résultats sont présentés au pas de temps 10 min.

Après avoir déterminé les meilleurs jeux de paramètres pour chacun des 3 parkings perméables ECOVEGETAL®, quelques indicateurs de performance présentés dans le chapitre II et utilisés dans le chapitre III sont calculés à partir des débits simulés et comparés à ceux des débits observés. Ces indicateurs de performances sont les coefficients d'écoulements et les abattements de hauteurs d'eau à l'échelle annuelle et événementielle, les abattements de débits de pointe et les courbes de débits classés en fonction du temps et du volume écoulé total.

4.5. Résultats et discussions

4.5.1. ECOVEGETAL® Mousses

4.5.1.1. Calage et analyse de sensibilité

Parmi les 650 simulations réalisées, 356 n'ont pas généré de ruissellement de surface. Pour plus de 76 % des simulations ayant engendré du ruissellement, ce dernier est très faible et représente moins de 2 mm. Le calage des paramètres pour l'ECOVEGETAL® Mousses a permis d'obtenir des Cbilan compris entre - 0,24 et 0,23. 65 simulations ont un Cbilan compris entre - 0,05 et 0,05, dont 36 sans ruissellement de surface. Les critères de Nash sont compris entre - 14,6 et 0,82. 17 simulations ont un Cnash supérieur à 0,70 et ne présentent pas de ruissellement de surface. 8 simulations ont un Cbilan compris entre $\pm 0,05$ et un Cnash $\geq 0,7$, dont 3 simulations n'ont pas engendré de ruissellement de surface.

La Figure IV.71 présente l'évolution de Cbilan et Cnash en fonction des valeurs de la capacité au champ, du point de flétrissement, et de la capacité au champ moins le point de flétrissement. Les points où Cbilan est à $\pm 0,05$ ($= \pm 5\%$) et Cnash $\geq 0,7$ sont mis en évidence. Pour les Cbilan, les simulations ayant donné du ruissellement de surface sont aussi identifiées par une croix. Pour les Cnash, les simulations ayant engendré du ruissellement de surface ont été écartées et la valeur de Cnash présentée correspond au meilleur Cnash obtenu après un décalage temporel des débits simulés.

Cbilan est dépendant de la capacité au champ, avec des valeurs qui augmentent quand la capacité au champ diminue. La capacité au champ n'a pas d'influence sur Cnash. Le point de flétrissement n'a pas d'influence sur Cnash. Les 3 meilleures simulations dépendent de la différence (capacité au champ – point de flétrissement) et correspondent à des valeurs de $F_c - pF$ entre 0,10 et 0,14. Les valeurs du point de flétrissement pour les 3 meilleures simulations couvrent toute la gamme de valeurs testées, tandis que pour la capacité au champ elles sont

comprises entre 0,16 et 0,23. Ces valeurs sont deux fois plus faibles que ce qui était attendu au regard des mesures de CME dont la valeur moyenne pour la couche de sol est de 44 %.

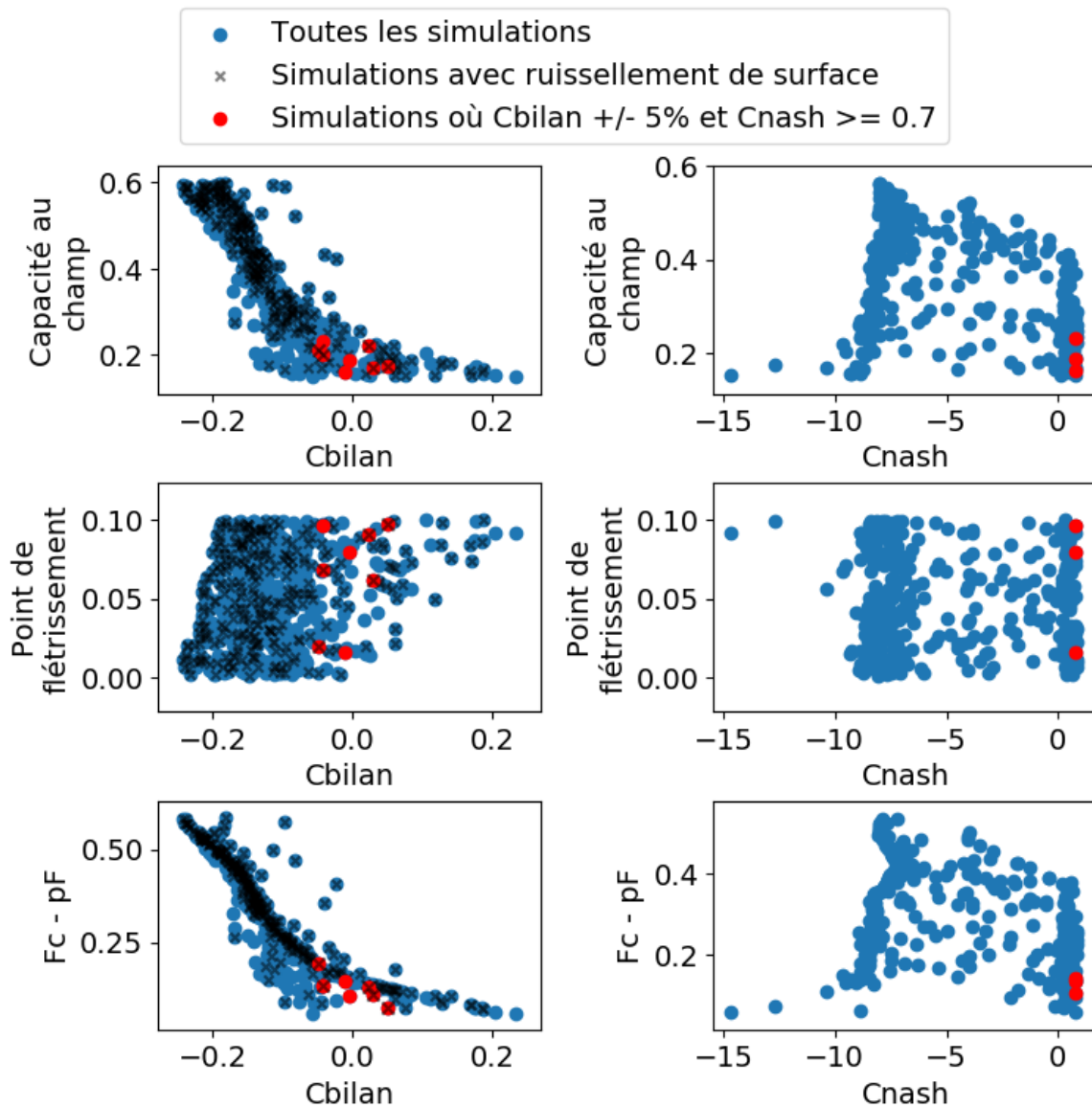


Figure IV.71 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction des valeurs de capacité au champ et du point de flétrissement – ECOVEGETAL® Mousses

La saturation initiale étant limitée par la capacité au champ, elle semble avoir une influence sur Cbilan (Figure IV.72). Une saturation initiale élevée (entre 20 et 55 %) semble impliquer un Cbilan faible ($< -0,1$), tandis qu'une saturation initiale faible ($< 20\%$) ne semble pas avoir d'influence sur Cbilan (entre $-0,24$ et $0,23$). La saturation initiale n'a pas d'influence sur Cnash. La gamme de valeurs pour les 8 meilleures simulations est comprise entre 1,2 et 16,1 %.

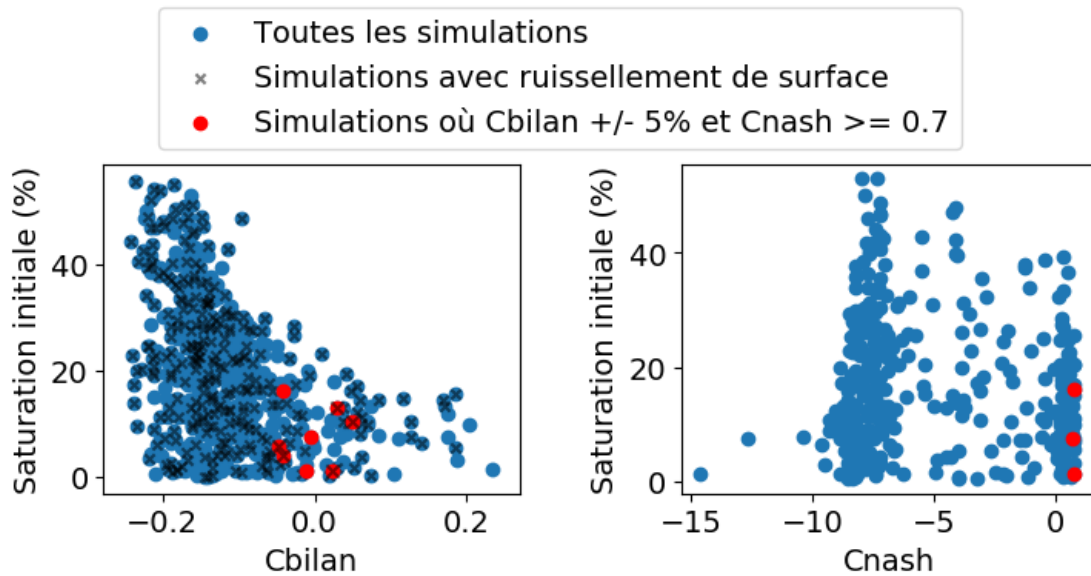


Figure IV.72 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction de la saturation initiale – ECOVEGETAL® Mousses

La Figure IV.73 présente l'évolution de Cbilan et Cnash en fonction des valeurs de la porosité, de la perméabilité (Ks) et de la constante de décroissance (HCO). Les points pour lesquels Cbilan est à $\pm 0,05$ ($= \pm 5\%$) et Cnash $\geq 0,7$ sont mis en évidence. Les simulations ayant engendré du ruissellement de surface sont aussi mises en évidence pour les Cbilan, et ont été écartées pour les Cnash.

Pour les 3 meilleures simulations, la porosité varie entre 0,53 et 0,59, le Ks entre 126 et 268 mm/h, et HCO entre 23 et 29. Les simulations ne montrent pas de relation directe entre les valeurs des paramètres et les critères, même si les valeurs donnant les meilleures simulations semblent plus resserrées pour la porosité et HCO par rapport aux gammes de valeurs testées. Le nombre de simulations avec du ruissellement de surface semble aussi être plus important pour les Ks les plus faibles. On trouve ainsi plus de 62 % des simulations avec du ruissellement de surface pour des Ks entre 100 et 200 mm/h, tandis que pour les Ks entre 200 et 300 mm/h, seulement 26 % des simulations ont engendré du ruissellement de surface. Cependant, les simulations donnant du ruissellement de surface couvrent toute la gamme de valeurs de Ks, indiquant qu'un ou plusieurs autres paramètres peuvent entraîner une limitation de l'écoulement dans la structure du parking perméable.

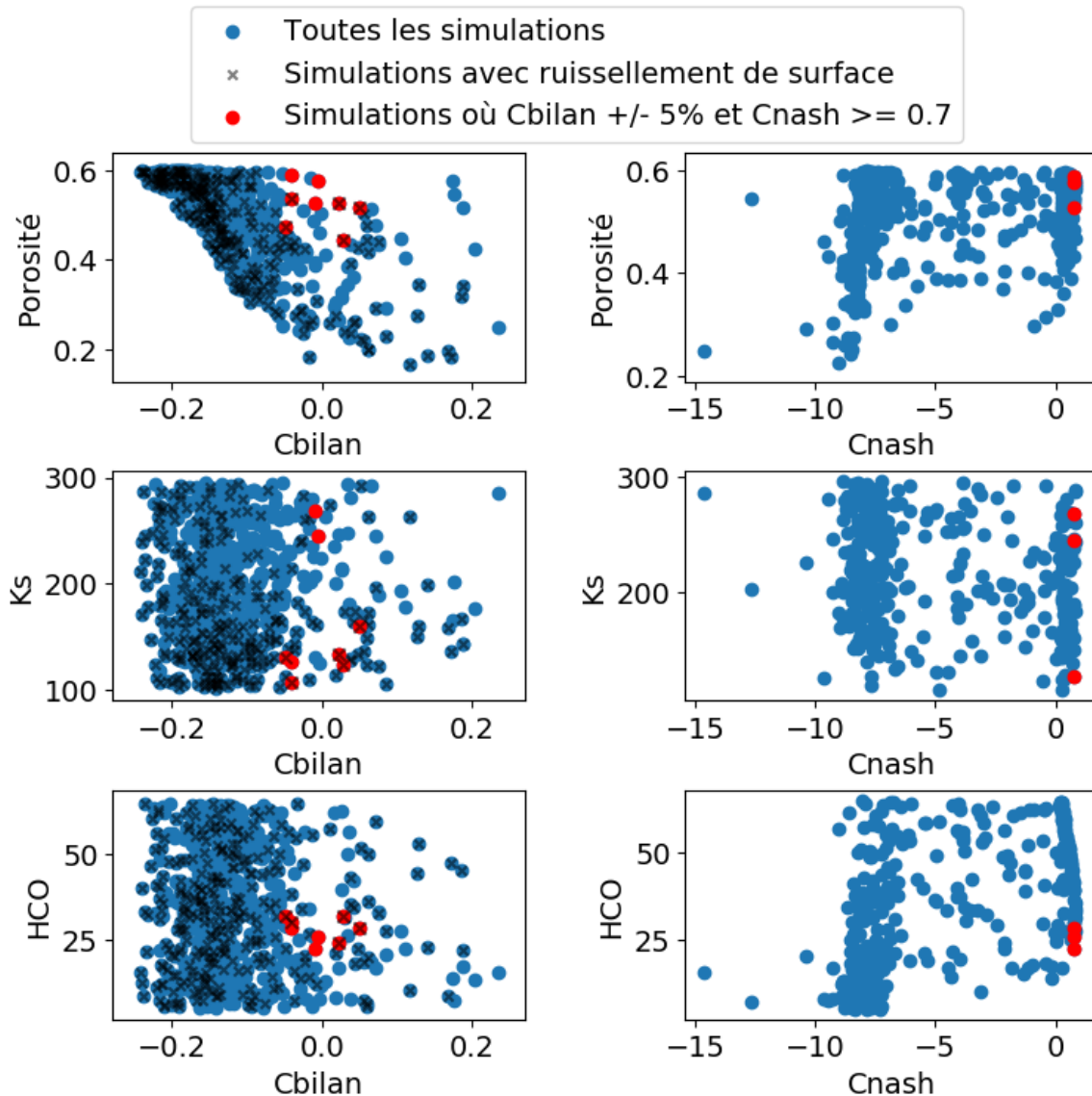


Figure IV.73 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction des valeurs de porosité, Ks et HCO – ECOVEGETAL® Mousses

Le manque de sensibilité du modèle à Ks, et HCO dans une moindre mesure, pourrait être lié à la non indépendance de ces deux paramètres, qui sont utilisés dans l'équation de percolation dans la couche de sol (voir équation IV.16 dans la partie 4.2.2.3 de ce chapitre). Pour voir si le modèle est plus sensible à cette percolation, cette dernière a été calculée en prenant la teneur en eau égale à la capacité au champ pour chacune des simulations, et est comparée aux valeurs de Cbilan et Cnash (Figure IV.74). La gamme de valeurs de la percolation donnant les 3 meilleures simulations est large, entre $2,8 \cdot 10^{-4}$ et $0,04$ mm/h. Aucune relation n'est identifiable entre la percolation et Cbilan, alors que pour Cnash, les valeurs les plus élevées sont obtenues pour des percolations inférieures à $0,1$ mm/h. Contrairement à ce à quoi on pouvait s'attendre, c'est-à-dire obtenir du ruissellement de surface pour des valeurs de percolations faibles, plus de 50 % des simulations avec une percolation supérieure à $0,1$ mm/h ont produit du ruissellement de surface, tandis que 30 % des simulations dont la percolation est inférieure à $0,1$ mm/h ont engendré du ruissellement de surface.

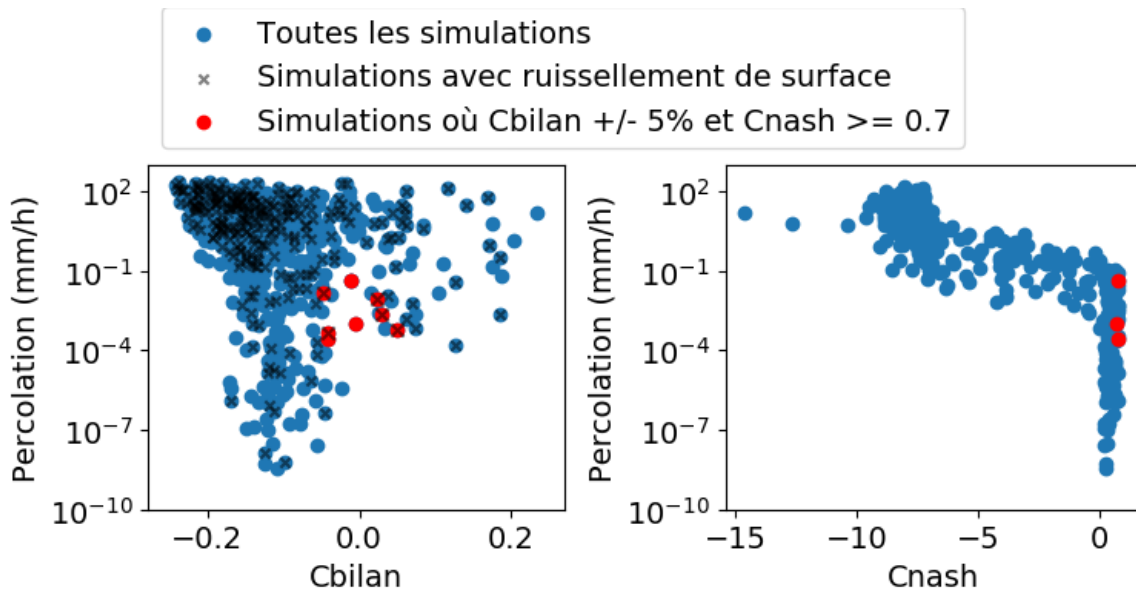


Figure IV.74 : Evolution des valeurs de Cbilan et Cnash en fonction de la percolation dans la couche de sol à capacité au champ – ECOVEGETAL® Mousses

Les simulations avec une percolation élevée et du ruissellement de surface sont liées à de faibles écarts entre la porosité et la teneur en eau à capacité au champ (Figure IV.75). Plus de 60 % des simulations avec $(\text{porosité} - \theta_{Fc})$ inférieur à 0,15 ont engendré un ruissellement de surface pour moins de 27 % des simulations pour $(\text{porosité} - \theta_{Fc})$ supérieur à 0,15. Les 3 meilleures simulations ont des écarts entre porosité et θ_{Fc} compris entre 0,38 et 0,47. Ces observations indiquent que le ruissellement de surface se produit quand il y a peu de stockage possible au-delà de la capacité au champ, et ce quelles que soient les valeurs de capacité au champ et de porosité.

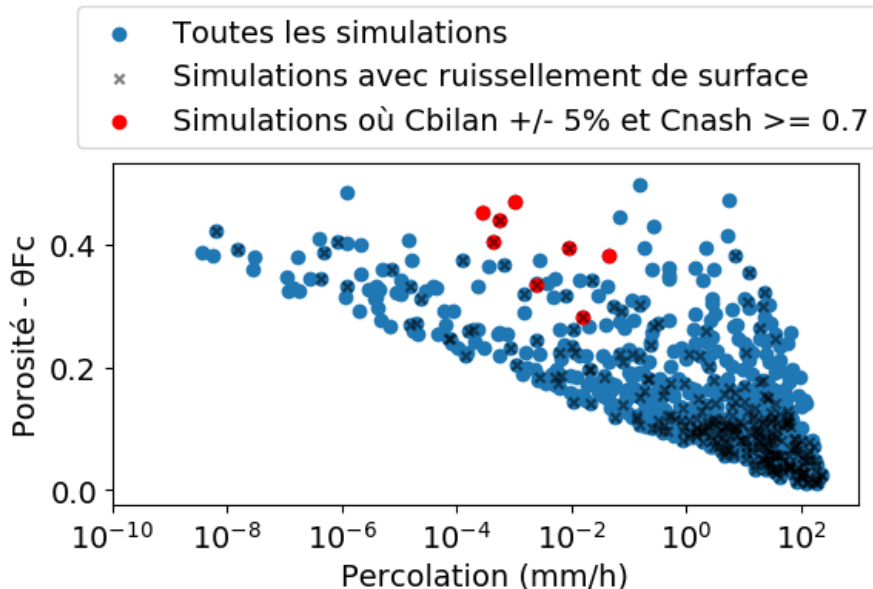


Figure IV.75 : Percolation à capacité au champ en fonction des écarts entre porosité et teneur en eau à capacité au champ – EVOVEGETAL® Mousses

La dynamique des débits simulés est comparée à celle des débits observés au pas de temps 10 min dans la Figure IV.76 pour l'une 3 des meilleures simulations obtenues et sans ruissellement

de surface (Cbilan = -0,042 ; Cnash décalé de 30 min = 0,78 ; Saturation initiale = 16,1 % ; porosité = 0,59 ; capacité au champ = 0,23 ; point de flétrissement = 0,1 ; conductivité hydraulique = 126,4 mm/h ; constante de décroissance = 28,7). Puisque les pics de débits simulés se produisent trop tôt par rapport à ce qui est observé, la chronique de débits simulés a été retardé de 30 min, ce qui correspond à la valeur du meilleur Cnash obtenu pour cette simulation.

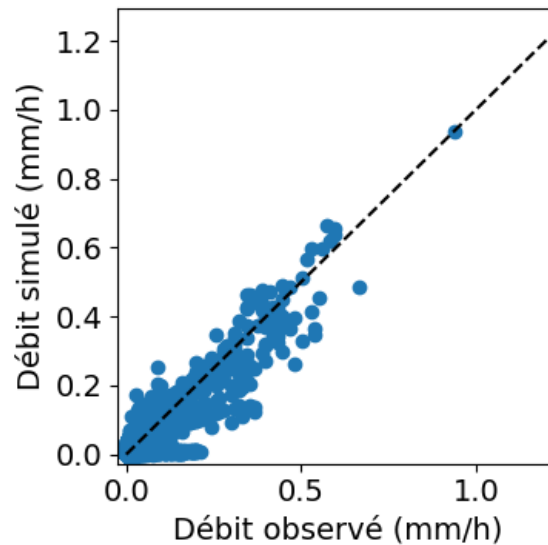


Figure IV.76 : Comparaison des débits simulés et observés au pas de temps 10 min pour une des 3 meilleures simulations sans ruissellement de surface, et en décalant les débits simulés de 30 min (Cbilan = -0,048 ; Cnash décalé de 30 min = 0,81 ; Saturation initiale = 5,7 % ; porosité = 0,47 ; capacité au champ = 0,21 ; point de flétrissement = 0,02 ; conductivité hydraulique = 130,1 mm/h ; constante de décroissance = 32). La ligne pointillée représente la bissectrice. – ECOVEGETAL® Mousses

Les débits simulés sont similaires aux débits observés pour la totalité de la période simulée, malgré quelques écarts. L'observation des débits simulés en fonction des débits observés (Figure IV.76) montre donc que le jeu de paramètres choisi est capable de simuler le comportement de l'ECOVEGETAL® Mousses.

La nécessité de décaler les débits simulés de 30 min pour obtenir la meilleure valeur possible de Cnash indique que le modèle n'arrive pas à reproduire le décalage observé entre le pic de pluie et le pic de débit.

4.5.1.2. Comparaison des indicateurs de performances hydrologiques

Comme attendu, avec la valeur de Cbilan de -0,042, les coefficients d'écoulement et les abattements de hauteurs d'eau annuels sont similaires entre les données observées et les données simulées, les CE étant de 0,51 et 0,52 respectivement, et les abattements de 316,3 et 314,6 mm.

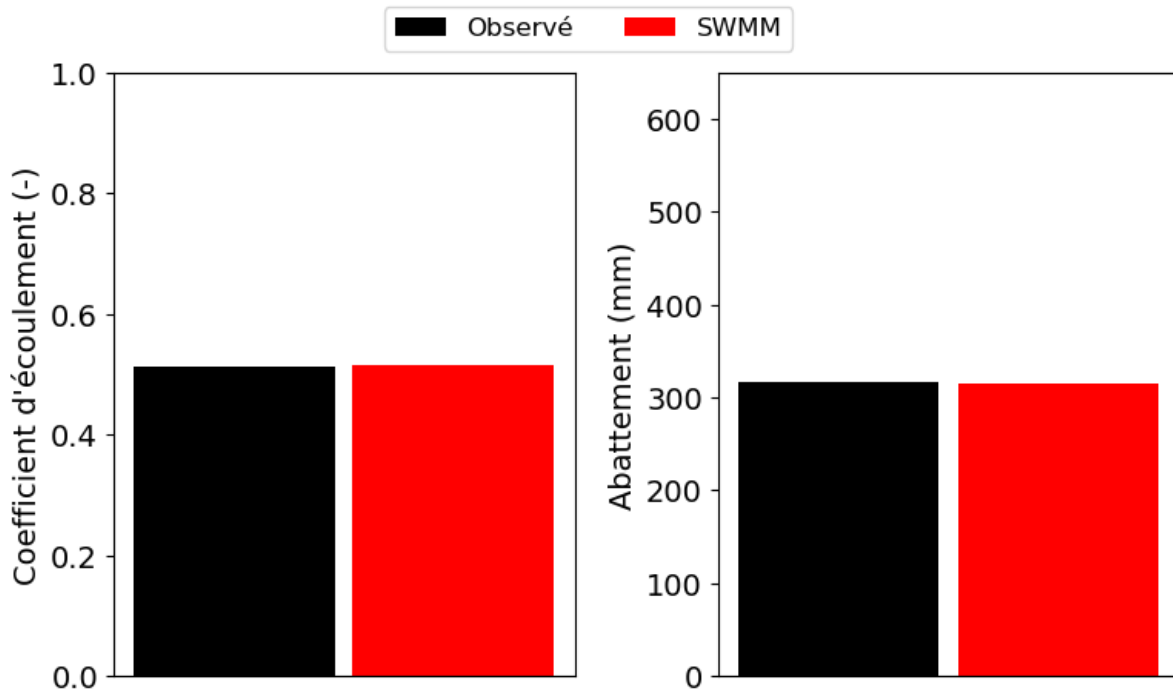


Figure IV.77 : Coefficients d'écoulement annuels et abattements des hauteurs d'eau normalisés en mm/an et sur 650 mm de pluie – ECOVEGETAL® Mousses

L'analyse des coefficients d'écoulement et des abattements de hauteur d'eau à l'échelle événementielle présente peu de différences entre les données de SWMM et les données observées. La séparation des événements hydrologiques est commune aux deux séries de données, ce qui permet de comparer les CE et abattement pour des événements hydrologiques de même durée et avec les mêmes hauteurs de pluie. La méthode et les paramètres de la séparation en événements hydrologiques sont identiques à ceux utilisés pour la séparation des événements des 3 places de parkings perméables de Broué présentés dans la partie 8 du chapitre 2.

Les CE événementiels médians entre les données simulées et observées sont similaires, avec des médianes presque nulles pour les deux séries. Cependant, les Q90 sont nettement différents, avec 0,41 pour les données observées et 0,21 pour les données simulées (Figure IV.78). Ces différences s'expliquent par une mauvaise représentation des débits avec le modèle, et notamment des débits simulés bien plus faibles que les débits observés (Figure IV.79).

Les abattements médians des hauteurs d'eau événementielles sont similaires (environ 4 mm), ainsi que les Q90 (25,3 mm pour les données simulées et 22,1 mm pour les débits observés). Les abattements maximums sont plus importants avec SWMM qu'avec les données observées (Figure IV.78), ce qui reflète ce qui est montré dans la Figure IV.79.

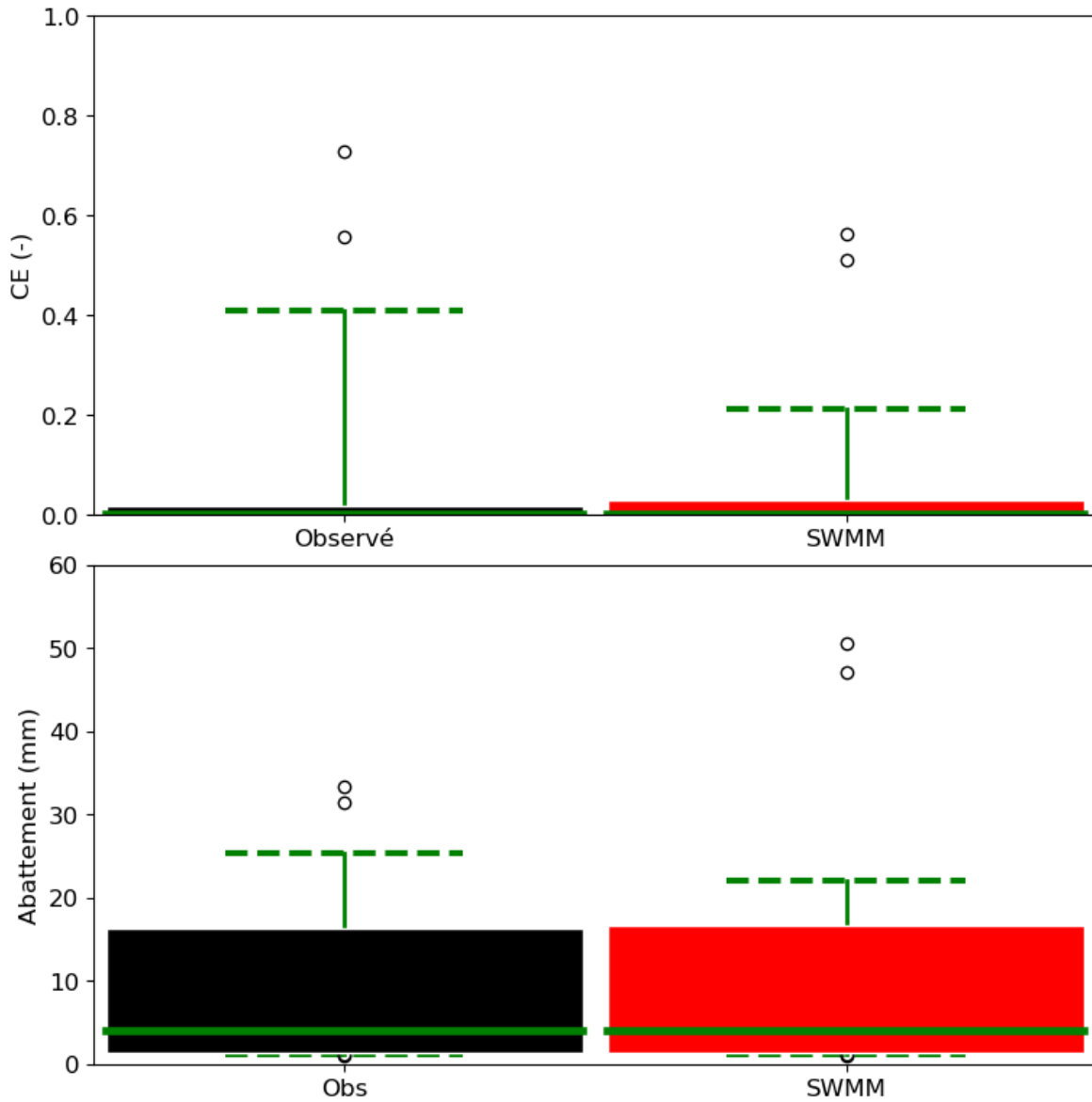


Figure IV.78 : Boxplot des coefficients d'écoulements et des abattements de hauteur d'eau événementiels (boite = 50 % des données entre les quantiles 25 et 75; ligne verte pleine = médiane; lignes vertes pointillées horizontales = quantiles 10 et 90, rond : valeurs au-delà des quantiles 10 et 90) – ECOVEGETAL® Mousses

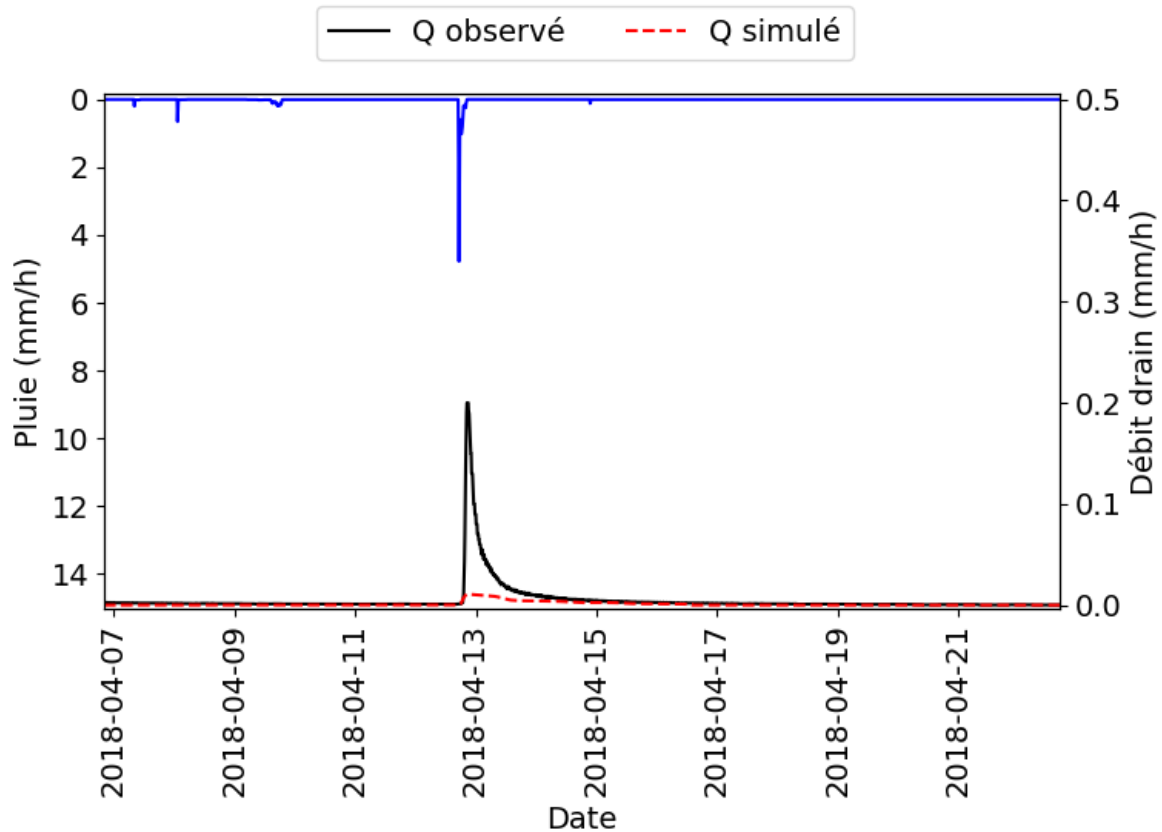


Figure IV.79 : Zoom sur un événement où les débits observés sont supérieurs aux débits simulés – ECOVETAL® Mousses

L'évaluation des résidus (Hauteur d'eau événementielle simulée - Hauteur d'eau événementielle observée) indique des hauteurs d'eau écoulées en sortie de drain identiques pour les deux séries de données pour les pluies inférieures à 20 mm (Figure IV.80). Pour les événements hydrologiques de plus de 20 mm, des écarts entre les hauteurs d'eau sont observés, avec pour un événement une hauteur d'eau simulée plus élevée que la hauteur d'eau observée, puis au-delà de 35 mm de pluie, une hauteur d'eau simulée plus faible que ce qui est observé, l'écart grandissant avec l'augmentation de la hauteur de pluie, jusqu'à atteindre un écart de 20 mm d'eau simulée en moins par rapport à ce qui est observé pour une hauteur de pluie événementielle de 116 mm.

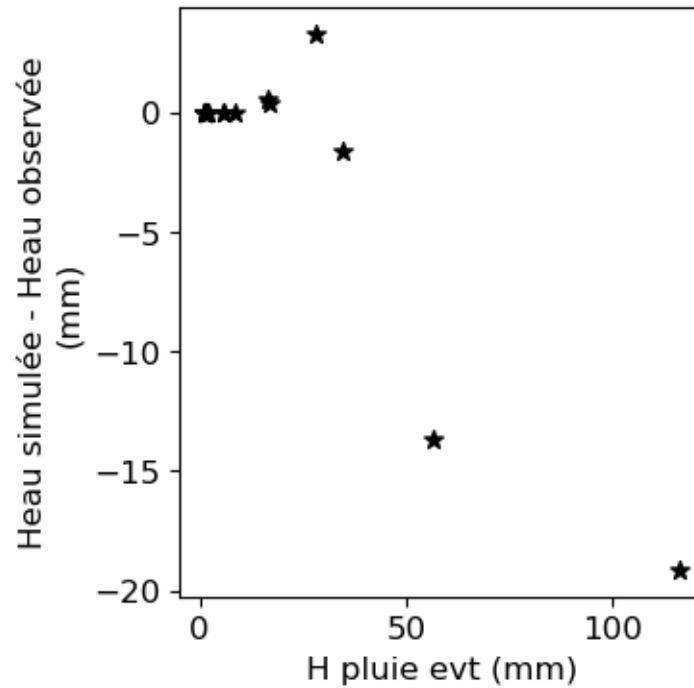


Figure IV.80 : Evolution des écarts entre hauteurs d'eau événementielle simulées et observées en fonction de la hauteur de pluie événementielle – ECOVEGETAL® Mousses

La capacité de SWMM à mieux retenir l'eau pendant les événements où la pluie est supérieure à 35 mm semble provenir de la vitesse de séchage, et serait plus importante avec SWMM qu'en conditions réelles. Les événements hydrologiques avec les hauteurs de pluies les plus élevées sont aussi les plus longs (Figure IV.81), ce qui entraîne des temps de re-essuyage plus longs. Une vitesse de re-essuyage différente et des durées d'événements importantes peuvent ainsi impliquer un accroissement des différences entre les hauteurs d'eau évapo(transpi)rées par le modèle et en conditions réelles, se répercutant sur les hauteurs d'eau simulées et observées.

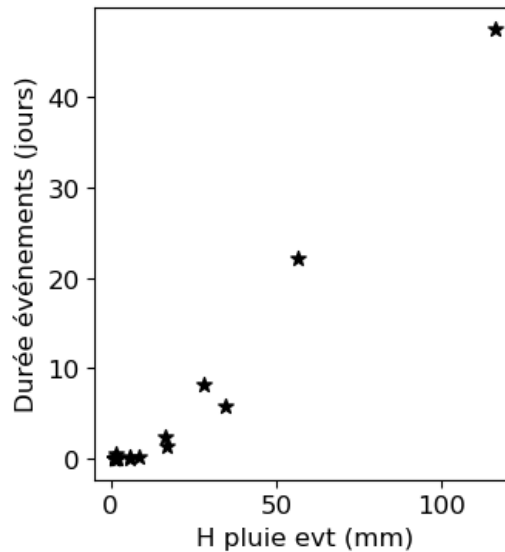


Figure IV.81 : Durée des événements hydrologiques en fonction de la hauteur de pluie événementielle – ECOVEGETAL® Mousses

Afin d'illustrer les différences de comportement entre les données simulées et les données observées, un exemple d'hydrogramme est donné en Figure IV.82. Les débits observés débutent dès le 10 Novembre 2017, suite à la pluie, tandis que les débits simulés ne commencent qu'à partir du 27 Novembre 2017 pour une autre pluie, ce qui explique en grande partie les écarts de hauteurs d'eau écoulées entre les deux séries de données. Cet événement hydrologique est le premier pour lequel des écoulements sont observés en sortie de drain sur la période évaluée, et suit une longue période où aucun écoulement n'a été observé malgré les pluies, cela grâce à la capacité de rétention du parking perméable liée à l'évapotranspiration plus importante en été. Ainsi, même en appliquant une saturation initiale en début de simulation, la teneur en eau simulée dans la couche de sol diminue rapidement dès le mois de Septembre 2017 avec l'évapotranspiration, asséchant la couche de sol qui peut alors retenir une quantité d'eau importante tant que la teneur en eau n'atteint pas la capacité au champ. Ces observations reflètent un problème de modélisation de l'évolution de la teneur en eau du sol par temps sec dans SWMM, et donc une mauvaise représentation de l'évapotranspiration.

Une partie de l'écart entre les hauteurs d'eau simulée et observée est aussi liée aux pics de débits. Comme on peut le voir sur la Figure IV.82, le pic de débit observé le 1^{er} Décembre 2017 est plus important que le pic de débit simulé, engendrant une hauteur d'eau écoulée observée plus élevée.

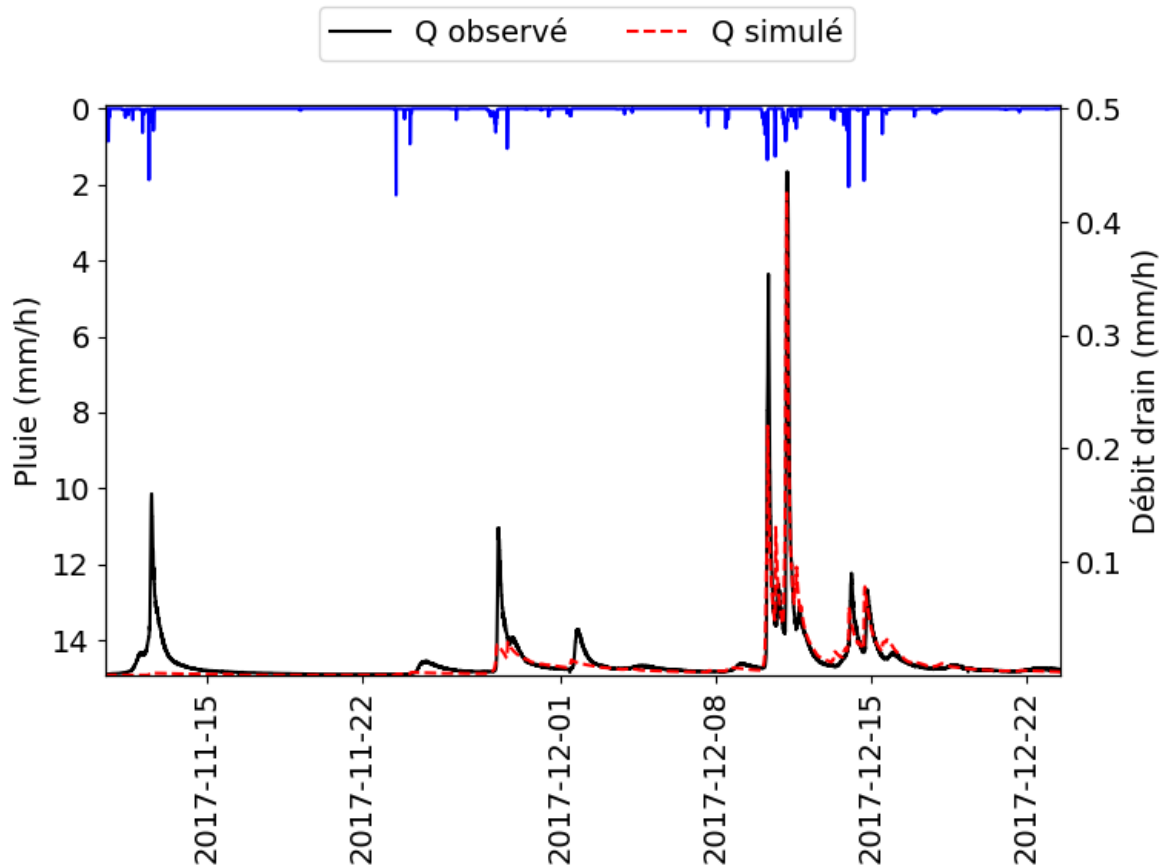


Figure IV.82 : Zoom sur l'hydrogramme d'un événement hydrologique avec une hauteur de pluie de 116 mm et où Heau simulée < Heau observée – ECOVEGETAL® Mousses

Les écarts importants entre les pics de débits simulés et observés ne sont cependant pas une généralité, puisque les ratios entre les débits de pointe événementiels de la pluie et des débits simulés ou observés sont similaires, même calculés pour différents pas de temps (Figure IV.83). Ces résultats sont le reflet de la valeur du C_{nash} de 0,78 pour cette simulation.

Ainsi, pour chaque pas de temps, les médianes des ratios sont similaires :

- 0,06 pour les débits observés et simulés au pas de temps 10 min ;
- 0,12 pour les débits observés et 0,10 pour les débits simulés au pas de temps 30 min ;
- 0,20 pour les débits observés et 0,16 pour les débits simulés au pas de temps 60 min.

Les écarts entre les Q10, Q90 et les valeurs extrêmes sont aussi très faibles, avec un écart maximum de 0,05 entre les ratios les Q90 simulés et observés au pas de temps de 60 min.

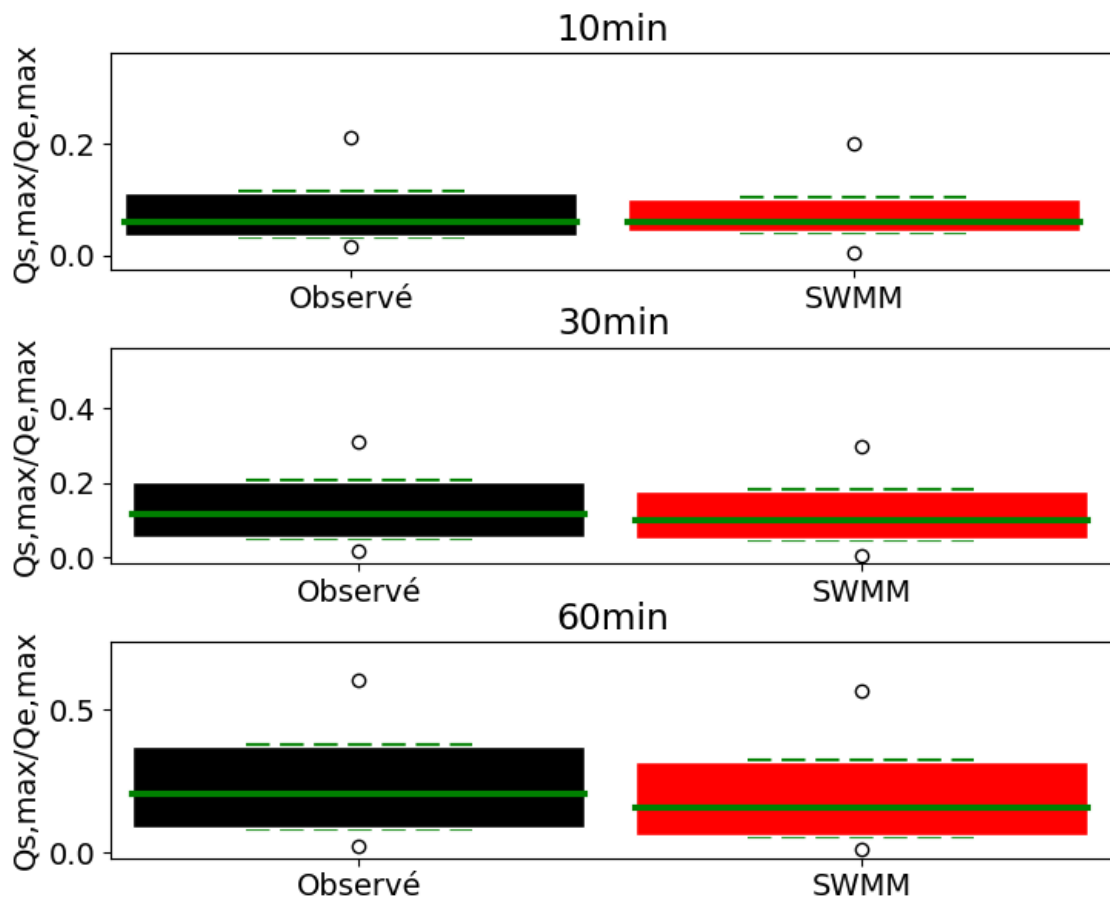


Figure IV.83 : Ratios événementiels entre débit max en sortie de drain et intensité max de la pluie ($Q_{s,max}/Q_{e,max}$; avec $H_{pluie} \geq 1$ mm et Heau écoulee ≥ 1 mm) (boite = 50 % des données entre les quantiles 25 et 75; ligne verte pleine = médiane; lignes vertes pointillées horizontales = quantiles 10 et 90, rond : valeurs au-delà des quantiles 10 et 90) – ECOVEGETAL® Mousses

Pour aller plus loin dans la comparaison des débits simulés avec SWMM et des débits observés, des courbes de débits classés en fonction du temps et du volume d'eau écoulé total ont été tracées en Figure IV.84 et Figure IV.85 respectivement, pour la pluie, les débits observés et les débits simulés.

En ce qui concerne les débits classés en fonction du temps, les débits simulés sont nuls pour plus de 60 % du temps alors que pour les débits observés, les débits spécifiques sont inférieurs à 0,0001 l/s/ha, soit considérés comme nuls pour 24 % du temps, indiquant que SWMM ne parvient à simuler les très faibles débits avec le jeu de paramètre choisi pour l'ECOVEGETAL® Mousses. Cependant, à partir du moment où les débits simulés sont non nuls, la courbe des débits classés de SWMM est similaire à celle des débits observés, indiquant que la dynamique est bien reproduite quand les débits dépassent 0,09 l/s/ha (soit 0,032 mm/h), ce qui est déjà un faible débit.

Les courbes de débits classés en fonction du volume total (Figure IV.85) sont aussi assez similaires sauf quand le débit spécifique dépasse 11 l/s/ha (environ 3,9 mm/h), où les débits simulés sont plus élevés que les débits observés, ce qui indique que pour les événements hydrologiques les plus intenses, SWMM n'arrive pas à simuler l'effet tampon qu'a un parking perméable sur ces débits.

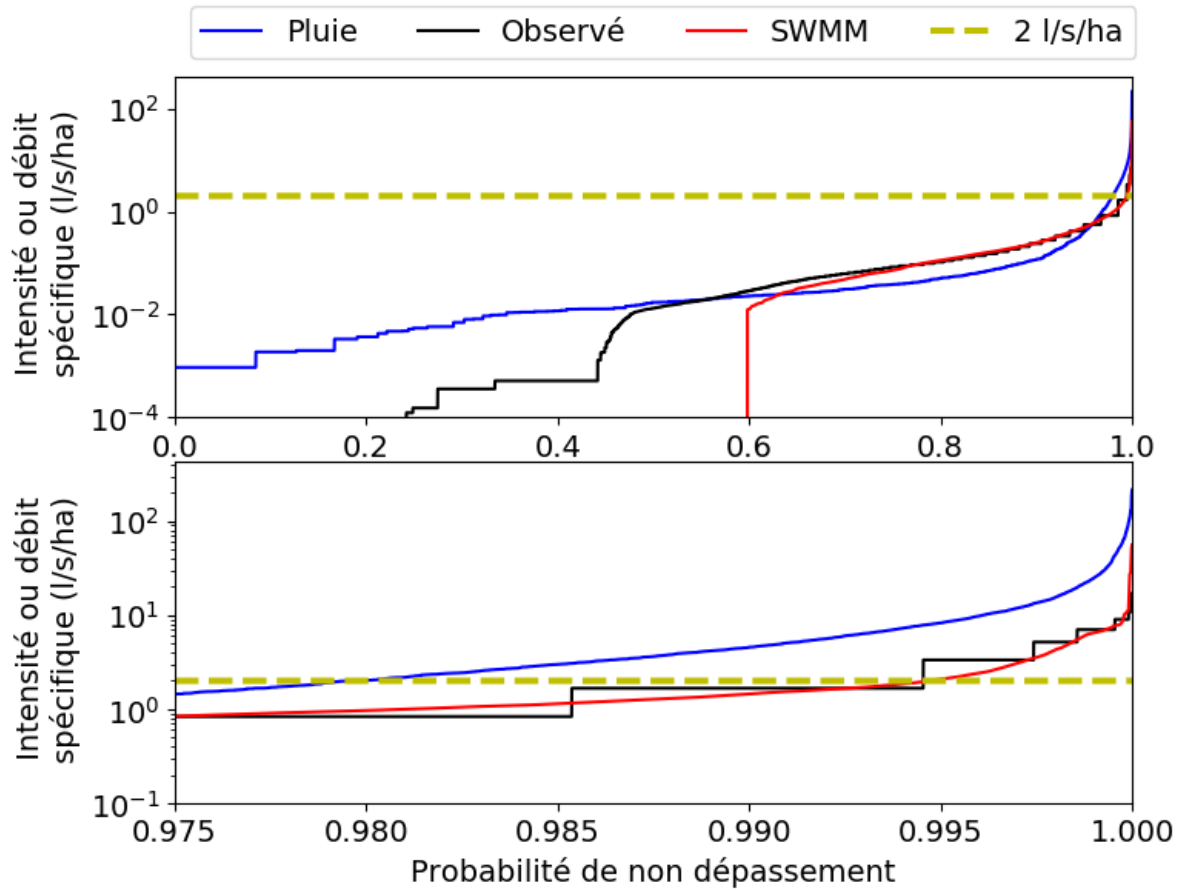


Figure IV.84 : Courbes des débits classés en fonction du temps – ECOVEGETAL® Moussees. Le graphe du bas est un zoom.

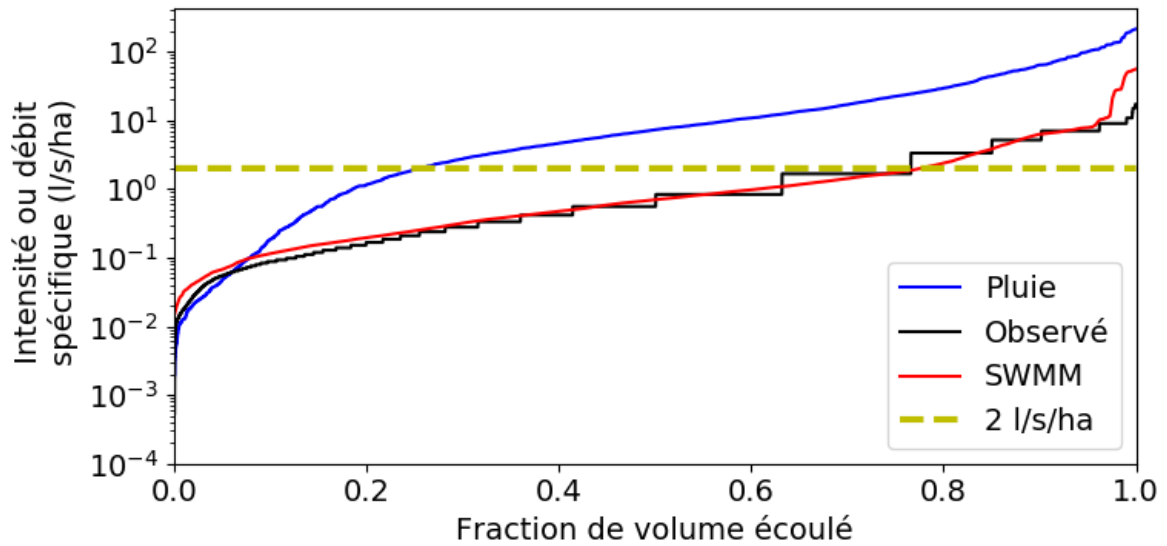


Figure IV.85 : Courbes des débits classés en fonction du volume – ECOVEGETAL® Moussees

4.5.2. ECOVEGETAL® Green

4.5.2.1. Calage du coefficient modulateur de l'évapotranspiration (k)

Le calage du coefficient modulateur de l'évapotranspiration k a été réalisé sur 100 simulations avec tirage aléatoire de tous les paramètres (k, paramètres de la couche de sol et teneur en eau initiale). Les critères de bilan (Cbilan) et de Nash (Cnash) ne semblent pas sensibles aux variations du coefficient k (Figure IV.86).

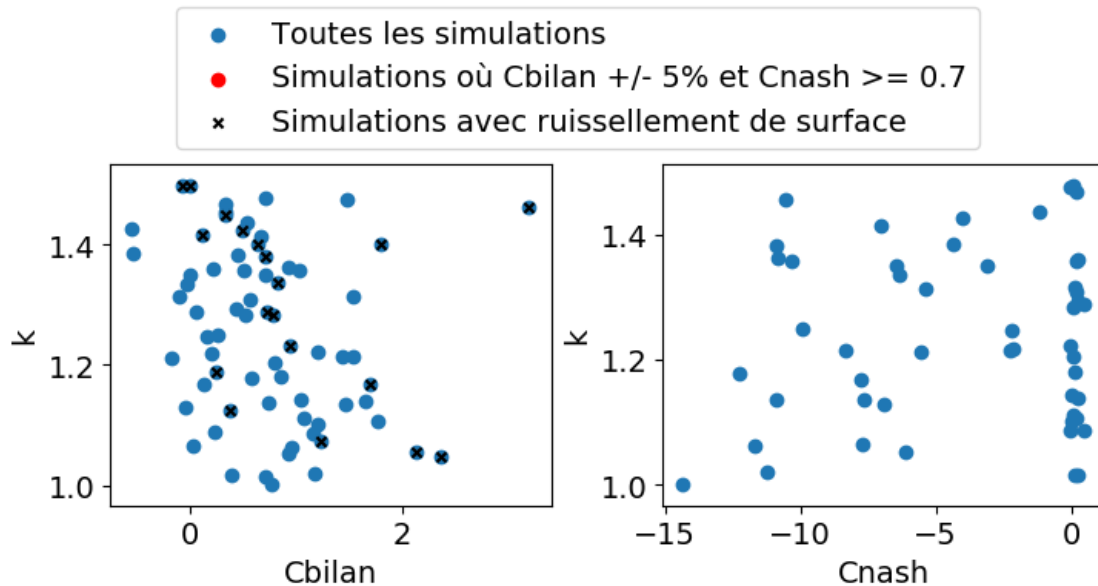


Figure IV.86 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction du coefficient modulateur de l'ETP, k. Les simulations engendrant du ruissellement de surface ont été écartés dans la figure pour les Cnash – ECOVEGETAL® Green

A partir de ces 100 simulations, le jeu de paramètres ayant donné le Cbilan le plus proche de 0 et sans production de ruissellement de surface, a été fixé pour tous les paramètres sauf k, pour s'affranchir de la sensibilité du modèle aux autres paramètres qui peuvent impacter les résultats sur les Cbilan et Cnash. 100 nouvelles simulations ont donc été réalisées en fixant les paramètres, sauf k, tels que :

- Porosité = 0,68 ;
- Fc = 0,63 ;
- pF = 0,03 ;
- Ks = 267,8 mm/h
- HCO = 7,9 ;
- Teneur en eau initiale = 13,3 %.

Les résultats sont présentés dans la Figure IV.87, où Cbilan augmente avec la diminution de k, et Cnash augmente avec l'augmentation de k. Parmi les 100 simulations, 32 présentent un Cbilan de $\pm 0,05$, qui sont obtenus avec des k compris entre 1,30 et 1,42.

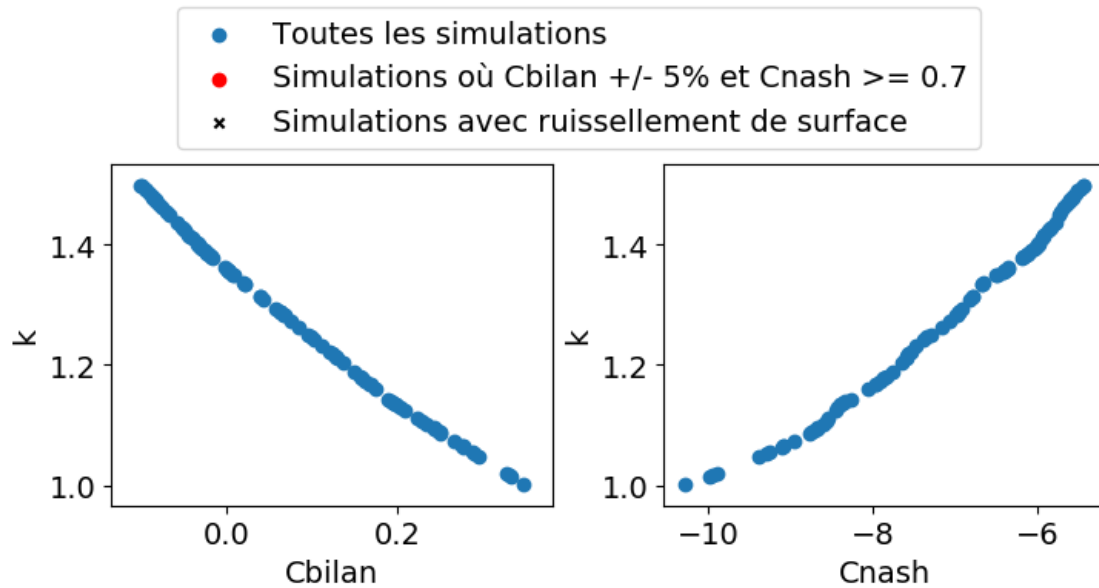


Figure IV.87 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction du coefficient modulateur de l'ETP, k. Tous les autres paramètres sont fixés (Porosité = 0,68 ; Fc = 0,63 ; pF = 0,03 ; Ks = 267,8 mm/h ; HCO = 7,9 ; Teneur en eau initiale = 13.3 %) – ECOVEGETAL® Green

Pour la suite et le calage des paramètres de la couche de sol et de la teneur en eau initiale, le coefficient k a été fixé à 1,35.

4.5.2.2. Calage et analyse de sensibilité des paramètres de la couche de sol et de la teneur en eau initiale

Le calage des paramètres de la couche de sol et de la teneur en eau initiale pour l'ECOVEGETAL® Green a permis d'obtenir des Cbilan compris entre -0,47 et 1,99. 9 simulations sur les 650 réalisées ont un Cbilan entre -0,05 et 0,05 et n'ont pas engendré de ruissellement de surface. Les Cnash sont compris entre -13,1 et 0,51. Aucune bonne simulation avec Cbilan \pm 0,05 et Cnash \geq 0,7 n'est observée.

La Figure IV.88 présente l'évolution de Cbilan et Cnash en fonction des valeurs de capacité au champ (Fc), du point de flétrissement (pF) et de Fc - pF. Les simulations ayant engendré du ruissellement de surface sont identifiées par une croix pour les Cbilan, et ont été écartées pour les Cnash.

Le Cbilan semble augmenter quand la capacité au champ diminue (Figure IV.88), alors que le point de flétrissement n'a pas d'influence. La capacité au champ et le point de flétrissement n'ont pas d'influence sur Cnash. La production de ruissellement de surface n'est pas sensible à la capacité au champ ni au point de flétrissement.

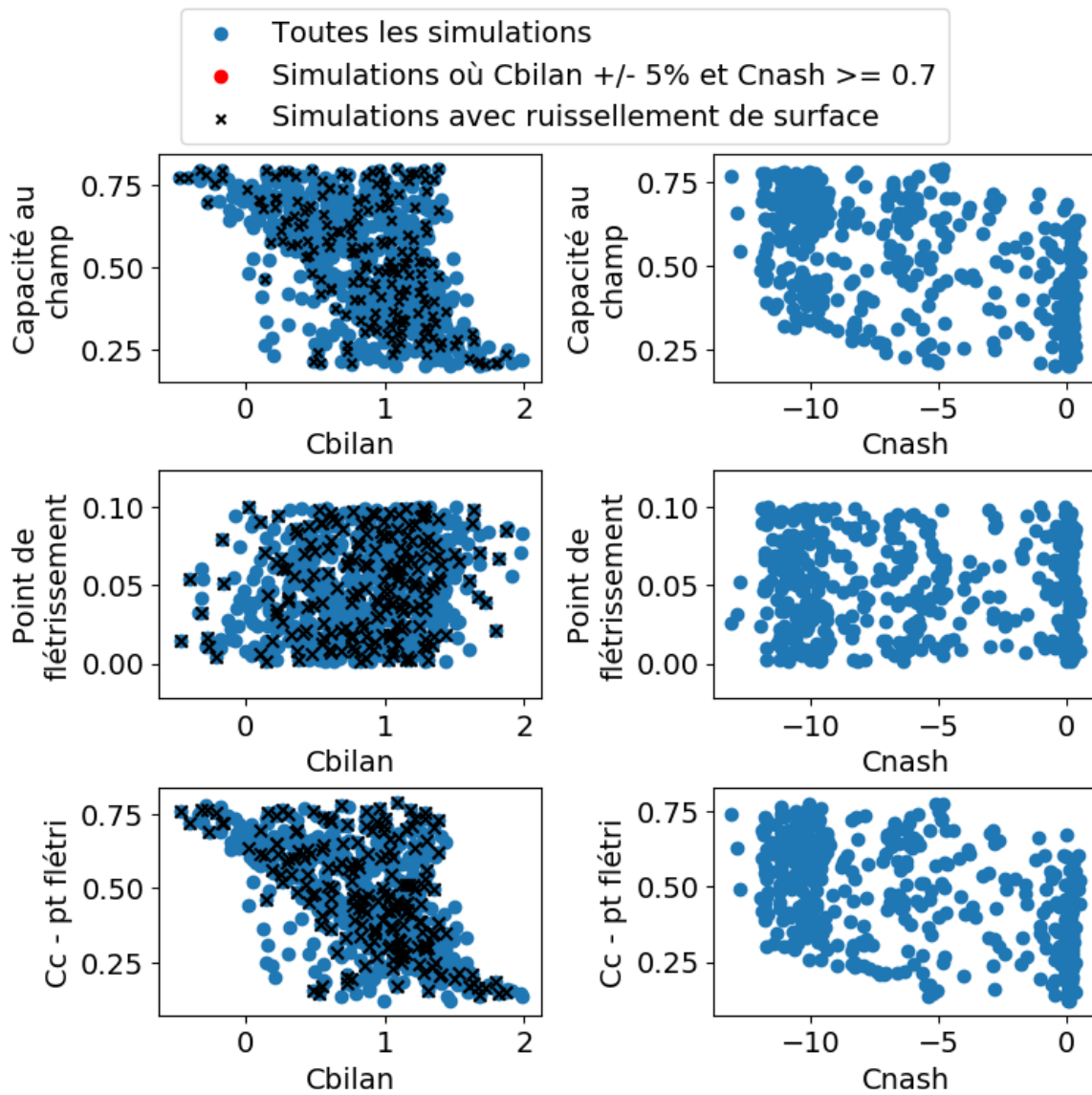


Figure IV.88 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction des valeurs de capacité au champ (Fc) et du point de flétrissement (pF) – ECOVEGETAL® Green

Cbilan est dépendant de la saturation initiale, les Cbilan les plus faibles étant obtenus pour des valeurs de saturation initiale inférieure à 20 % (Figure IV.89). La saturation initiale n'a pas d'influence sur Cnash.

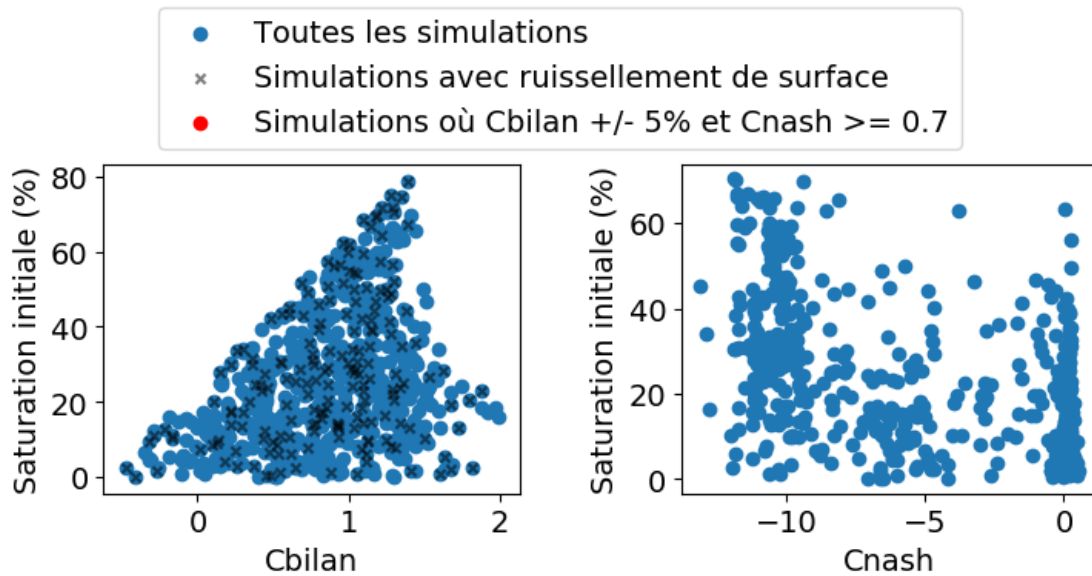


Figure IV.89 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction de la saturation initiale – ECOVEGETAL® Green

La Figure IV.90 présente l'évolution de Cbilan et Cnash en fonction des valeurs de la porosité, de la perméabilité (K_s) et de la constante de décroissance (HCO). Les simulations ayant engendré du ruissellement de surface sont identifiées par une croix pour les Cbilan, et ont été écartées pour les Cnash.

Cbilan est dépendant de la porosité et diminue quand la porosité augmente. La porosité n'a pas d'influence sur Cnash, et K_s et HCO n'ont pas d'influence sur Cbilan et Cnash (Figure IV.90). Les simulations avec du ruissellement de surface sont dépendantes de la perméabilité K_s . 49 % des simulations avec un K_s compris entre 100 et 200 mm/h ont engendré du ruissellement, alors que pour les simulations avec un K_s supérieur à 200 mm/h à peine 6 % d'entre elles ont engendré un ruissellement de surface.

Le manque de sensibilité de Cbilan et Cnash à K_s et HCO pourrait provenir de leur co-dépendance dans l'équation de percolation où ils sont utilisés (équation IV.16). Le calcul de la percolation dans la couche de sol en prenant la teneur en eau égale à la capacité au champ permet d'observer une influence de la percolation sur Cnash (Figure IV.91). Les Cnash les plus élevés sont obtenus pour des percolations inférieures à 0,15 mm/h. On peut remarquer que des valeurs de percolation très faibles (jusqu'à 10^{-13} mm/h) n'engendrent pas systématiquement du ruissellement de surface.

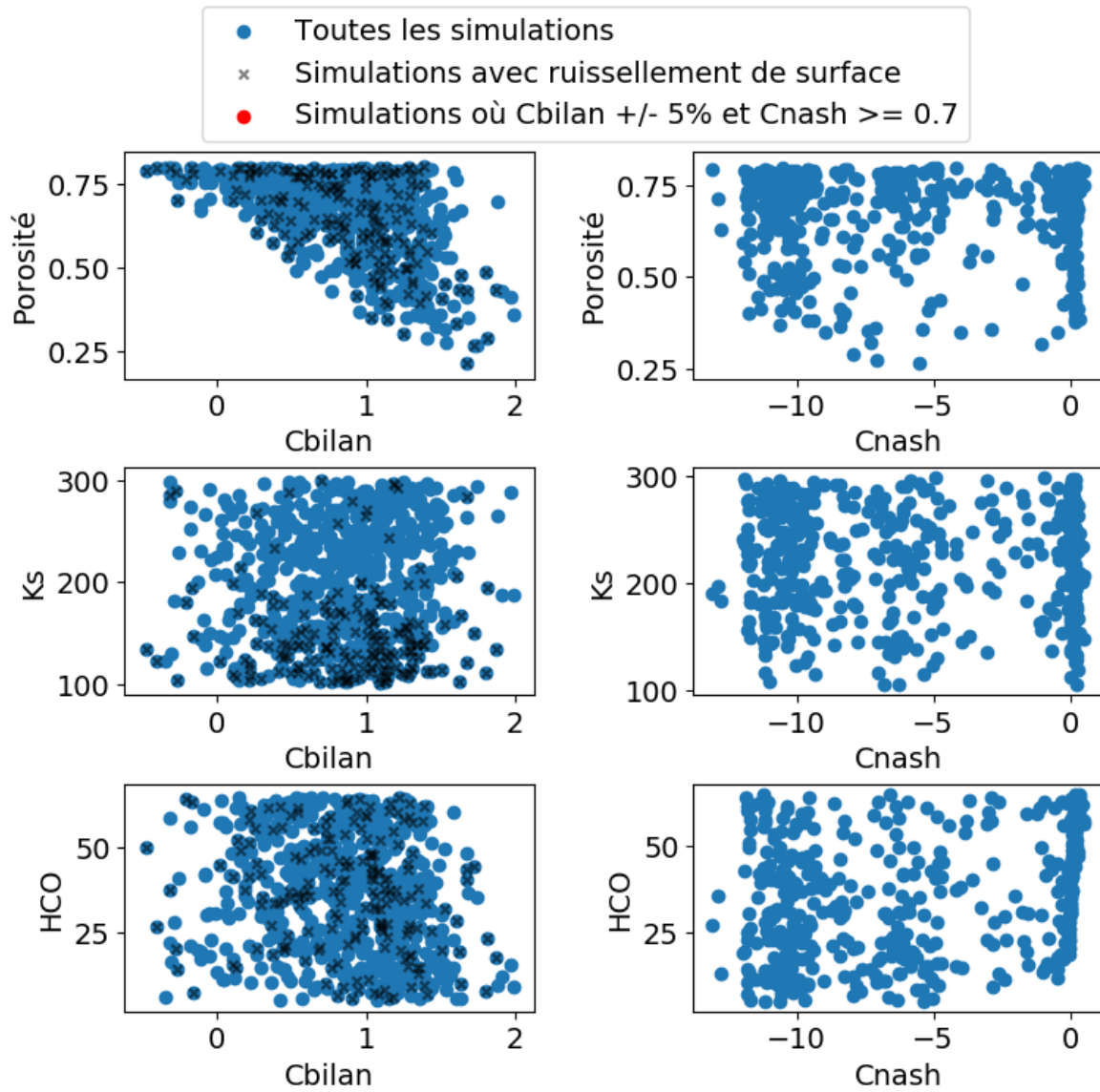


Figure IV.90 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction des valeurs de porosité, Ks et HCO – ECOVEGETAL® Green

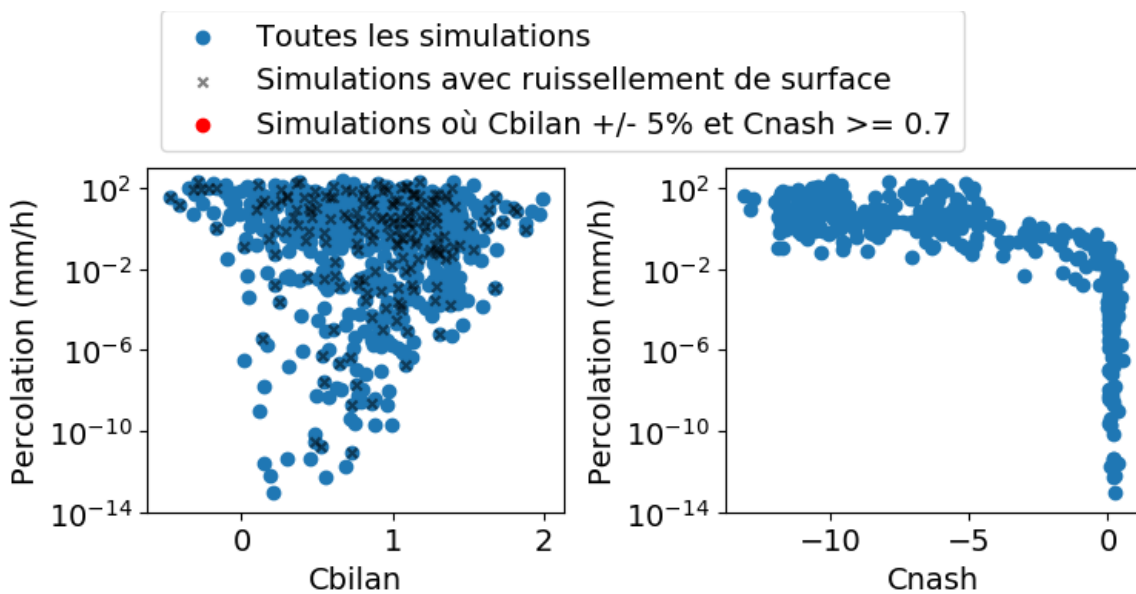


Figure IV.91 : Evolution des valeurs de Cbilan et Cnash en fonction de la percolation dans la couche de sol à capacité au champ – ECOVEGETAL® Green

L'observation de la percolation mise en regard de (porosité - θ_{Fc}) montre légèrement plus de simulations avec du ruissellement de surface dues à un écart (porosité - θ_{Fc}) faible. Quand (porosité - θ_{Fc}) est inférieur à 0,30, 30 % des simulations ont engendré du ruissellement de surface, tandis que quand (porosité - θ_{Fc}) est supérieur à 0,30, 16 % des simulations ont engendré du ruissellement de surface.

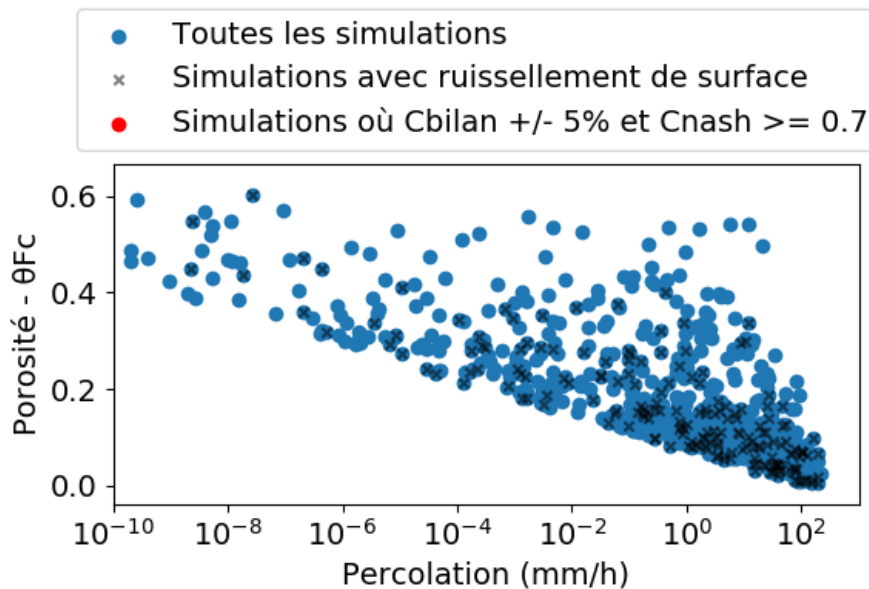


Figure IV.92 : Percolation à capacité au champ en fonction des écarts entre porosité et teneur en eau à capacité au champ – EVOVEGETAL® Green

Dans la Figure IV.93, les débits simulés de la meilleure simulation (Cbilan = 0,02 ; Cnash sans décalage = 0,51 ; Saturation initiale = 1,79 % ; porosité = 0,79 ; capacité au champ = 0,48 ; point de flétrissement = 0,04 ; conductivité hydraulique = 147,7 mm/h ; constante de décroissance = 57,5) sont comparés aux débits observés, au pas de temps 10 min. Deux tendances se dégagent, la première montre une bonne représentation des débits par SWMM qui sont similaires à ceux observés. La deuxième tendance montre des débits simulés nuls pour des débits observés non nuls. Ces deux tendances s'expliquent par l'observation de l'hydrogramme des deux séries de données dans la Figure IV.94, où on peut voir que SWMM ne produit de l'écoulement en sortie de drain que pour une période de temps limitée, entre mi-Janvier 2018 et mi-Avril 2018, alors que les données observées montrent bien des écoulements tout au long de la période. Le Cbilan de 0,02 (avec une hauteur d'eau écoulée SWMM = 94,3 mm et une hauteur d'eau écoulée observée = 91,2 mm) pour cette simulation n'est donc pas dû à un écoulement d'eau bien reproduit par le modèle, mais à une période spécifique où des écoulements sont produits par SWMM alors qu'il n'y a pas ou plus d'écoulements en conditions réelles (Figure IV.95). Sur cette période, la dynamique des débits simulés est différente de celle observée pour laquelle les écoulements s'arrêtent bien plus rapidement qu'avec SWMM (Figure IV.95).

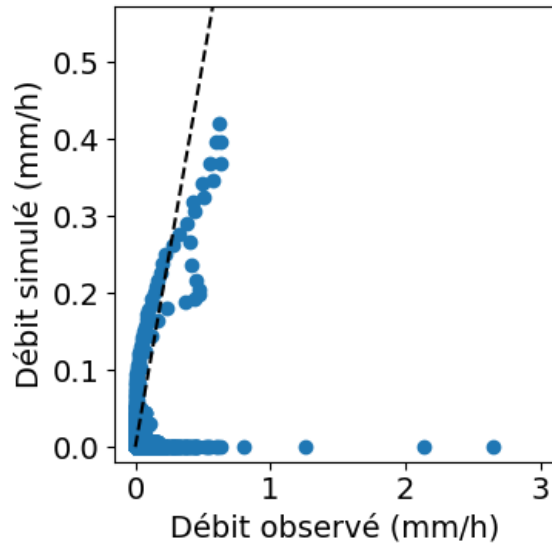


Figure IV.93 : Comparaison des débits simulés et observés au pas de temps 10 min pour la simulation donnant les meilleurs Cbilan et Cnash (Cbilan = 0,02 ; Cnash sans décalage = 0,51 ; Saturation initiale = 1,79 % ; porosité = 0,79 ; capacité au champ = 0,48 ; point de flétrissement = 0,04 ; conductivité hydraulique = 147,7 mm/h ; constante de décroissance = 57,5). La ligne pointillée représente la bissectrice. – ECOVEGETAL® Green

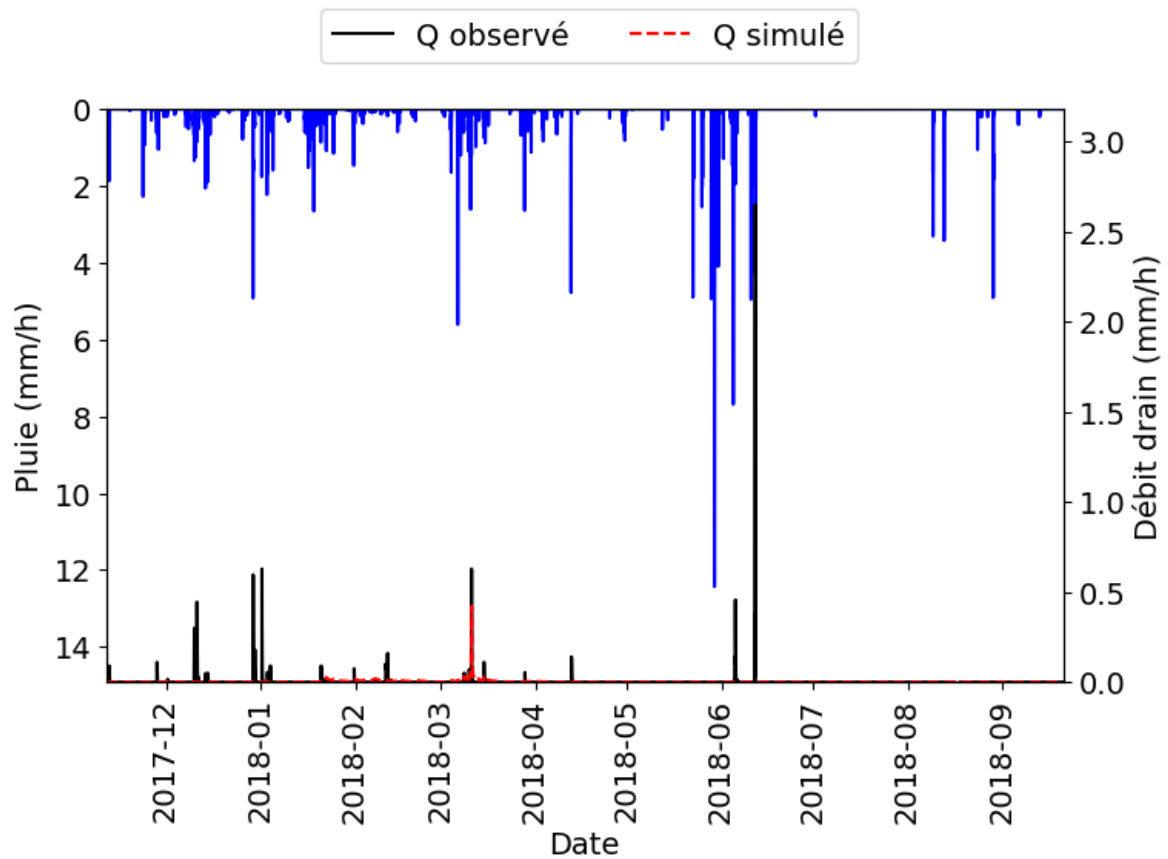


Figure IV.94 : Hydrogramme des données simulées et observées pour la simulation donnant les meilleurs Cbilan et Cnash – ECOVEGETAL® Green

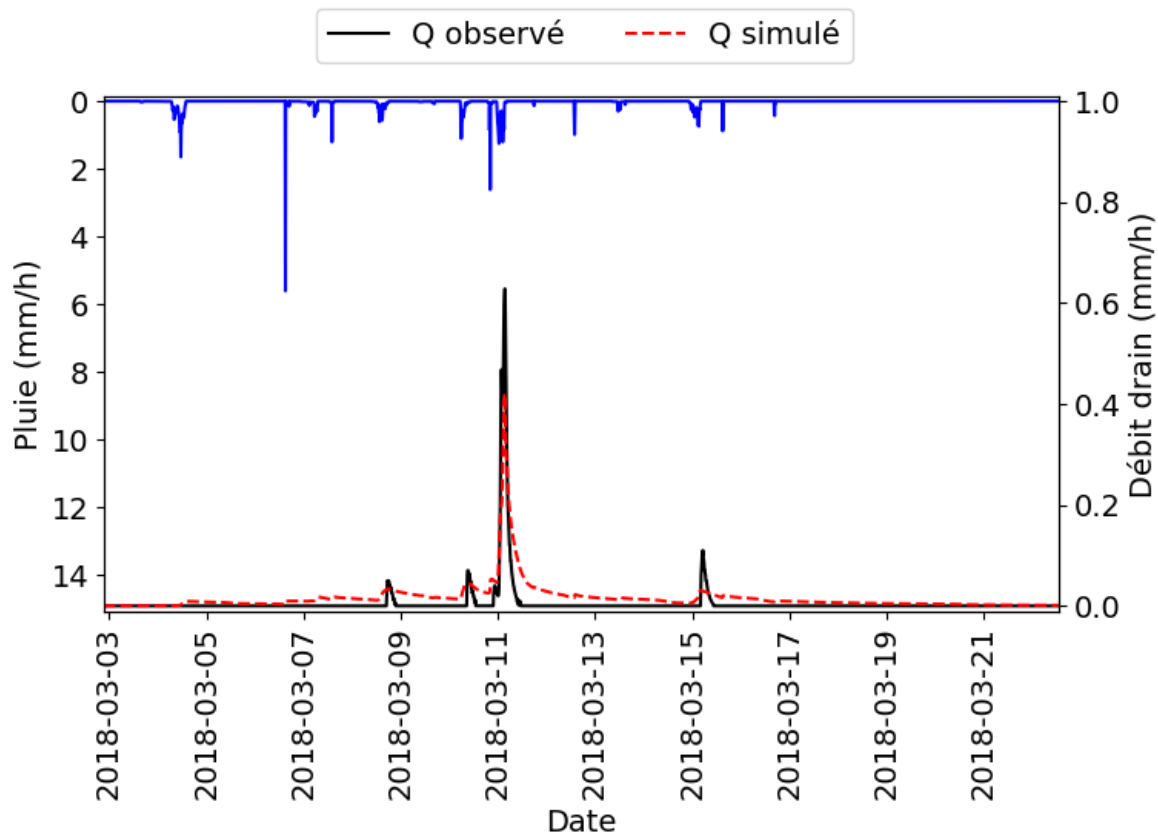


Figure IV.95 : Zoom sur l'hydrogramme des données simulées et observées – ECOVEGETAL® Green

Ainsi, malgré un bon Cbilan (0,02) et un Cnash moyen (0,51) pour la meilleure des simulations réalisées sur l'ECOVEGETAL® Green, SWMM ne semble pas être capable de reproduire le comportement hydrologique de ce parking perméable végétalisé en l'état actuel.

Au regard de la mauvaise qualité des simulations, les indicateurs de performances hydrologiques ne sont pas calculés pour la « meilleure » simulation de l'ECOVEGETAL® Green.

4.5.3. ECOMINERAL®

4.5.3.1. Calage du coefficient modulateur de l'ETP (k)

Comme pour l'ECOVEGETAL® Green, le calage de k pour l'ECOMINERAL® a été réalisé en faisant un tirage aléatoire des paramètres de la couche de sol et de la teneur en eau initiale sur 100 simulations. Cbilan et Cnash ne semblant pas sensible au coefficient k (Figure IV.96) puisque de bons Cbilan (± 0.05) couvrent toutes la gamme de valeurs de k, le jeu de paramètre ayant donné le meilleur Cbilan a été fixé pour s'affranchir de l'effet de la variation des autres paramètres à caler, et seul k a fait l'objet d'un tirage aléatoire pour 100 nouvelles simulations (Figure IV.97). Les paramètres fixés sont :

- Porosité = 0,37 ;
- Fc = 0,08 ;
- pF = 0,001 ;
- Ks = 200,3 mm/h ;
- HCO = 30,4 ;

- Teneur en eau initiale = 5,1 %.

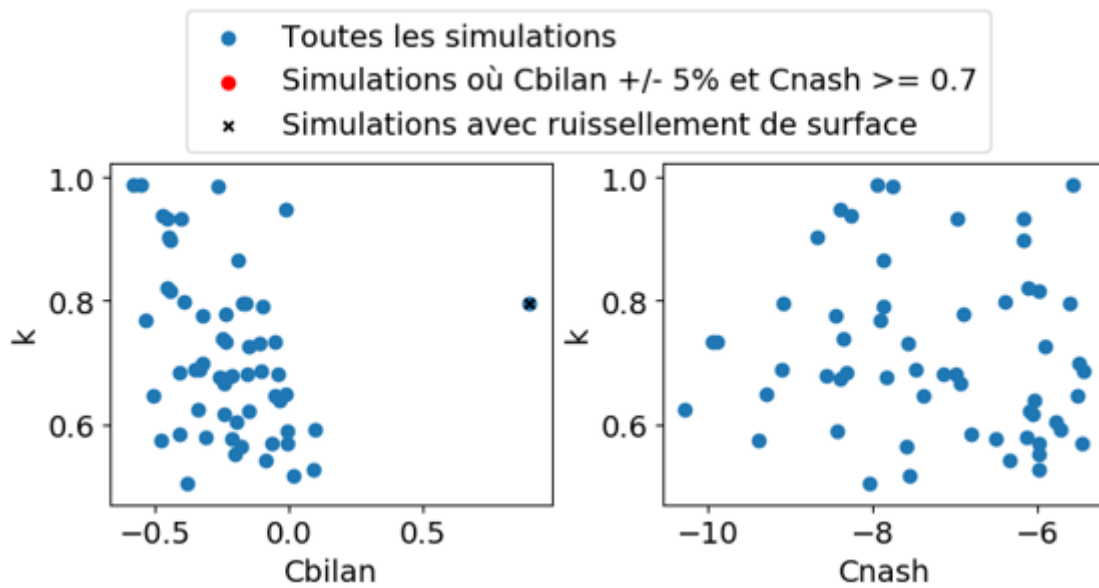


Figure IV.96 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction du coefficient modulateur de l'ETP, k. Les simulations engendrant du ruissellement de surface ont été écartés dans la figure pour les Cnash – ECOMINERAL®

D'après la Figure IV.97, Cbilan et Cnash sont sensibles à la variation du coefficient k lorsque les autres paramètres sont fixés, avec Cbilan qui augmente quand k diminue, et Cnash qui augmente quand k augmente. 57 simulations sur les 100 ont un Cbilan de $\pm 0,05$, obtenus pour des k compris entre 0,51 et 0,76.

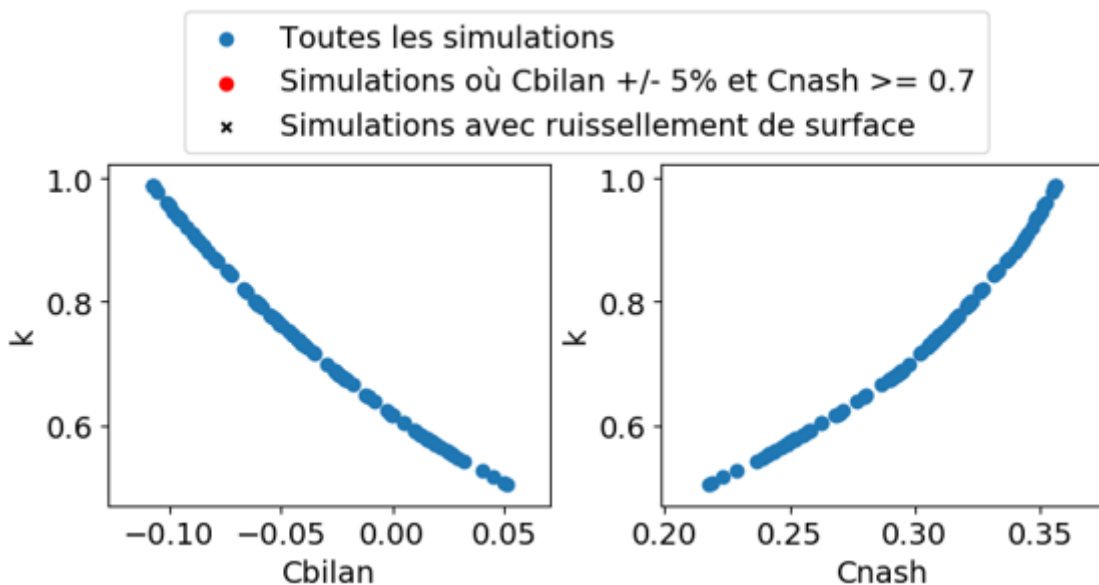


Figure IV.97 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction du coefficient modulateur de l'ETP, k. Tous les autres paramètres sont fixés (porosité = 0,37 ; $F_c = 0,08$; $pF = 0,001$; $K_s = 200,3$ mm/h ; $HCO = 30,4$; Teneur en eau initiale = 5,1 %) – ECOMINERAL®

Pour le calage des paramètres de la couche de sol et de la teneur en eau initiale, k a été fixé à 0,65 qui dans la Figure IV.97 correspond à un Cbilan de -0,011.

4.5.3.2. Calage et analyse de sensibilité des paramètres de la couche de sol et de la teneur en eau initiale

Pour rappel, la modélisation de l'ECOMINERAL[®] est réalisée avec le module parking perméable de SWMM et le point de flétrissement est fixé à 0,001. Le calage des paramètres a permis d'obtenir des Cbilan entre -0,54 et 0,17. Parmi les 650 simulations, 48 ont donné un Cbilan compris entre -0,05 et 0,05. Les Cnash obtenus sont compris entre -10,9 et 0,90. 78 simulations sur les 650 ont donné un Cnash $\geq 0,7$. 1 seule simulation a permis d'obtenir un Cbilan à $\pm 0,05$ et un Cnash $\geq 0,7$. Aucun ruissellement de surface n'a été observé pour toutes les simulations.

Les valeurs de Cbilan et Cnash en fonction de la capacité au champ sont présentées dans la Figure IV.98. La diminution de la capacité au champ entraîne une augmentation du Cbilan pour lequel les meilleures valeurs ($\pm 0,05$) sont obtenues pour des capacités au champ entre 0,07 et 0,11. Ces valeurs sont plus faibles que la valeur de CME mesurée de l'ECOMINERAL[®] (16 % pour la dalle et le lit de pose cumulé). Les meilleurs Cnash couvrent toute la gamme de valeur de capacité au champ testée. Pour la simulation ayant donnée un Cbilan à $\pm 0,05$ et un Cnash $\geq 0,7$, la valeur de la capacité au champ est de 0,08.

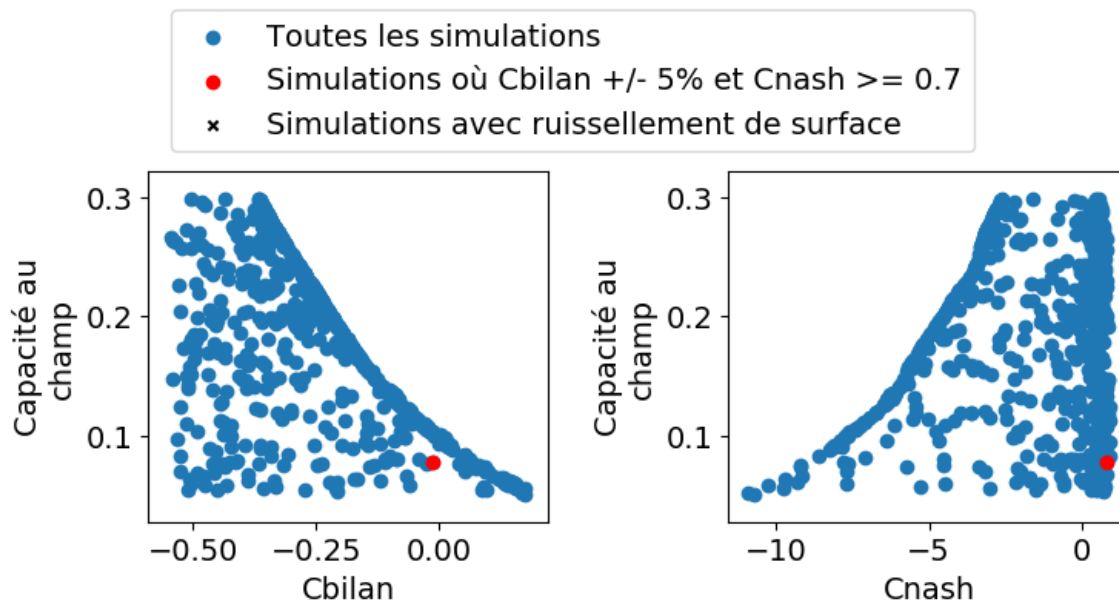


Figure IV.98 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction de la capacité au champ – ECOMINERAL[®]

Le calage de la saturation initiale étant limité par la capacité au champ, la sensibilité de Cbilan et Cnash à ce paramètre suit la même tendance que pour la capacité au champ (Figure IV.99). Les valeurs de Cbilan les plus élevées sont donc obtenues pour des saturations initiales faibles. Toute la gamme de valeurs de la saturation initiale est capable de donner des Cnash élevés, ce qui semble indiquer que la dynamique n'est pas sensible à ce paramètre. La saturation initiale de la meilleure simulation est très faible : 0,61 %.

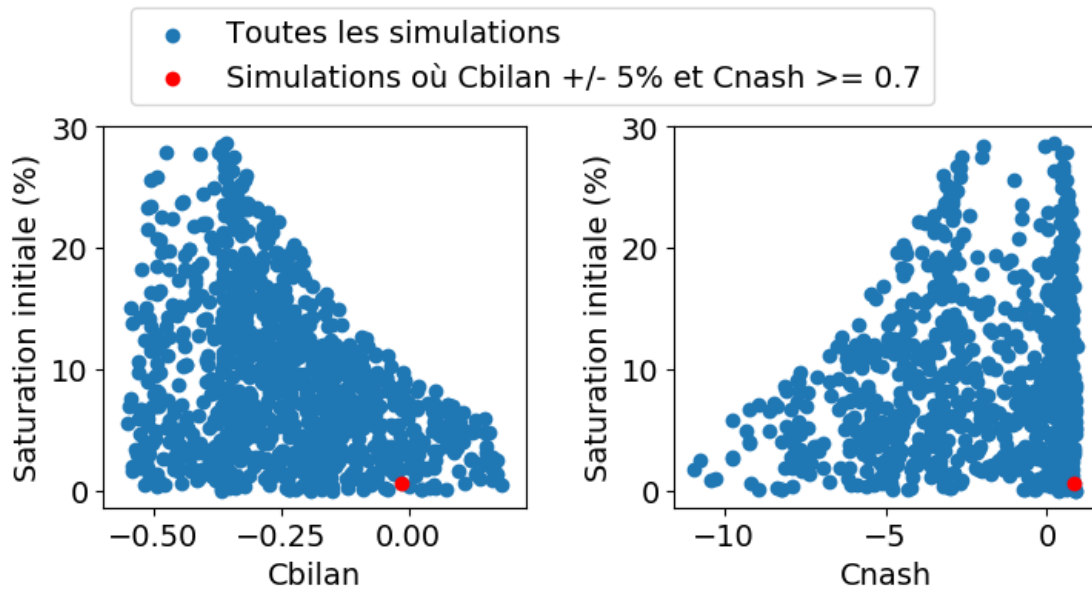


Figure IV.99 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction de la saturation initiale - ECOMINERAL®

La Figure IV.100 présente l'évolution de Cbilan et Cnash en fonction des valeurs de la porosité, de la perméabilité (K_s) et de la constante de décroissance (HCO). La porosité semble avoir une influence sur les deux critères. Les meilleurs Cbilan ($\pm 0,05$) sont donnés pour toute la gamme de porosité testée. La meilleure simulation possédant un Cbilan de -0,01 et un Cnash de 0,81 a une porosité de 0,62. Quant à Cnash, les valeurs augmentent avec l'augmentation de la porosité.

Cbilan et Cnash ne sont pas sensibles à la perméabilité et à la constante de décroissance (Figure IV.100).

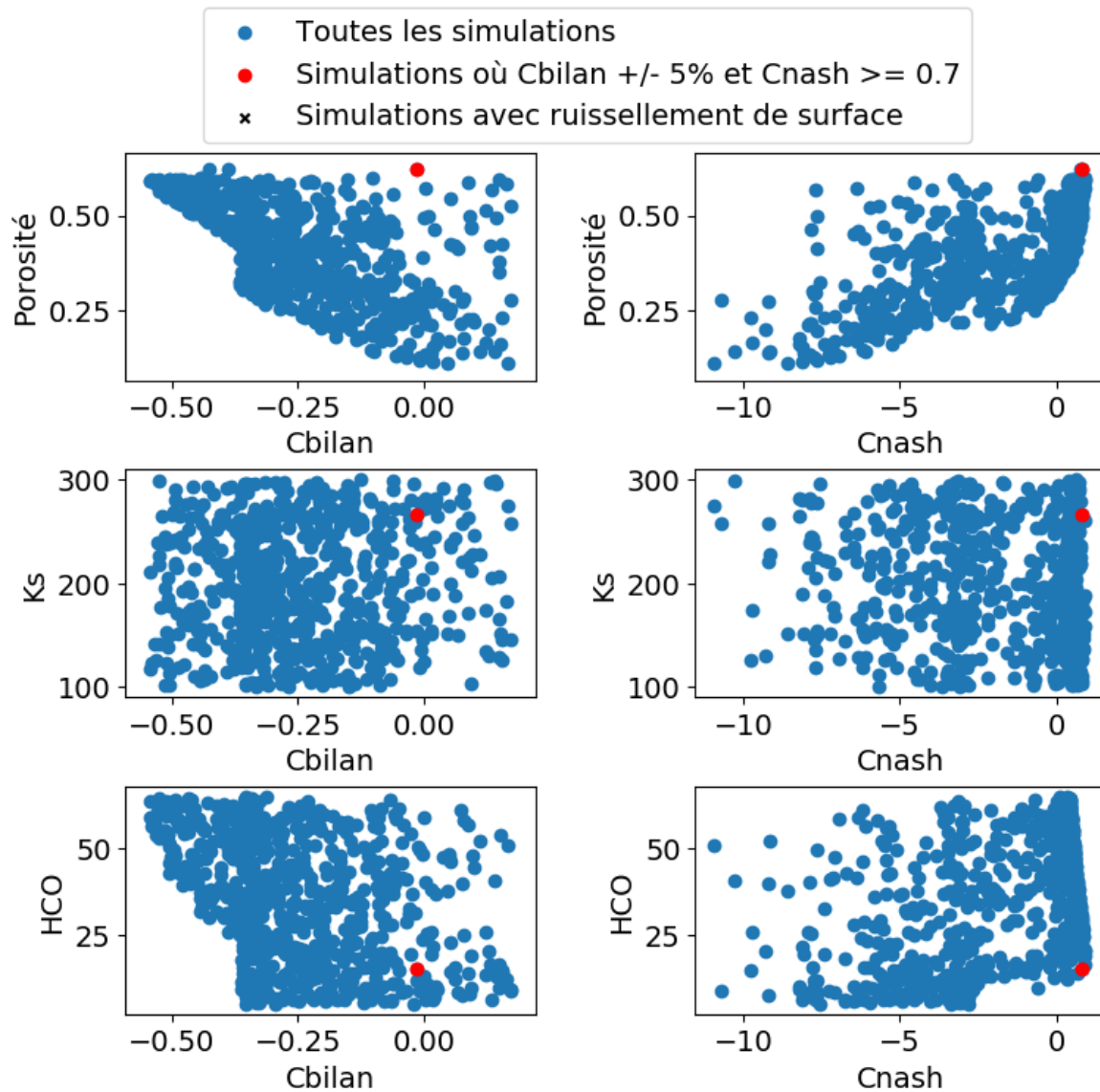


Figure IV.100 : Variations de Cbilan et Cnash en fonction des valeurs de porosité, Ks et HCO - ECOMINERAL®

L'évaluation de l'évolution de Cbilan et Cnash en fonction de la percolation dans la couche de sol quand la teneur en eau est égale à la capacité au champ est présentée dans la Figure IV.101. Cbilan augmente avec l'augmentation de la percolation, tandis que pour Cnash, les meilleures valeurs ($\geq 0,07$) sont obtenues pour des percolations comprises entre $1,9 \cdot 10^{-6}$ et $0,15$ mm/h. Au-delà de $0,15$ mm/h, les valeurs de Cnash se dégradent rapidement. La valeur de la percolation pour la meilleure simulation est de $0,06$ mm/h.

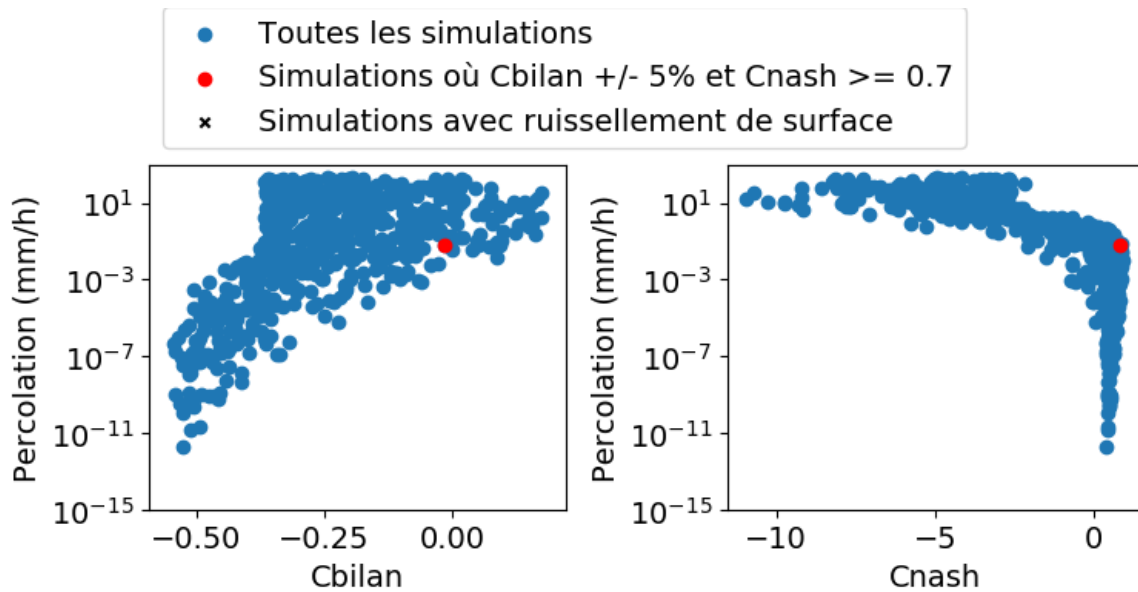


Figure IV.101 : Evolution des valeurs de Cbilan et Cnash en fonction de la percolation dans la couche de sol à capacité au champ – ECOMINERAL®

Les débits simulés et observés de la meilleure simulation (Cbilan = -0,01 ; Cnash décalé de 40 min = 0,81 ; Saturation initiale = 0,61 % ; porosité = 0,62 ; capacité au champ = 0,08 ; conductivité hydraulique = 266,6 mm/h ; constante de décroissance = 15) sont comparés dans la Figure IV.102, au pas de temps 10 min, après avoir décalé les débits simulés de 40 min puisque le modèle répond trop vite par rapport à ce qui est observé. Une partie des débits simulés est similaire aux débits observés, mais on remarque que les débits simulés sont souvent plus élevés que les débits observés, notamment pour les faibles débits.

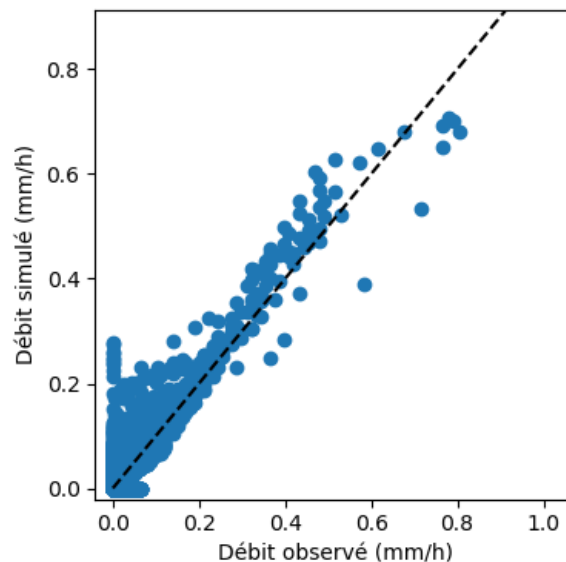


Figure IV.102 : Comparaison des débits simulés et observés au pas de temps 10 min pour la meilleure simulation, en décalant les débits simulés de 40 min (Cbilan = -0,01; Cnash décalé de 40 min = 0,81 ; Saturation initiale = 0,61 % ; porosité = 0,62 ; capacité au champ = 0,08 ; conductivité hydraulique = 266,6 mm/h ; constante de décroissance = 15). La ligne pointillée représente la bissectrice. – ECOMINERAL®

Ce phénomène est observable dans la Figure IV.103, qui est un zoom sur les hydrogrammes des deux séries de données. L'écoulement de l'eau en sortie de drain avec SWMM peut être

plus intense (fin Février 2017) ou commencer plus tôt que les débits observés (23 Mars 2017), ce qui peut entraîner un volume d'eau événementiel plus élevé avec SWMM, même si cela n'est pas observable à l'échelle de l'ensemble de la période simulée, puisque Cbilan pour cette simulation est de -0,01. Les débits simulés sur le reste de la période (Figure IV.103) correspondent bien aux débits observés, reflétant la bonne valeur de Cnash pour cette simulation qui est de 0,81.

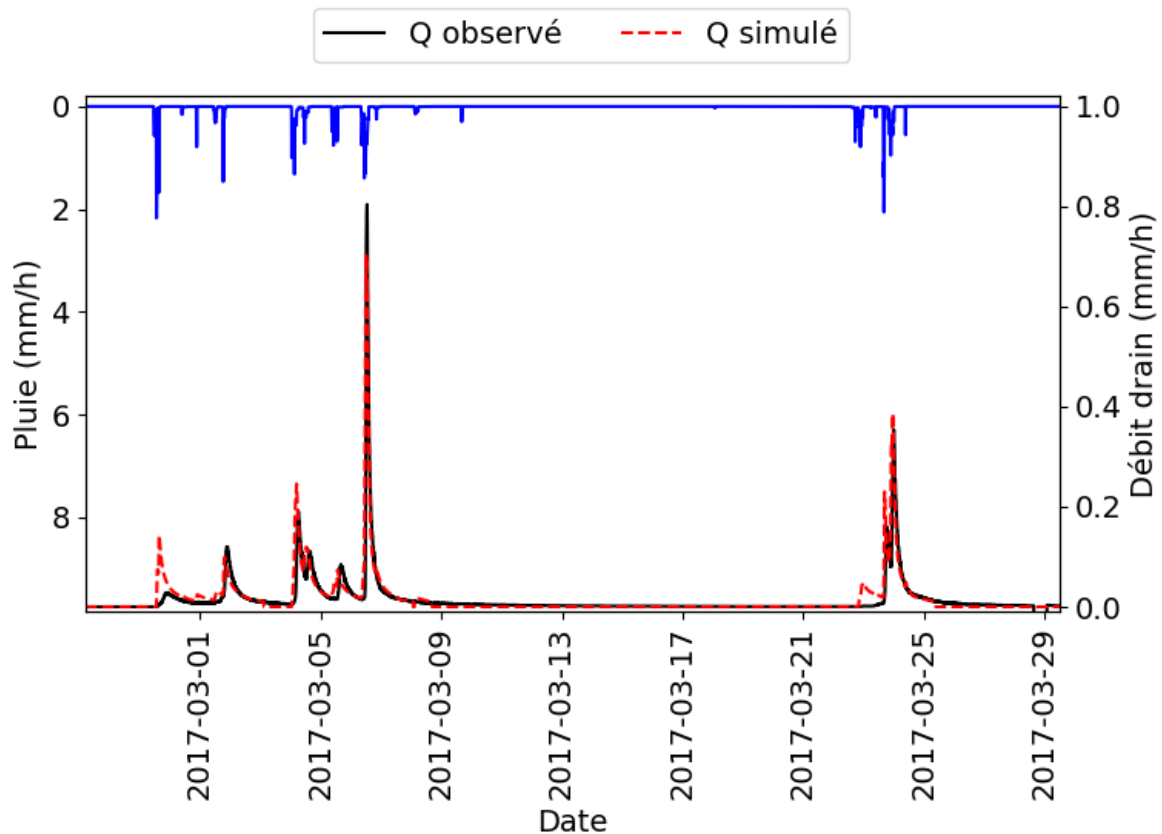


Figure IV.103 : Zoom sur les hydrogrammes des débits simulés et observés – ECOMINERAL®

4.5.3.3. Comparaison des indicateurs de performances hydrologiques

L'analyse des coefficients d'écoulement et des abattements des hauteurs d'eau sur la période totale évaluée montre des valeurs proches, même si le CE des données simulées est légèrement plus élevé (0,53) que pour les données observées (0,49), et que l'abattement des données simulées est plus faible (307,4 mm) que pour les données observées (331,7 mm).

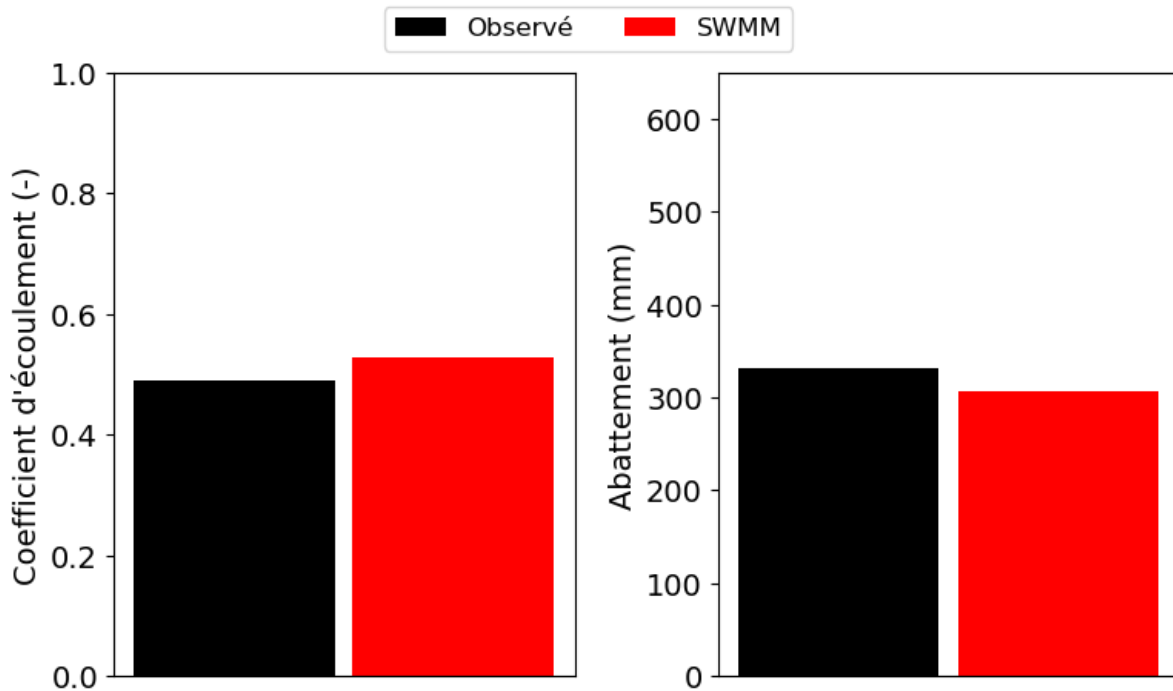


Figure IV.104 : Coefficients d'écoulement (CE) totaux et abattements des hauteurs d'eau normalisés en mm/an et sur 650 mm de pluie - ECOMINERAL®

Même si à l'échelle de la période totale les CE et les abattements des hauteurs d'eau sont similaires, à l'échelle événementielle des différences notables sont observées dans la Figure IV.105 en ce qui concerne les CE. La médiane des CE simulés est nettement supérieure (0,23) à celle des CE observés (0,007). Cette différence s'explique par la présence d'écoulement avec SWMM lors d'événements hydrologiques avec des pluies faibles où il n'y a pas d'écoulement avec les données observées (Figure IV.106). Hormis les médianes, les Q25 et Q75, les Q90 et les valeurs extrêmes sont similaires pour les CE événementiels entre les données simulées et observées (Figure IV.105). En ce qui concerne les abattements des hauteurs d'eau événementielles, les données simulées sont similaires aux données observées avec notamment des médianes équivalentes (3,4 mm pour SWMM et 3,9 mm pour les données observées), ainsi que les Q10 et les valeurs extrêmes. La seule différence vient des Q90, plus faible pour les données simulées (7,5 mm) que pour les données observées (11,7 mm). Cette différence peut être causée par des débits simulés plus forts et commençant plus tôt que les débits observés comme vu dans la Figure IV.103.

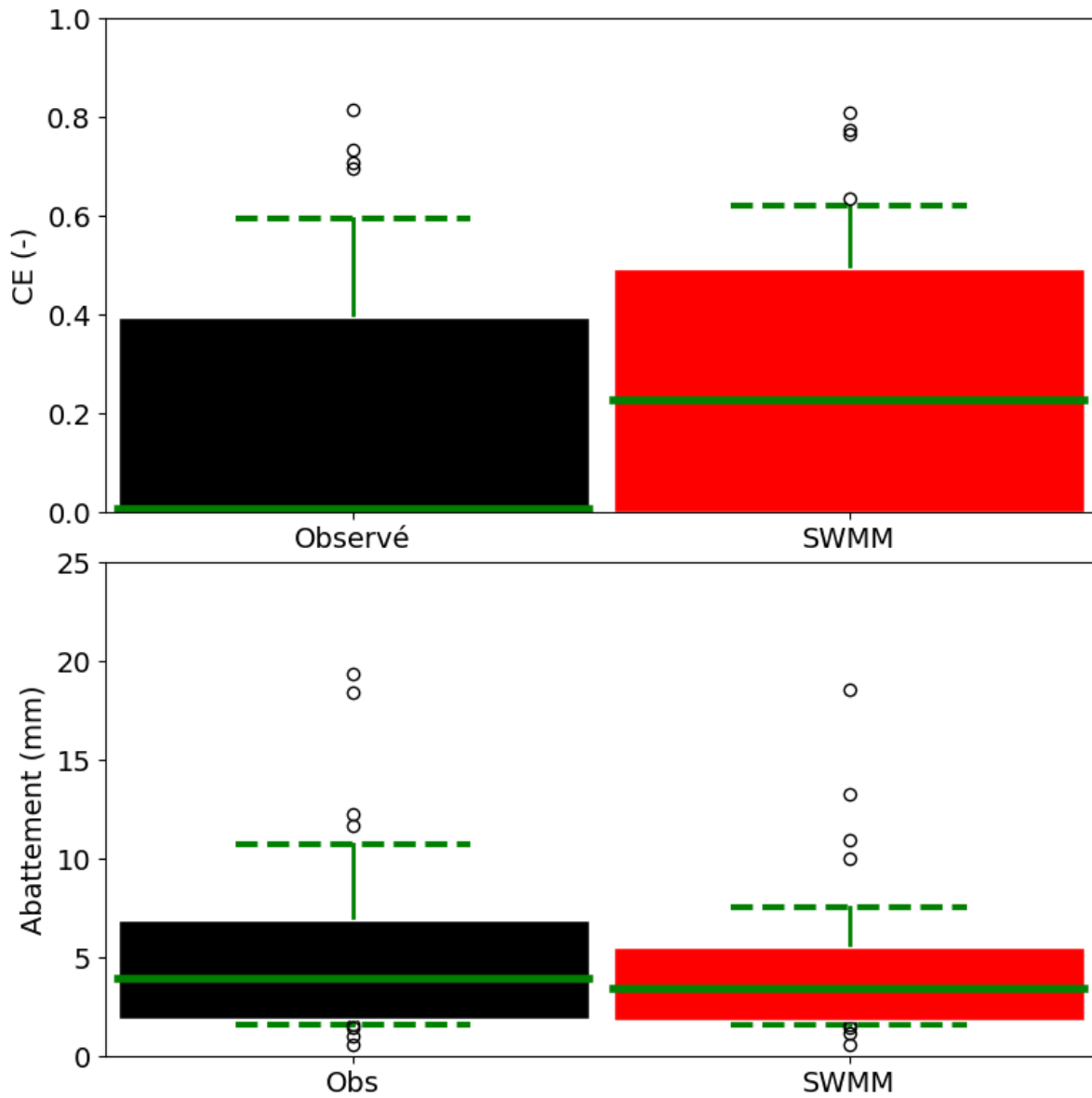


Figure IV.105: Boxplot des coefficients d'écoulement et des abatements de hauteur d'eau événementiels (boîte = 50 % des données entre les quantiles 25 et 75; ligne verte = médiane; lignes vertes pointillées horizontales = quantiles 10 et 90; rond = valeurs au-delà des quantiles 10 et 90) – ECOMINERAL®

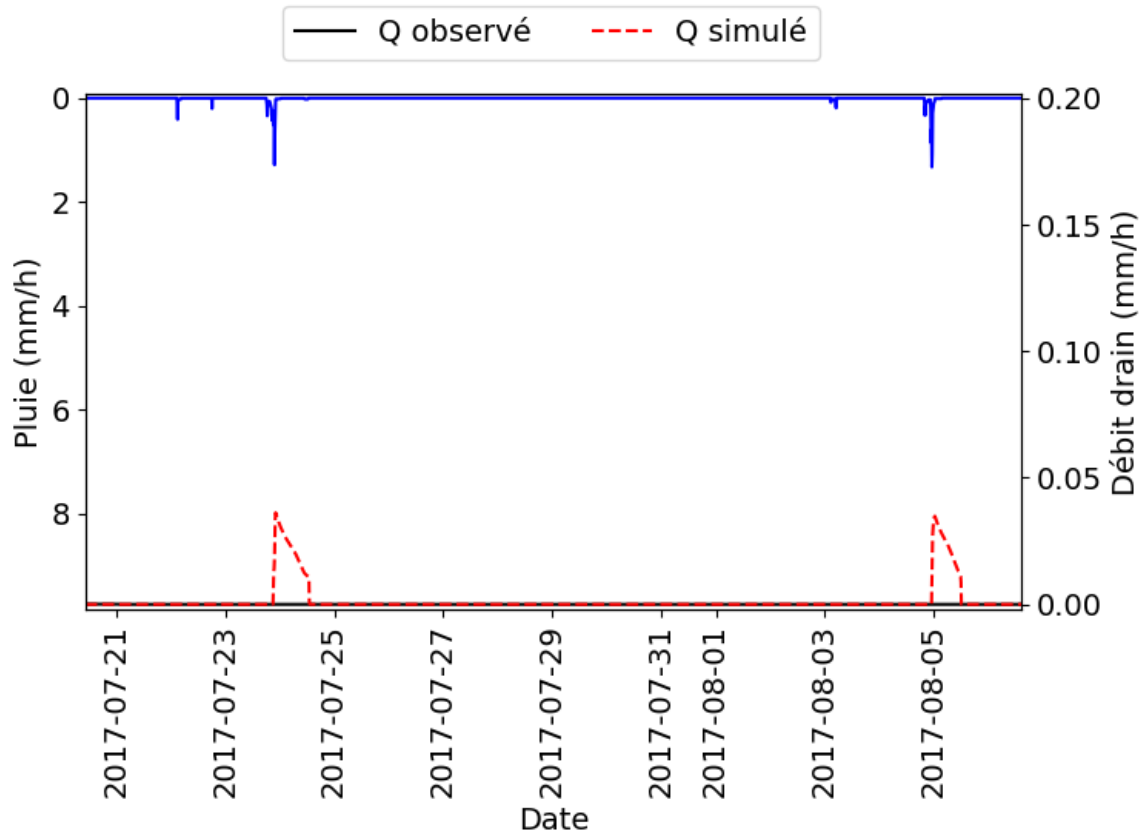


Figure IV.106 : Zoom sur les hydrogrammes des données simulées et observées – ECOMINERAL®

L'évaluation des résidus entre les hauteurs d'eau événementielles simulées et observées montre que selon les événements, les hauteurs d'eau des données simulées sont souvent plus importantes que les hauteurs d'eau observées, et parfois plus faibles (Figure IV.107).

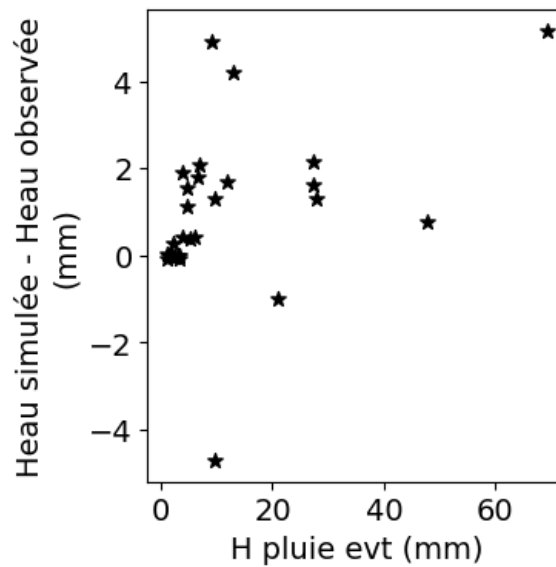


Figure IV.107 : Evolution des écarts entre hauteurs d'eau événementielle simulées et observées en fonction de la hauteur de pluie événementielle – ECOMINERAL®

Les valeurs des résidus positives sont dues à ce qui a été expliqué précédemment (écoulement de SWMM quand pas d'écoulement observé pour certains événements, pics de débits simulés parfois plus élevés que les pics de débits observés et début des écoulements simulés plus rapide que les écoulements observés). Les résidus négatifs sont dus à une différence de dynamique entre les débits simulés et observés. Comme on peut le voir sur la Figure IV.108, les débits simulés s'arrêtent de manière nette, alors que les débits observés s'arrêtent plus progressivement, ce qui entraîne sur la fin de l'événement des débits observés plus élevés que les débits simulés, et donc une hauteur d'eau cumulée légèrement plus élevée.

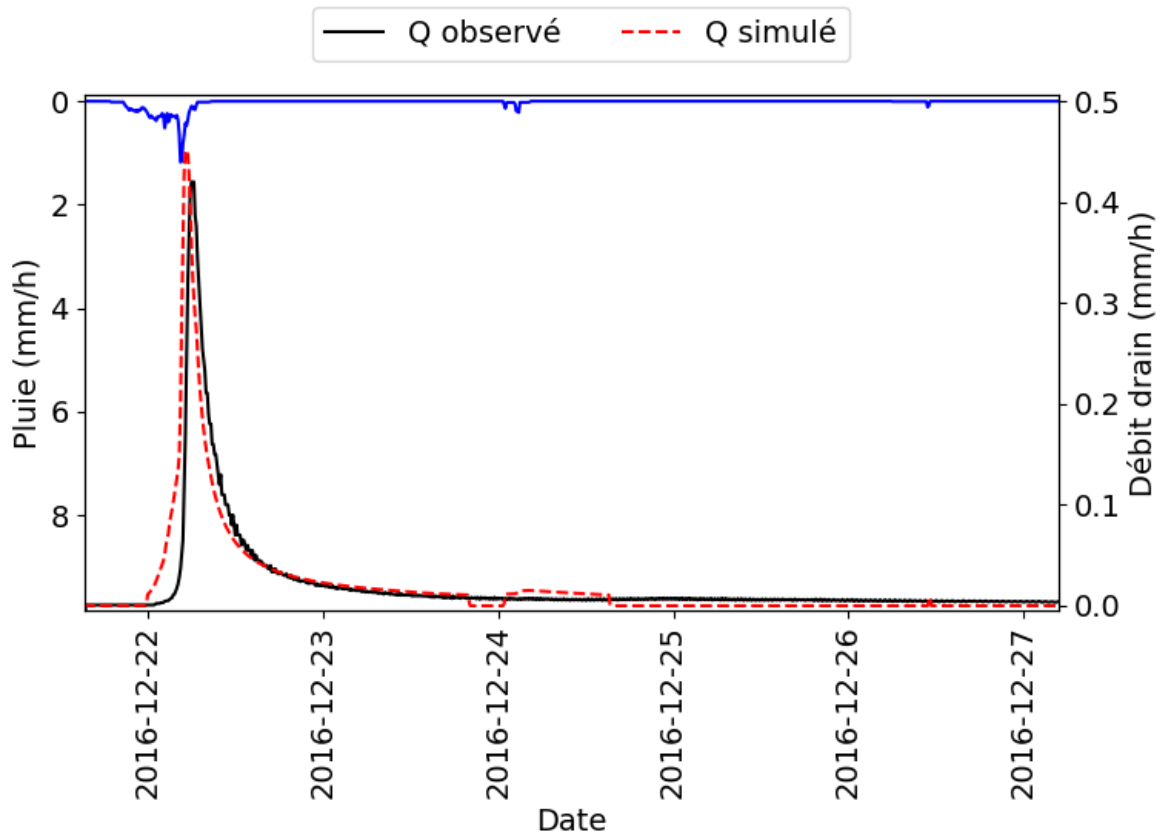


Figure IV.108 : Zoom sur un événement hydrologique observé sur l'ECOMINERAL® où la hauteur d'eau simulée (16 mm) est plus faible que la hauteur d'eau observée (17 mm)

Malgré des différences entre les hauteurs d'eau événementielles simulées et observées, les résidus sont peu élevés, ne dépassant pas 5 mm, et représentent souvent moins de 10 % de la hauteur de pluie événementielle (Figure IV.107).

Les écarts entre les pics de débits simulés et observés impactent aussi légèrement les ratios entre les débits de pointe événementielle entre la pluie et les débits en sortie de drain des deux séries de données (Figure IV.109). Les médianes des ratios, les Q10, Q75, Q90 et les valeurs extrêmes sont similaires entre les deux séries de données pour chaque pas de temps. La seule différence vient des Q25 (limite inférieure des boîtes dans la Figure IV.109) :

- Au pas de temps 10 min : Q25 observé = 0,05 ; Q25 simulé = 0,08 ;
- Au pas de temps 30 min : Q25 observé = 0,06 ; Q25 simulé = 0,13 ;

- Au pas de temps 60 min : Q25 observé = 0,07 ; Q25 simulé = 0,19.

Les Q25 sont plus élevés pour les données simulées qu’observées, à cause de quelques événements où il y a uniquement un écoulement avec SWMM et pas avec les données observées (Figure IV.106).

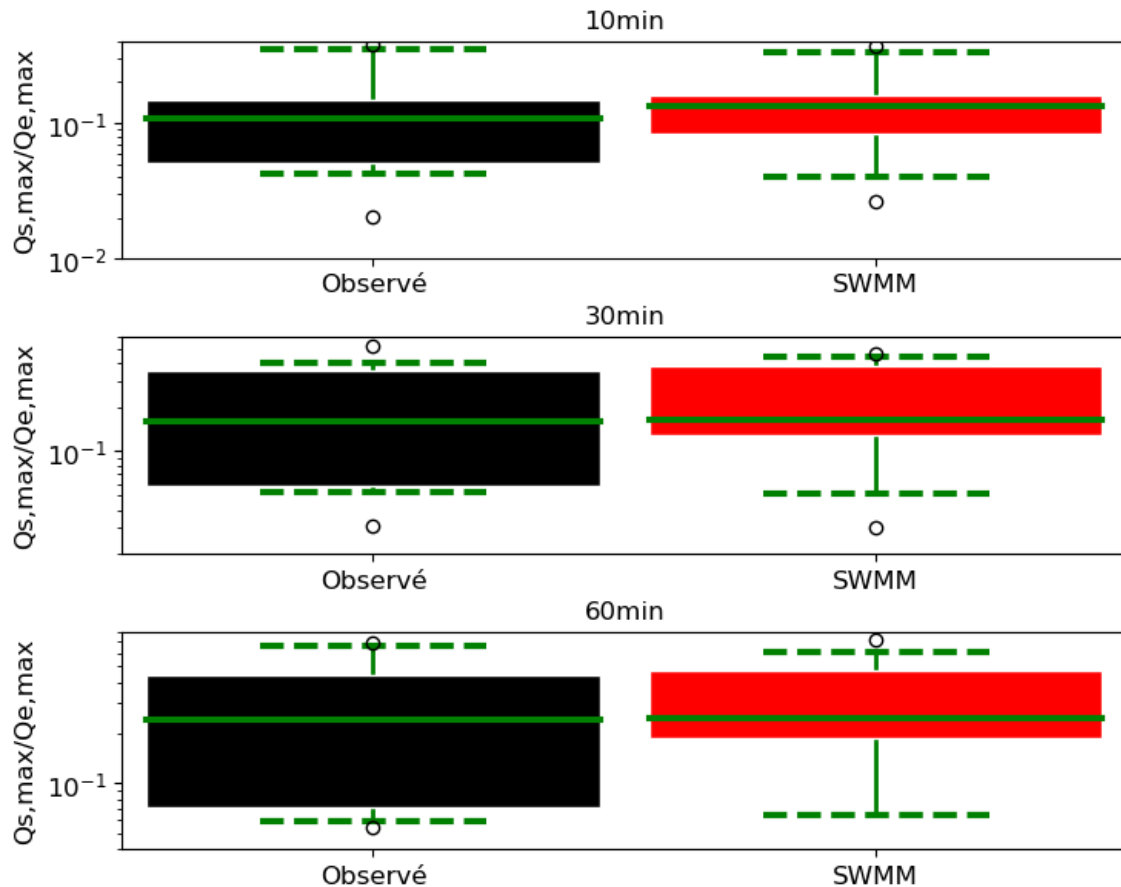


Figure IV.109 : Ratios événementiels entre débits max en sortie de drain et intensité max de la pluie ($Q_{s,max}/Q_{e,max}$; avec $H_{pluie} \geq 1$ mm et $Heau\ écoulee \geq 1$ mm) (boite = 50 % des données entre les quantiles 25 et 75; ligne verte = médiane; lignes vertes pointillées horizontales = quantiles 10 et 90; rond = valeurs au-delà des quantiles 10 et 90) – ECOMINERAL®

Pour comparer tous les débits simulés et observés pendant la période s’étendant du 21 Septembre 2016 au 20 Septembre 2017, des courbes de débits classés en fonction du temps et du volume d’eau écoulé total sont tracées dans les Figure IV.110 et Figure IV.111 respectivement.

En ce qui concerne les débits classés en fonction du temps, les débits simulés sont nuls pour plus de 87 % du temps alors que les débits observés sont inférieurs à 0,0001 L/s/ha (soit considérés comme nuls) pour seulement 20 % du temps. Cette observation nous indique que SWMM ne parvient pas à reproduire les très faibles débits observés en sortie de drain de l’ECOMINERAL®. Cela pourrait provenir d’un biais avec les données mesurées par auget en conditions réelles ou du lissage des données observées. Cependant, dès que les débits simulés sont non nuls, la courbe des débits classés simulés se confond avec la courbe des débits classés observés, indiquant une bonne reproduction des débits par SWMM quand ceux-ci sont supérieurs à 0,17 L/s/ha (soit 0,061 mm/h).

Les courbes de débits classés en fonction du volume total écoulé en sortie de drain montrent un comportement différent entre les débits simulés et observés quand la valeur est inférieure à 1,51 L/s/ha (soit 0,54 mm/h), et un comportement identique quand les débits dépassent cette valeur (Figure IV.111). Ceci montre encore une fois la bonne reproduction des débits par SWMM pour les débits élevés, mais pas pour ces très faibles débits qui sont responsables de 58 % du volume écoulé total.

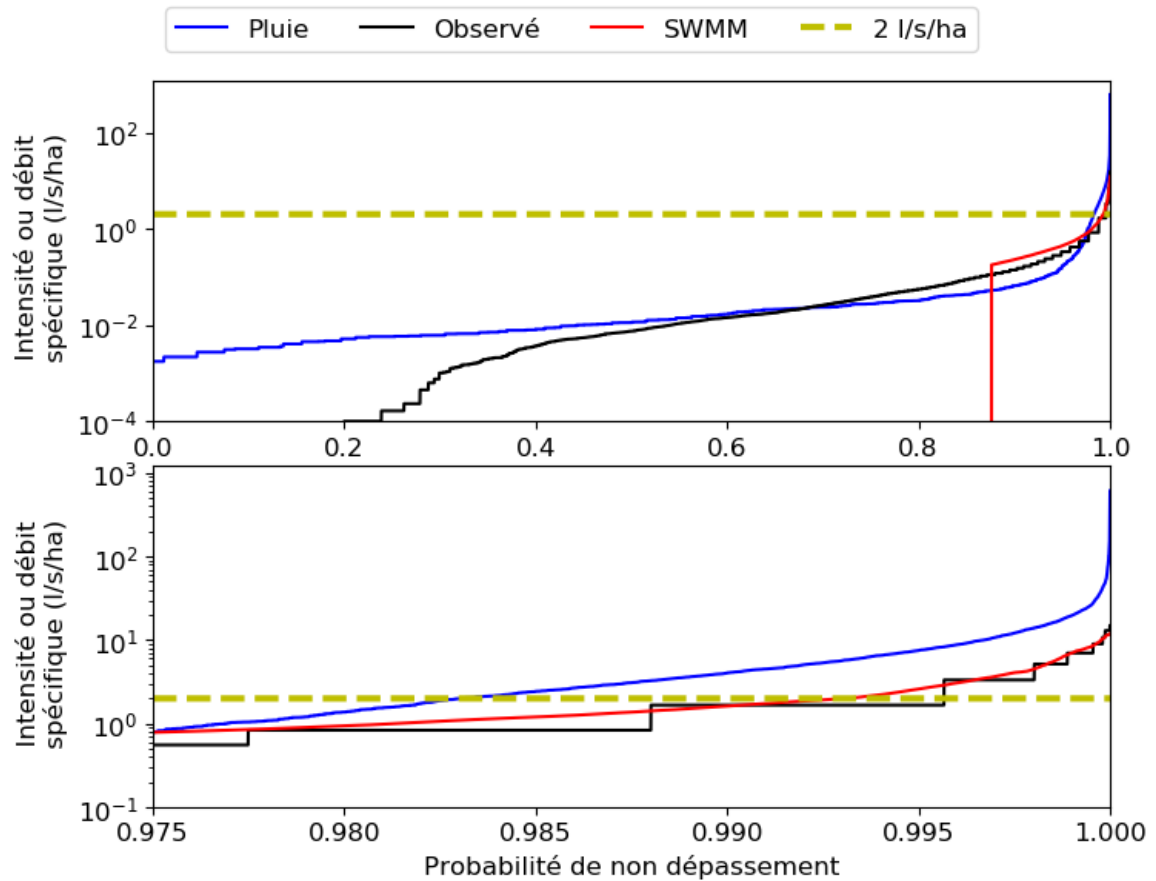


Figure IV.110 : Courbes des débits classés en fonction du temps - ECOMINERAL®. Le graphe du bas est un zoom

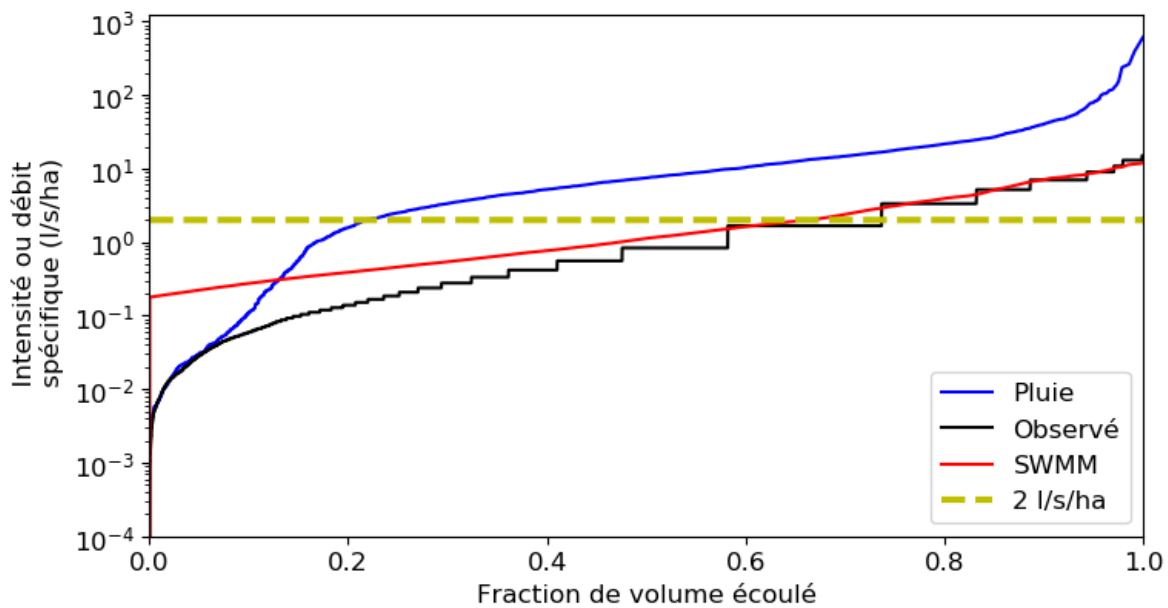


Figure IV.111 : Courbes des débits classés en fonction du volume - ECOMINERAL®

4.6. Conclusions sur la modélisation des parkings perméables ECOVEGETAL® avec SWMM

L'objectif du travail de modélisation réalisé dans cette thèse était d'évaluer la capacité de modèles hydrologiques existants à simuler le comportement hydrologique des parkings perméables d'ECOVEGETAL®.

Un état de l'art réalisé sur différents modèles hydrologiques développés pour ou adaptés à des parkings perméables, a permis de choisir le logiciel SWMM. Ce modèle est largement utilisé par la communauté scientifique, mais aussi par des opérationnels, avec une prise en main facile. Ce modèle permet de reproduire le comportement hydrologique de différentes techniques de gestion de l'eau à la source grâce à différents modules LID. Un de ces modules est spécifique aux parkings perméables, mais il est adapté à des parkings perméables minéralisés (béton bitumineux poreux, pavés de béton perméables, etc.). La représentation des couches de ce module n'est pas adaptée pour des parkings perméables végétalisés car la couche pavée du modèle n'est pas capable de retenir de l'eau, contrairement aux premières couches des parkings végétalisés. Le module parking perméable a donc été utilisé pour modéliser l'ECOMINERAL® de Broué, la couche pavée représentant la dalle remplie de gravillons, et la couche de sol représentant le lit de pose. Pour les parkings perméables végétalisés (ECOVEGETAL® Mousses et ECOVEGETAL® Green), le choix s'est porté sur l'utilisation du module de biorétention de SWMM, qui ne possède pas de couche pavée, mais est plus proche de la réalité. La couche de sol étant la seule capable de retenir de l'eau, elle représente les couches dalle et lit de pose pour l'ECOVEGETAL® Mousses et les couches dalle, lit de pose et mélange terre/pierres pour l'ECOVEGETAL® Green.

Le calage de différents paramètres (coefficient modulateur de l'ETP, porosité de la couche de sol, capacité au champ de la couche de sol, point de flétrissement de la couche de sol,

conductivité hydraulique de la couche de sol, constante de décroissance de la perméabilité de la couche de sol et teneur en eau initiale) a permis d'obtenir plusieurs bons jeux de paramètres avec des critères de bilan de $\pm 5\%$ et des critères de Nash supérieurs à 0,7 pour l'ECOVEGETAL® Mousses et un seul bon jeu de paramètres pour l'ECOMINERAL® parmi les 650 simulations réalisées.

L'analyse de sensibilité montre une faible sensibilité à la plupart des paramètres considérés individuellement, lorsque l'on fait varier tous les paramètres en même temps. Cela traduit sans doute un phénomène de compensation entre les paramètres et donc une surparamétrisation ou mauvaise paramétrisation du modèle. En particulier, le modèle n'est pas sensible directement à la teneur en eau résiduelle, à la capacité au champ ou à la porosité mais plutôt à la différence entre la capacité au champ et la teneur en eau résiduelle, et à la différence entre la porosité et la capacité au champ. Pour faciliter le calage il faudrait soit reformuler le modèle pour n'introduire que ces deux paramètres, ou alors fixer la teneur en eau résiduelle et la porosité pour ne caler que la capacité au champ. De même le modèle ne semble pas sensible à la perméabilité de la couche de sol et à la constante de décroissance de la perméabilité séparément. Comme une perméabilité élevée est attendue pour les parkings perméables, on pourrait fixer la perméabilité avec une valeur élevée (entre 200 et 300 mm/h) de manière à ce qu'elle ne soit pas limitante, et ne caler que la constante de décroissance de la perméabilité.

Les valeurs de capacité au champ obtenues sont différentes de ce qui a été mesuré avec la CME, indiquant que les paramètres physiques mesurés ne sont pas adaptés au modèle, et qu'il serait donc nécessaire de caler le modèle dès qu'on souhaite modéliser un autre parking perméable. La comparaison d'indicateurs de performances hydrologiques (décrits dans les chapitres 2 et 3) entre les données simulées et les données observées a montré des comportements hydrologiques similaires que ce soit à l'échelle annuelle ou événementielle. Quelques différences sont toutefois à noter pour les faibles débits, mal reproduits par SWMM, mais qui pourraient provenir d'un biais dans les débits observés qui sont lissés. L'amplitude de certains pics est aussi parfois mal simulée par le modèle, provenant d'une mauvaise représentation de la teneur en eau dans la couche de sol pouvant être causée par une mauvaise simulation de l'évapotranspiration.

Le comportement hydrologique de l'ECOVEGETAL® Green n'a pas pu être reproduit avec SWMM. Pour un travail ultérieur il faudrait tester l'ajout de couches supplémentaires ou calculer les écoulements par sous-sections comme dans Huang *et al.* (2016), car dans SWMM les teneurs en eau sont moyennées sur toute l'épaisseur de chaque couche, ce qui a forcément une conséquence sur la dynamique modélisée. Cela permettrait de rendre compte du comportement hydrologique de l'ECOVEGETAL® Green qui possède 3 couches de natures différentes capables de retenir de l'eau (dalle = Semilit® ; lit de pose = Fertilit® et couche de sous-fondation = mélange terre/pierres).

Il faut aussi noter qu'il a été nécessaire d'introduire un coefficient de modulation de l'ETP pour l'ECOVEGETAL® Green et l'ECOMINERAL®, soulignant le besoin d'améliorer la représentation de l'évapo(transpi)ration dans le modèle en fonction de la présence / absence de végétation, et de la nature de la végétation.

Le pouvoir prédictif du modèle n'a pas pu être évalué ici par une phase de validation, mais est une piste à développer à l'avenir.

Chapitre 5 : Evaluation de l'efficacité du parking perméable végétalisé de Villeneuve-le-Roi pour la réduction des flux polluants

5.1. Rappels des objectifs

Les parkings perméables végétalisés sont, entre autres, construits dans l'objectif de revenir à un cycle de l'eau plus naturel et donc de permettre à l'eau de s'infiltrer vers le sous-sol. Cependant, cette désimperméabilisation pose des questions quant à la qualité des eaux rejetées vers les milieux naturels récepteurs. Il s'agit donc d'évaluer dans quelle mesure ce type de parking perméable végétalisé permet de lutter contre des rejets polluants (vers les milieux naturels, superficiels ou souterrains) associés aux eaux pluviales.

Quelques études ont déjà essayé de répondre à cette question pour des parkings perméables. Les résultats ont montré de bonnes capacités à abattre les matières en suspension (MES), les éléments traces métalliques (ETM), les hydrocarbures totaux (HT) et dans une moindre mesure les nutriments (Bean, 2005; Boving *et al.*, 2008; Brattebo and Booth, 2003; Collins *et al.*, 2009; Collins, 2007; Drake *et al.*, 2014b; Legret and Colandini, 1999). La littérature a aussi mis en évidence la présence d'autres familles de polluants comme les HAPs, le bisphénol A, les phtalates ou les alkylphénols dans les eaux de voiries (Björklund *et al.*, 2009; Bressy, 2010; Flanagan, 2018; Markiewicz *et al.*, 2017; Zgheib, 2009) dont certains ont été reconnus comme prioritaires par la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union Européenne (EC, 2013). Cependant, les études sur les parkings perméables ne se sont pas encore intéressées à ces polluants.

Les études sur les parkings perméables ne présentent que très peu de données en termes de qualité de l'eau pour des parkings perméables végétalisés et aucune pour des parkings perméables végétalisés avec un substrat comme ceux développés par ECOVEGETAL®. Cette différence de matériaux utilisés pour les premiers centimètres de la structure (sable dans la littérature (cf. chapitre I) ; substrat ECOVEGETAL® Mousses pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi (cf. chapitre II)) peut entraîner un comportement différent en termes de qualité d'eau.

Dans ce chapitre, il s'agit donc d'évaluer l'efficacité du parking perméable végétalisé de Villeneuve-le-Roi à retenir un éventail étendu de micropolluants (MES, nutriments, carbone organique, ETM, HT, HAPs, BPA, alkylphénols et phtalates). Cette évaluation se fait dans un premier temps en comparant les concentrations totales et dissoutes obtenues sur le ruissellement du parking référence, en sortie de drain du parking perméable végétalisé de Villeneuve-le-Roi et dans la littérature quand les données sont disponibles. Dans un second temps, l'efficacité de rétention est évaluée en termes de masses pour chaque polluant, afin de quantifier ce qui est rejeté dans les milieux récepteurs à l'échelle d'un événement pluvieux et à l'échelle annuelle.

5.2. Méthodologie d'exploitation des résultats

Les données de bases utilisées pour calculer les différents indicateurs sont les concentrations moyennes événementielles totales et dissoutes obtenues pour chacun des polluants et pour chaque événement échantillonné sur le parking perméable végétalisé et sur le parking référence de Villeneuve-le-Roi. Lorsque les analyses donnaient des concentrations inférieures aux limites de quantification (LQ), la concentration retenue a été prise égale à la LQ. Cette hypothèse implique que les concentrations sont surestimées et tend à une sous-estimation de l'efficacité du parking perméable à retenir les polluants concernés.

Certains polluants ayant été analysés dans la phase dissoute et dans la phase particulaire, la concentration totale (C_T) est définie comme :

$$C_T = C_D + S_P \times C_{MES} \quad (V.1)$$

Avec C_T la concentration totale,

C_D la concentration dissoute,

S_P la teneur particulaire,

C_{MES} la concentration en MES.

Les incertitudes d'analyse pour les concentrations dissoutes et particulaires sont données par le Tableau V.26.

Tableau V.26 : Incertitudes liées aux méthodes d'analyses (Flanagan, 2018)

Paramètre	Incertitude
MES	Niveau de confiance (NC) : 95% Incertitude : $\pm 10/\sqrt{3}$ %
C organique	NC: 95% Incertitude : ± 10 %
N, P	NC: 95% Niveau spécifié (NS): 5 (KN), 0.2 (P), 0.08 (N-NH ₄ ⁺), 0.08 (N-NO ₂), 0.11 (N-NO ₃), 0.16 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L Incertitude absolue entre la LQ et la NS: ± 0.5 (NK), 0.04 (P), 0.02 (N-NH ₄ ⁺), 0.05 (N-NO ₂), 0.01 (N-NO ₃), 0.07 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L Incertitude relative au-delà de la SL: ± 10 (KN), 20 (P), 20 (N-NH ₄ ⁺), 20 (N-NO ₂), 10 (N-NO ₃), 10 (P-PO ₄ ³⁻) %
ETM	NC: 95% Dissous: ± 9 (As), 8 (Cd), 6 (Co), 11 (Cr), 9 (Cu), 11 (Ni), 9 (Pb), 10 (V), 14 (Zn) % Particulaire: ± 11 (As), 24 (Cd), 14 (Co), 13 (Cr), 14 (Cu), 15 (Ni), 16 (Pb), 13 (V), 13 (Zn) %
Eléments majeurs	CL: 95% Dissous: ± 7 (Al), 6 (Fe), 7 (Mn), 9 (Mo), 8 (Sr), 8 (Ti), 9 (Na), 10 (K), 6 (Mg), 8 (Ca), 9 (Ba) % Particulaire: ± 10 (Al), 11 (Fe), 13 (Mn), 23 (Mo), 10 (Sr), 12 (Ti), 9 (Na), 9 (K), 10 (Mg), 9 (Ca), 10 (Ba) %
HCT	CL: 95% SL: 0.3 mg/L (dissous), 75 µg/g (particulaire) Incertitude absolue entre la LQ et la NS: ± 0.12 mg/L (dissous), 30 mg/kg (particulaire) Incertitude relative au-delà de la SL: ± 40 % (dissous et particulaire)
HAP	CL: 95% SL: 20 ng/L (dissous), 0.03 µg/g (particulaire) Incertitude absolue entre la LQ et la NS: ± 6 ng/L (dissous), 0.006 µg/g (particulaire) Incertitude relative au-delà de la SL: ± 40 (dissous), 20 (particulaire) %
BPA/AP	CL: 80% Dissous : ± 28 (BPA), 37 (NP), 91 (NP1EO), 67 (NP2EO), 29 (NP1EC), 61 (OP), 25 (OP1EO), 32 (OP2EO) % Particulaire: ± 25 (BPA), 44 (NP), 43 (NP1EO), 56 (NP2EO), 49 (NP1EC), 48 (OP), 40 (OP1EO), 19 (OP2EO) %
PAE	CL: 80% Dissous : ± 55 (DMP), 63 (DiBP), 24 (DBP), 53 (DEHP), 32 (DNP) % Particulaire: ± 45 (DMP), 35 (DiBP), 25 (DBP), 35 (DEHP), 50 (DNP) %

L'incertitude absolue sur la concentration totale (δ_{C_T}) est calculée selon la formule suivante :

$$\delta_{C_T} = \sqrt{(\delta_{C_D})^2 + (\delta_{C_{MES}} \times C_P)^2 + (\delta_{C_P} \times C_{MES})^2} \quad (V.2)$$

Avec δ_{C_D} l'incertitude absolue sur la concentration dissoute,
 $\delta_{C_{MES}}$ l'incertitude absolue sur la concentration en MES,
 C_P la concentration particulaire,
 δ_{C_P} l'incertitude absolue sur la concentration particulaire,
 C_{MES} la concentration en MES.

Pour juger de l'efficacité du parking perméable à retenir ou non les micropolluants, différents indicateurs définis par le Groupe de Liaison Inter Projets (GLIP) entre les projets de recherche Matriochkas, MicroMégas et Roulépur, ont été calculés.

Pour observer la variabilité des concentrations, des abattements de concentrations, des masses événementielles et des abattements de masses événementielles, les médianes, 1^{ers} déciles (Q10) et 9^{èmes} déciles (Q90) seront présentés dans la suite.

5.2.1. Abattement des concentrations événementielles ($E_{C,ev}$)

Lorsque pour un même événement, des échantillons ont été collectés sur le parking référence et sur le parking perméable végétalisé, il est possible de calculer un abattement des concentrations événementielles ($E_{C,ev}$, en %), tel que :

$$E_{C,ev} = \frac{C_{ev,PRéf} - C_{ev,PP}}{C_{ev,PRéf}} \times 100 \quad (V.3)$$

Avec $C_{ev,PRéf}$ la concentration moyenne événementielle du parking référence,
 $C_{ev,PP}$ la concentration moyenne événementielle du parking perméable.

Cet abattement est calculé pour la phase totale et la phase dissoute.

L'incertitude sur le calcul de l'abattement des concentrations événementielles ($\delta_{E_{C,ev}}$, en %) pour la phase dissoute ou la phase totale est :

$$\delta_{E_{C,ev}} = 100 \times \sqrt{\left(\delta_{C_{ev,PRéf}} \cdot \frac{C_{ev,PP}}{C_{ev,PRéf}^2}\right)^2 + \left(\delta_{C_{ev,PP}} \cdot \frac{-1}{C_{ev,PRéf}^2}\right)^2} \quad (V.4)$$

Avec $\delta_{C_{ev,PRéf}}$ l'incertitude absolue sur la concentration dissoute ou totale événementielle du parking référence,
 $C_{ev,PP}$ la concentration dissoute ou totale événementielle du parking perméable,
 $C_{ev,PRéf}$ la concentration dissoute ou totale événementielle du parking référence,
 $\delta_{C_{ev,PP}}$ l'incertitude absolue sur la concentration dissoute ou totale événementielle du parking perméable.

Lorsque la concentration est inférieure à la limite de quantification (LQ) pour le parking référence ou le parking perméable, la valeur est remplacée par la LQ. Lorsque les concentrations du parking référence et du parking perméable pour un même événement pluvieux sont inférieures à la limite de quantification (LQ), les abattements ne sont pas calculés.

Afin d'identifier la part d'échantillons pour lesquels les concentrations analysées sont significatives, le paramètre F_{sig} (en %) a été calculé tel que :

$$F_{sig} = \left(1 - \frac{\text{nombre d'échantillons où } \delta_{E_{C,ev}} > E_{C,ev}}{\text{nombre total d'échantillons}} \right) \times 100 \quad (V.5)$$

5.2.2. Masses événementielles ($M_{ev/BV}$)

Le calcul des masses événementielles permet d'estimer les quantités de polluants transmises vers les milieux récepteurs. Afin de se défaire de l'influence de la différence de taille entre les 2 parkings et de pouvoir comparer le site de Villeneuve-le-Roi avec les autres sites du projet Roulépur, les masses événementielles ont été normalisées par mètre carré de surface de parking telles que :

$$M_{ev/BV} = \frac{C_{T,ev} \times V_{ev}}{Sur_{BV}} \quad (V.6)$$

Avec $C_{T,ev}$ la concentration en phase totale événementielle,

V_{ev} le volume d'eau écoulé pendant l'événement,

Sur_{BV} la surface du bassin versant.

Le calcul des masses événementielles pour les cas où les concentrations sont inférieures à la LQ, a été fait en prenant ces concentrations égales à la LQ, ce qui entraîne une surestimation des masses.

5.2.3. Abattement des masses événementielles ($E_{M,ev}$)

Comme pour E_c , lorsque des échantillons ont été collectés sur les 2 parkings pour un même événement, il est possible de calculer un abattement des masses événementielles ($E_{M,ev}$, en %), tel que :

$$E_{M,ev} = \frac{M_{ev/BV,PRéf} - M_{ev/BV,PP}}{M_{ev/BV,PRéf}} \times 100 \quad (V.7)$$

Avec $M_{ev/BV,PRéf}$ la masse événementielle du parking référence,

$M_{ev/BV,PP}$ la masse événementielle du parking perméable.

5.2.4. Masses annuelles ($M_{an/BV}$)

L'estimation des masses annuelles a été réalisée à partir de la concentration moyenne pondérée par les volumes pour chaque polluant et du volume annuel total écoulé sur chaque parking. Afin de pouvoir comparer avec les données de la littérature, les masses annuelles ont été normalisées à la surface du bassin versant de parking :

$$M_{an/BV} = \frac{\frac{\sum C_{T,ev} \times V_{ev}}{\sum V_{ev}} \times V_{an}}{Sur_{BV}} \quad (V.8)$$

Avec $C_{T,ev}$ la concentration totale événementielle,

V_{ev} volume d'eau écoulé pendant l'événement,

V_{an} le volume d'eau écoulé en 1 an,

Sur_{BV} la surface du bassin versant.

Ce calcul de masse annuelle entraîne des incertitudes difficiles à évaluer. En effet, les données de concentrations sont mesurées sur un nombre d'événements limités en comparaison du nombre d'événements qui se produisent tout au long d'une année. De plus, les périodes de mesures hydrologiques valides ne couvrant pas toute l'année, les volumes d'eau sont extrapolés.

Afin de donner une gamme de valeurs pour les masses annuelles et les abattements de masses annuelles, une masse minimale et une masse maximale ont été calculées. La masse minimale est estimée par $C_T(Q25) \times V_{an,min}$ où $C_T(Q25)$ est le premier quartile des concentrations totales événementielles et $V_{an,min}$ est le volume annuel minimum écoulé du parking. La masse maximale est $C_T(Q75) \times V_{an,max}$ où $C_T(Q75)$ est le troisième quartile des concentrations totales événementielles et $V_{an,max}$ est le volume annuel maximum écoulé du parking. Les volumes minimums et maximums ont été calculés à partir des erreurs relatives des mesures de débits sur le parking référence et le parking perméable. Pour le parking perméable, une erreur de $\pm 5\%$ sur le volume annuel a été prise en compte avec la mesure du débit par augets basculants. Les périodes manquantes car invalidées n'ont pas été remplacées, ce qui peut impliquer une sous-estimation des volumes annuels et donc une surestimation des abattements. Pour le parking référence, l'erreur a été calculée pour chaque pas de temps de mesure (1min) avec l'équation suivante déjà présentée dans le chapitre II partie 5.1. :

$$X(\%) = \sqrt{X_{Ce}^2 + X_{\alpha}^2 + \frac{5}{2} X_{Heau}^2} \quad (V.9)$$

Avec X l'erreur limite sur le débit (%),

X_{Ce} l'erreur relative sur le coefficient de débit C_e (%),

X_{α} l'erreur relative sur l'angle d'échancrure α du déversoir (%),

X_{Heau} l'erreur relative sur la hauteur de la lame d'eau (%).

5.2.5. Abattement des masses annuelles ($E_{M,an}$)

L'abattement des masses annuelles ($E_{M,an}$, en %) est obtenu par l'équation suivante :

$$E_{M,an} = \frac{M_{an/BV,PRéf} - M_{an/BV,PP}}{M_{an/BV,PRéf}} \times 100 \quad (V.10)$$

Avec $M_{an,PRéf}$ la masse annuelle du parking référence,

$M_{an,PP}$ la masse annuelle du parking perméable.

Les incertitudes sur les masses annuelles se reportant sur le calcul d'abattement, les abattements de masses annuelles minimum ($E_{M,an,min}$, en %) et maximum ($E_{M,an,max}$, en %) ont été calculés en croisant les masses annuelles minimums et maximums pour le parking référence et le parking perméable tels que :

$$E_{M,an,min} = \frac{M_{an/BV,PRéf,min} - M_{an/BV,PP,max}}{M_{an/BV,PRéf,min}} \times 100 \quad (V.11)$$

$$E_{M,an,max} = \frac{M_{an/BV,PRéf,max} - M_{an/BV,PP,min}}{M_{an/BV,PRéf,max}} \times 100 \quad (V.12)$$

Avec $M_{an/BV,PRéf,min}$ la masse annuelle minimum sur le parking référence,

$M_{an/BV,Préf,max}$ la masse annuelle maximum sur le parking référence,

$M_{an/BV,PP,min}$ la masse annuelle minimum sur le parking perméable,

$M_{an/BV,PP,max}$ la masse annuelle maximum sur le parking perméable.

5.3. Caractérisation des eaux de ruissellement du parking référence

Avant de déterminer l'efficacité du parking perméable végétalisé à abattre ou non les différents micropolluants analysés, un état des lieux sur la qualité des eaux échantillonnées sur le parking référence a été fait.

5.3.1. Paramètres globaux et éléments majeurs

Les eaux collectées sur le parking référence ont un pH très légèrement basique, avec une médiane à 7,7 (Tableau V.27). La conductivité est assez faible avec une médiane à 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La concentration en MES est variable, avec la médiane à 32,1 mg/L, le premier décile à 9,9 mg/L et le neuvième décile à 95 mg/L. Les concentrations en MES sur le parking référence dépassent pour 31 % des échantillons le seuil de 50 mg/L fixé par le guide REEE-ESC (MEEM, 2016) pour les eaux de surface, mais les valeurs sont cohérentes avec ce que donne la littérature, même si pour quelques études les médianes ou les moyennes des concentrations en MES sont plus élevées, aussi bien pour des voiries que des parkings imperméables (Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Leroy *et al.*, 2016; Lundy *et al.*, 2012). Pour le carbone organique total, la médiane de 12,8 mg/L est dans la gamme de valeurs trouvées dans la littérature, mais tous les échantillons dépassent le seuil de concentration de 5 mg/L (MEEM, 2016).

En ce qui concerne les éléments nutritifs, les concentrations en NK, N-NH_4^+ , N-NO_3^- et phosphore, avec des médianes respectives de 1.5, 0.1, 0.4 et 0.2 mg/L, sont similaires aux concentrations médianes ou moyennes données par la littérature sur des parkings et des voiries imperméables (Bean and Hunt, 2005; Braswell *et al.*, 2018b, 2018a; Drake *et al.*, 2014b; Dreelin *et al.*, 2006; Flanagan, 2018; Kayhanian *et al.*, 2007; Leroy *et al.*, 2016; Lundy *et al.*, 2012; Razzaghmanesh and Borst, 2019; Rushton, 2001; Selbig *et al.*, 2019; Tota-Maharaj and Scholz, 2010), tandis que pour N-NO_2^- et P-PO_4^{3-} les concentrations sont presque toujours inférieures aux limites de quantification (fréquences de quantifications respectives de 14 % et 7 %), ce qui ne permet pas de comparer avec les données de la littérature qui présente des valeurs de concentrations moyennes inférieures à celles des LQ de cette étude (Tableau V.27). Les concentrations en nitrates, nitrites et ortho-phosphates sont toujours inférieures au seuil de concentration donné par le guide REEE-ESC (MEEM, 2016) pour les eaux de surface, tandis que ce seuil est dépassé pour 14 % des échantillons pour l'ammonium et 73 % des échantillons pour le phosphore total.

Les éléments majeurs (Al, Fe, Mn, Ti, Na, K, Mg, Ca et Si, Tableau V.28) présentent des concentrations médianes situées dans la gamme des valeurs médianes ou moyennes obtenues sur des voiries ou des parkings imperméables dans la littérature, aussi bien dans la phase totale que dans la phase dissoute (Drake *et al.*, 2014b; Dreelin *et al.*, 2006; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Rushton, 2001; Selbig *et al.*, 2019).

Les éléments majeurs et nutritifs sont plus présents dans la phase particulaire que dans la phase dissoute pour Al, Fe, Mn et Ti (> 50 % particulaire), moins présents dans la phase particulaire

pour NK, Ptot, Na, K et Ca (> 50 % dissous), et répartis de manière homogène entre les deux phases pour CO et Mg (Figure V.112).

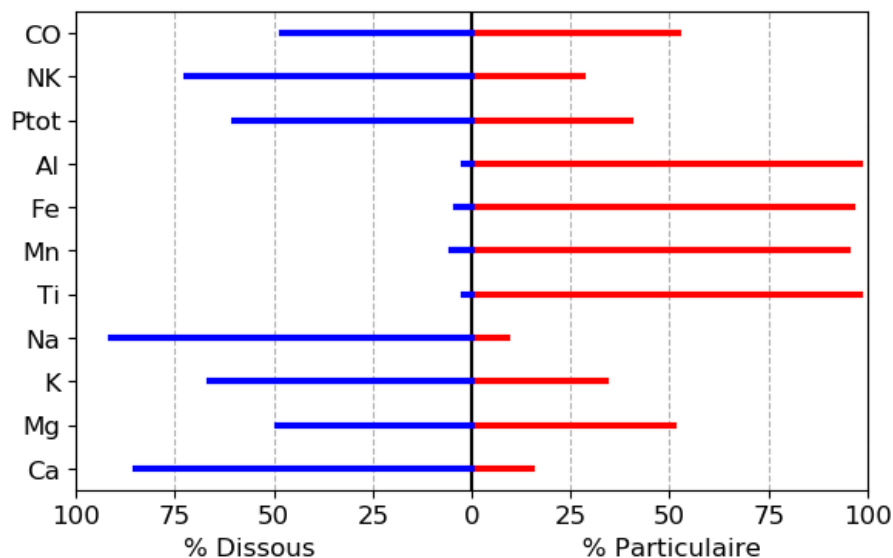


Figure V.112 : Répartition des éléments majeurs entre la phase dissoute et la phase particulaire (valeurs médianes) du parking référence

5.3.2. *Eléments traces métalliques (ETM)*

Les concentrations en ETM présentées dans le Tableau V.29 présentent des gammes de valeurs similaires à la littérature quand la comparaison est possible (les données de la littérature ne dissociant pas la phase dissoute de la phase totale pour la majorité des études). Pour tous les ETM, les concentrations médianes obtenues sur le site de Villeneuve-le-Roi sont dans la gamme basse des valeurs médianes et moyennes de la littérature, aussi bien dans la phase dissoute que dans la phase totale (Bean and Hunt, 2005; Braswell *et al.*, 2018b; Brattebo and Booth, 2003; Bressy, 2010; Drake *et al.*, 2014b; Dreelin *et al.*, 2006; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Kayhanian *et al.*, 2007; Legret and Colandini, 1999; Leroy *et al.*, 2016; Revitt *et al.*, 2014; Rushton, 2001; Selbig *et al.*, 2019; Stachel *et al.*, 2010).

La répartition des ETM entre la phase particulaire et la phase dissoute en Figure V.113 montre que la plupart des éléments se retrouvent majoritairement dans la phase particulaire (entre 60 % et 96 % particulaire pour : As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V et Zn), tandis que Mo et Sr se trouvent majoritairement dans la phase dissoute (73 % et 94 % dissous respectivement).

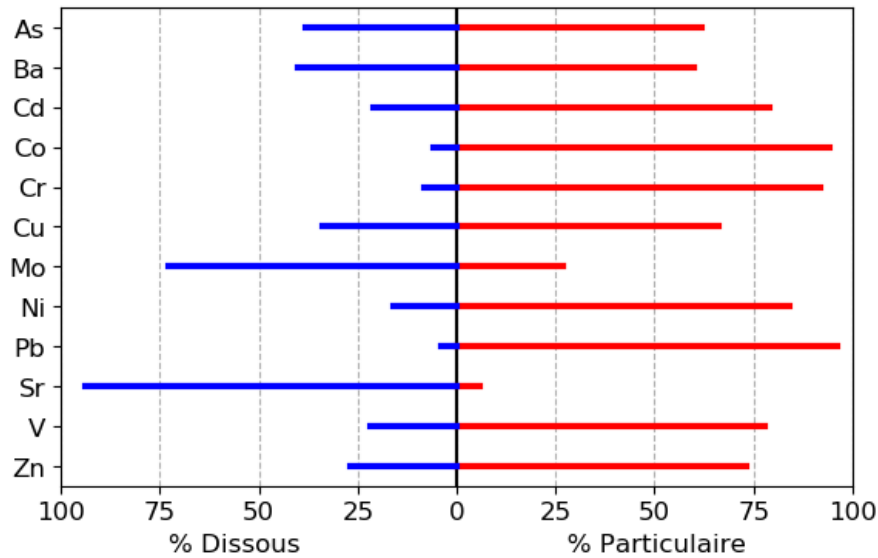


Figure V.113 : Répartition des ETM entre la phase dissoute et la phase particulaire (valeurs médianes) du parking référence

Les concentrations en ETM de la phase dissoute sont toutes plus faibles que celles fixées par les normes de qualité environnementale (NQE) pour les eaux de surface pour As, Cd, Cr, Ni et Pb. Cependant les concentrations dissoutes du cuivre et du zinc sont bien plus élevées que leur NQE respectives pour 100 % et 67 % des échantillons respectivement. Pour le cuivre, tous les échantillons ont une valeur supérieure à la NQE avec un premier décile à 3,9 µg/L quand la NQE est de 1 µg/L. Pour le zinc, la médiane des concentrations dissoutes mesurées de 9,5 µg/L est légèrement supérieure à la NQE de 7,8 µg/L, mais la gamme mesurée est très variable avec le premier décile à 4,8 µg/L et le neuvième décile à 44,6 µg/L.

Tableau V.27 : Paramètres globaux, et éléments nutritifs avec leur fréquence de quantification associée² (f) dans la phase totale et dans la phase dissoute pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (Bean and Hunt, 2005; Boving et al., 2008; Braswell et al., 2018a, 2018b; Brattebo and Booth, 2003; Bressy, 2010; Clara et al., 2010; Collins et al., 2009; DiBlasi et al., 2009; Drake et al., 2014b; Dreelin et al., 2006; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Kayhanian et al., 2007; Legret and Colandini, 1999; Leroy et al., 2016; Lundy et al., 2012; Razzaghmanesh and Borst, 2019; Revitt et al., 2014; Rushton, 2001; Sañudo-Fontaneda et al., 2014a; Selbig et al., 2019; Tota-Maharaj and Scholz, 2010) et aux valeurs seuil françaises pour une eau de surface de bonne qualité (MEEM, 2016). n est le nombre d'événements analysés.

Paramètres	Phase totale										Phase dissoute								Valeur seuil (MEEM, 2016)			
	PRéf Médiane (Q10 – Q90)	n	f (%)	Littérature parking ^a et voiries ^b imperméables		PP Médiane (Q10 – Q90)	n	f (%)	Littérature revêtements perméables		PRéf Médiane (Q10 – Q90)	n	f (%)	Littérature parking ^a et voiries ^b imperméables		PP Médiane (Q10 – Q90)	n	f (%)		Littérature revêtements perméables		
				Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)				Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)				Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)					Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)	
pH	7,7 (7,0 – 8,1)	21	100	7 ^a – 8 ^b	7,1 ^b – 7,6 ^{a,b}	9,7 (8,9 – 11)	10	100	-	7,9 – 11,3									6,5-8,2			
Conductivité (µS/cm)	80 (60 – 153)	23	100	72,7 ^a – 234 ^b	96 ^b – 163 ^b	269 (218 – 381)	10	100	-	38 – 480									-			
Turbidité	18 (7 – 41)	20	100	-	-	7 (4 – 9)	10	100	-	-									-			
MES (mg/L)	32,1 (9,9 – 95)	26	100	61 ^a – 568 ^b	12 ^a – 703 ^a	5,9 (2,1 – 19,3)	11	100	0,58	2 – 50									50			
CO (mg/L)	12,8 (6,3 – 24,2)	18	100	6,1 ^a – 49 ^b	9,4 ^a – 21,8 ^b	6,7 (4,2 – 8,1)	10	100	-	6,1 – 11,2	5,1 (3,1 – 12,8)	18	100	6,1 ^b – 13,1 ^b	18,7 ^b	5,6 (3,9 – 7,2)	10	100	-	-	5	
Éléments nutritifs	NK (mg/L – N)	1,5 (< 1,0 – 2,2)	16	69	0,8 ^a – 2,9 ^b	0,8 ^a – 2,3 ^b	1,1 (< 1 – 2,2)	7	71	0,4	0,2 – 0,6	< 1,0 (< 1,0 – 1,24)	16	25	< 1 ^b	-	< 1,0 (< 1,0 – 1,4)	7	29	-	-	-
	NH ₄ ⁺ (mg/L – N)											0,1 (0,06 – 0,5)	16	100	0,2 ^{a,b}	0,13 ^a – 4,6 ^b	0,1 (0,08 – 0,2)	7	100	0,03 – 0,05	0,04 – 0,11	0,4
	NO ₃ ⁻ (mg/L – N)											0,4 (0,1 – 0,9)	14	100	0,47 ^b	0,28 ^a – 1,8 ^b	1,9 (1,0 – 2,8)	5	100	-	0,15 – 2,6	11
	NO ₂ ⁻ (mg/L – N)											< 0,08	14	14	< 0,08 ^b	0,03 ^a – 0,07 ^a	0,2 (< 0,08 – 0,4)	5	80	-	0,01 – 0,2	0,09
	P (mg/L – P)	0,2 (0,1 – 0,6)	16	94	0,05 ^a – 0,48 ^b	0,04 ^a – 0,5 ^a	0,14 (0,1 – 0,2)	7	86	-	0,03 – 0,4	0,12 (< 0,1 – 0,4)	16	63	0,06 ^a – < 0,1 ^b	0,09 ^a	< 0,1 (< 0,1 – 0,2)	7	57	-	-	0,2
PO ₄ ³⁻ (mg/L – P)											< 0,16	14	7	< 0,16 ^b	0,001 ^a – 1,4 ^b	< 0,16	5	0	-	0,003 – 0,8	0,16	

² La fréquence de quantification (f, en %) est le ratio entre le nombre d'échantillons avec des concentrations supérieures ou égales à la limite de quantification (LQ), et le nombre total d'échantillons analysés.

Tableau V.28 : Concentrations en éléments majeurs avec leur fréquence de quantification associée (f) dans la phase totale et dans la phase dissoute pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (Boving et al., 2008; Drake et al., 2014b; Dreelin et al., 2006; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Rushton, 2001; Selbig et al., 2019). n est le nombre d'événements analysés.

Paramètres	Phase totale										Phase dissoute									
	PRéf Médiane (Q10 – Q90)	n	f (%)	Littérature parking ^a et voiries ^b impermeables		PP Médiane (Q10 – Q90)	n	f (%)	Littérature revêtements perméables		PRéf Médiane (Q10 – Q90)	n	f (%)	Littérature parking ^a et voiries ^b impermeables		PP Médiane (Q10 – Q90)	n	f (%)	Littérature revêtements perméables Médiane	
				Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)				Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)				Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)					
Éléments majeurs	Al (mg/L)	1,4 (0,4 – 4,8)	17	100	1,1 ^a – 14,4 ^b	0,4 ^a – 1,4 ^a	0,8 (0,6 – 1,1)	6	100	0,05	0,22 – 1,33	< 0,03 (< 0,03 – 0,05)	16	25	< 0.1 ^{a,b}	-	0,7 (0,4 – 0,8)	6	100	< 0.1
	Fe (mg/L)	1,3 (0,4 – 4,3)	17	100	0,002 ^a – 13,8 ^b	0,003 ^a – 18,5 ^a	0,3 (0,14 – 1,6)	6	100	0,04	0,001 – 5,9	< 0,05 (< 0,05 – 0,08)	16	47	0.02 ^a – 0.15 ^b	0.4 ^b	< 0,05 (< 0,05 – 0,6)	6	33	-
	Mn (mg/L)	0,023 (0,01 – 0,066)	17	100	0,11 ^a – 0,26 ^b	0,01 ^a – 0,15 ^a	0,003 (0,002 – 0,005)	6	100	0,001	0,003 – 0,08	0,0008 (0,0005 – 0,002)	16	100	0.0007 ^a – 0.003 ^b	-	0,00045 (0,00034 – 0,00049)	6	100	0.0003
	Ti (mg/L)	0,13 (0,032 – 0,42)	17	100	0,4 ^a – 0,8 ^b	-	0,006 (0,004 – 0,18)	6	100	0,002 ^a	-	0,001 (0,0008 – 0,05)	16	63	0.0005 ^a – 0.002 ^b	-	0,0009 (0,0008 – 0,001)	6	100	0.0004
	Na (mg/L)	1,6 (1,0 – 7,8)	17	100	1,6 ^a – 30,2 ^b	2,1 ^a	16,1 (10,4 – 20,7)	6	100	2,2	28 – 41	1,3 (0,4 – 8,2)	16	100	0.2 ^a – 30.5 ^b	-	15,85 (10,1 – 20,5)	6	100	2.1
	K (mg/L)	1,8 (0,9 – 2,2)	17	100	2,8 ^a – 4,7 ^b	0,002 ^a	28,3 (22,4 – 31,5)	6	100	7,48	0,021 – 0,13	0,8 (0,6 – 1,7)	16	100	0.534 ^a – 1.22 ^b	-	28,2 (21,9 – 31,4)	6	100	7.4
	Mg (mg/L)	0,9 (0,5 – 2,1)	17	100	0,98 ^a – 6,4 ^A	11,2 ^a	0,4 (0,3 – 0,7)	6	100	0,6	2,8 – 4,8	0,3 (0,2 – 0,9)	16	100	0.2 ^a – 0.68 ^b	-	0,3 (0,2 – 0,4)	6	100	0.5
	Ca (mg/L)	15,9 (11 – 23,9)	17	100	17,3 ^a – 61 ^b	8,3 ^a – 21,7 ^a	19,5 (15,0 – 28,1)	6	100	28,6	6,91 – 12,5	13,2 (9,3 – 16,7)	16	100	12.2 ^a – 17.6 ^b	-	18,5 (13,6 – 23,3)	6	100	25
	Si (mg/L)						-					0,6 (0,4 – 0,8)	12	100	1,27 ^b	2,72 ^b	8,9 (6,6 – 9,8)	6	100	-

Tableau V.29 : Concentrations des éléments traces métalliques et fréquence de quantification des polluants (f) dans la phase totale et dans la phase dissoute pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (Bean and Hunt, 2005; Braswell et al., 2018b; Brattebo and Booth, 2003; Bressy, 2010; Drake et al., 2014b; Dreelin et al., 2006; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Kayhanian et al., 2007; Legret and Colandini, 1999; Leroy et al., 2016; Revitt et al., 2014; Rushton, 2001; Selbig et al., 2019; Stachel et al., 2010) et aux normes de qualité environnementale (NQE) moyennes annuelles * françaises (MEEM, 2016) ou ** européennes (EC, 2013). n est le nombre d'événements analysés.

Eléments traces métalliques	Concentrations totales								Concentrations dissoutes						NQE (phase dissoute)	
	PRéf n=17 Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature parking ^a et voiries ^b imperméables		PP n=6 Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature revêtements perméables		PRéf n=15 (16 pour Ba) Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature parking ^a et voiries ^b imperméables		PP n=6 Médiane (Q10 – Q90)	Littérature revêtements perméables Médiane (min – max)		f (%)
			Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)			Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)			Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)				
As (µg/L)	0,6 (0,32 – 1,0)	100	1,1 ^b – 1,8 ^a	-	1,6 (1,0 – 2,1)	100	1,3	-	0,18 (0,14 – 0,3)	100	0,2 ^a – 0,8 ^b	1 ^b	1,4 (1,1 – 2,0)	1,26	100	0,83*
Ba (µg/L)	26,4 (15,2 – 69,4)	100	74,25 ^a – 170 ^b	-	20,5 (19,8 – 25,0)	100	7,25	-	9,4 (7,2 – 34,1)	100	6,5 ^a – 13 ^b	-	17,3 (14,9 – 21,2)	6,6	100	-
Cd (µg/L)	0,09 (<0,05 – 0,3)	73	0,2 ^a – 0,4 ^b	0,3 ^b – 1,3 ^b	<0,06 (<0,05 – 0,1)	50	0,02	0,1	0,02 (< 0,02 – 0,04)	73	0,01 ^a – 0,1 ^b	0,2 ^b	< 0,02 (< 0,02 – 0,03)	0,01	50	0,15**
Co (µg/L)	<0,54 (<0,2 – 1,4)	27	1,3 ^a – 4,9 ^b	2 ^a	0,44 (0,4 – 0,9)	100	0,1	0,8 – 1,4	< 0,05 (< 0,05 – 0,07)	27	0,03 ^a – < 2 ^b	-	0,32 (0,26 – 0,46)	0,06	100	-
Cr (µg/L)	<4,5 (<2,2 – <17,7)	20	3,2 ^a – 37,2 ^b	4,3 ^a – 8,6 ^b	9,8 (8,0 – 11,3)	100	2,6	1,8 – 2,5	< 0,5	20	0,2 ^a – 2,2 ^b	3,3 ^b	7,4 (3,1 – 9,9)	0,6	83	3,4*
Cu (µg/L)	16,5 (8,9 – 29,5)	100	11 ^a – 258 ^b	1 ^{a,b} – 205 ^{a,b}	6,2 (4,8 – 6,5)	100	8,2	0,9 – 21,4	5,2 (3,9 – 14,4)	100	1,9 ^a – 24,9 ^b	14,9 ^b	5,0 (4,0 – 5,9)	7,5	100	1*
Mo (µg/L)	0,7 (0,3 – 1,4)	100	9 ^b	-	3,1 (2,5 – 3,8)	100	-	-	0,4 (0,2 – 0,9)	100	< 2 ^b	-	3,0 (2,4 – 3,8)	-	100	-
Ni (µg/L)	<3,2 (<1,7 – 8,6)	47	3,8 ^a – 16,2 ^b	2 ^{a,b} – 493 ^{a,b}	1,3 (1,2 – 1,4)	83	1,3	1,1 – 2,4	< 0,5 (< 0,5 – 0,6)	47	0,5 ^a – 3,4 ^b	4,9 ^b	0,63 (0,56 – 0,86)	0,5	83	4**
Pb (µg/L)	5,6 (<2,3 – 17,3)	73	5,7 ^a – 62,9 ^b	1 ^{a,b} – 47,8 ^b	0,8 (0,4 – 1,1)	100	0	1,3 – 5,7	0,14 (< 0,1 – 0,9)	73	0,05 ^a – 1,2 ^b	7,6 ^b	0,14 (< 0,1 – 0,2)	-	67	1,2**
Sr (µg/L)	38,4 (24,8 – 88,2)	100	44,1 ^a – 170 ^b	147 ^a	438,3 (340,7 – 532,6)	100	132,0	1210 – 4022	32,7 (23,4 – 81,4)	100	25,4 ^a – 100 ^b	-	433,0 (317,0 – 528,6)	130,3	100	-
V (µg/L)	4,6 (1,9 – 10,0)	100	5,3 ^a – 27,1 ^b	6,5 ^a	14,3 (13,0 – 17,6)	100	2,8	5,1 – 5,8	1,0 (0,8 – 1,6)	100	0,9 ^a – 1,8 ^b	-	13,8 (10,8 – 17,4)	2,6	100	-
Zn (µg/L)	44,3 (18,8 – 118,8)	100	41 ^a – 693 ^b	1 ^{a,b} – 700 ^{a,b}	4,9 (3,6 – 10,8)	100	0	2 – 43	9,5 (4,8 – 44,6)	100	4,1 ^a – 40,4 ^b	68,8 ^b	3,1 (< 2,0 – 3,6)	-	83	7,8*

Tableau V.30 : Concentrations des hydrocarbures totaux (HT) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) , et fréquence de quantification des polluants (f) dans la phase totale et dans la phase dissoute pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (DiBlasi et al., 2009; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Leroy et al., 2016; Lundy et al., 2012; Stachel et al., 2010; Zhang et al., 2015) et aux normes de qualité environnementale (NQE) moyennes annuelles européennes (EC, 2013).n est le nombre d'événements analysés.

Paramètres	Concentrations totales									Concentrations dissoutes						NQE (phase totale)
	PRéf n=13 Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature parking ^a et voiries ^b imperméables		PP n=7 Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature revêtements perméables		PRéf n=13 Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature parking ^a et voiries ^b imperméables		pp n=7 Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature revêtements perméables	
			Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)			Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)			Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)			Médiane (min – max)	
HT (mg/L)	<0,6 (<0,4 – <0,9)	0	1,12 ^b	0,003 ^b – 17 ^b	<0,26 (<0,24 – <0,3)	0	0,1 – 0,6	-	< 0,2	0	< 0,2	-	< 0,2	0	-	-
Nap (ng/L)	<25,1 (<18,5 – 40,2)	31	< 30 ^b – 211,5 ^a	29 – 187	< 13,8 (< 11,2 – <31,3)	0	30,5	-	< 10 (<10 -13)	31	< 10 ^b – 20 ^a	38,5 ^b	< 10	0	27	2000
1MN (ng/L)	<13,8 (<12,4 – 16,8)	8	29 ^b	-	< 13,8 (< 11,2 – <22,9)	0	-	-	< 10 (< 10 – 11,6)	8	< 10	-	< 10	0	-	-
2MN (ng/L)	<18,5 (<14,9 – 44,1)	15	50 ^b	-	< 13,8 (< 11,2 – <20,8)	0	-	-	< 10 (< 10 – 14,8)	15	< 10	-	< 10	0	-	-
Acyl (ng/L)	<28,7 (<18,0 – 39,5)	0	5,21 ^a – 104 ^b	24 ^b	< 13,3 (< 11,2 – <25,6)	0	< 1,3	-	< 10	0	< 1,3 ^a – < 10 ^b	4,5 ^b	< 10	0	< 1,3	-
Acen (ng/L)	<13,7 (<12,0 – <18,7)	8	5,74 ^a – 27 ^b	10 ^b	< 13,8 (< 11,2 – <21,8)	0	3,9	-	< 10	8	2,9 ^a – <10 ^b	10,2 ^b	< 10	0	3,9	-
F (ng/L)	19,5 (<14,11 – 31,5)	62	18,1 ^a – 32 ^b	66 ^b	< 13,0 (< 11,2 – <17,4)	0	8,5	-	12 (< 10 -22)	62	6,8 ^a – < 10 ^b	25,8 ^b	< 10	0	2,1	-
A (ng/L)	<35,9 (<22,1 – <53,4)	0	8,12 ^a – 500 ^b	69 ^b	< 13,0 (< 11,2 – <22,7)	0	< 2	-	< 10	0	< 2 ^a – < 10 ^b	24,3 ^b	< 10	0	< 2	100
Phen (ng/L)	124,7 (<46,6 – 205,2)	85	110,3 ^a – 356 ^b	524 ^b – 1900 ^b	< 13,0 (< 11,2 – <31,3)	0	7	-	39 (11,8 – 57,6)	85	6,4 ^a – 23 ^b	112,7 ^b	< 10	0	2,8	-
Fluo (ng/L)	94,5 (<61,7 – 284,7)	69	110,9 ^a – 803 ^b	1041 ^b	<16,1 (< 11,7 – <48,3)	0	< 0,5	-	11 (< 10 – 16)	69	11,2 ^a – 15 ^b	136,9 ^b	< 10	0	< 0,5	6,3
Pyr (ng/L)	155,3 (<89,0 – 354,6)	77	93,1 ^a – 851 ^b	718 ^b	<16,0 (< 11,8 – <43,1)	0	< 0,4	-	20 (< 10 – 29)	77	1,43 ^a – 21 ^b	86,2 ^b	< 10	0	< 0,4	-
BaA (ng/L)	<52,8 (<30,3 – <135,0)	0	31,7 ^a – 255 ^b	180 ^b	< 14,1 (< 11,2 – <36,2)	0	< 0,9	-	< 10	0	< 0,9 ^a – < 10 ^b	12,5 ^b	< 10	0	< 0,9	-
Chry (ng/L)	<83,4 (<43,1 – <167,1)	0	57,5 – 479 ^b	471 ^b	<14,6 (< 11,4 – <41,7)	0	< 0,7	-	< 10	0	< 0,7 ^a – < 10 ^b	29,6 ^b	< 10	0	< 0,7	-
BaP (ng/L)	<59,6 (<31,2 – <123,7)	0	11,7 ^a – 390 ^b	178 ^b – 480 ^b	<15,0 (< 11,5 – <31,2)	0	< 2,9	-	< 10	0	< 2,9 ^a – < 10 ^b	4,5 ^b	< 10	0	< 2,9	0,17
BkF (ng/L)	<49,3 (<26,1 – <80,1)	0	6,9 ^a – 179 ^b	153 ^b	<13,5 (< 11,3 – <25,7)	0	< 1,7	-	< 10	0	< 1,7 ^a – < 10 ^b	10 ^b	< 10	0	< 1,7	-
BPer (ng/L)	<71,5 (<39,3 – <147,7)	0	< 40 ^a – 361 ^b	86 ^b	<15,3 (< 11,8 – <33,5)	0	< 10	-	< 10	0	< 10 ^{a,b}	1,7 ^b	< 10	0	< 10	-
IP (ng/L)	<62,6 (<32,1 – <123,9)	0	< 40 ^a – 272 ^b	47 ^b	<14,5 (< 11,4 – <31,6)	0	< 10	-	< 10	0	< 10 ^{a,b}	2 ^b	< 10	0	< 10	-
BbF (ng/L)	<133,3 (<59,9 – <264,1)	0	59,9 ^a – 570 ^b	218 ^b	<16,7 (< 11,8 – <49,8)	0	< 1,7	-	< 10	0	< 1,7 ^a – < 10 ^b	15,1 ^b	< 10	0	< 1,7	-
DahA (ng/L)	<34,4 (<16,9 – <68,9)	0	< 40 ^b – 80 ^b	7 ^b	<12,1 (< 11,2 – <62,6)	0	< 10	-	< 10	0	< 10 ^{a,b}	<10 ^b	< 10	0	< 10	-
Cor (ng/L)	<29,4 (<20,5 – <53,2)	0	187 ^b	-	< 13,0 (< 11,2 – <16,9)	0	-	-	< 10	0	< 10 ^b	-	< 10	0	-	-
Σ ₁₆ HAP (ng/L)	<1099,7 (<670,1 – <2089,8)	-	895,9 ^a – 4907 ^b	350 ^b – 9400 ^b	< 229,1 (< 182,7 – <492,8)	-	< 90	-	< 200 (< 175 – < 271,6)	-	< 89,9 ^a – < 190 ^b	548,2 ^b	< 160	-	< 77,9	-

Tableau V.31 : Concentrations en bisphénol A (BPA), Alkylphénols et Phtalates, et fréquence de quantification des polluants (f) dans la phase totale et dans la phase dissoute pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparées aux données de la littérature quand c'est possible (Björklund et al., 2009; Clara et al., 2010; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Stachel et al., 2010) et aux normes de qualité environnementale (NQE) moyennes annuelles européennes (EC, 2013). n est le nombre d'événements analysés.

Paramètres		Concentrations totales							Concentrations dissoutes						NQE (phase totale)
		PRéf n=14 (13 pour DEHP) Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature parking ^a et voiries ^b imperméables		PP n (BPA, AP)= 8 n(Pht)=7 Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature revêtements perméables Médiane	PRéf n=14 (13 pour DEHP) Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature parking ^a et voiries ^b imperméables Médiane (min – max)	PP n (BPA, AP)= 8 n(Pht)=7 Médiane (Q10 – Q90)	f (%)	Littérature revêtements perméables Médiane	
				Médiane (min – max)	Moyenne (min – max)										
BPA (ng/L)	222,2 (108,5 – 482,2)	100	157,7 ^a – 1400 ^b	-	1501,5 (694,9 – 1814,8)	88	115,1	171,2 (64,1 – 270,3)	100	137,5 ^a – 280 ^b	1486,5 (685,1 – 1808,7)	100	113,9	-	
Alkylphénols	OP (ng/L)	69,5 (47,9 – 165,2)	100	18,8 ^a – 430 ^b	-	41,0 (17,7 – 77,3)	100	39,1	27,7 (24,9 – 64,0)	100	5,73 ^a – 126 ^b	33,8 (16,8 – 71,1)	100	3,4	100
	OP ₁ EO (ng/L)	24,5 (7,8 – 123,2)	93	26 ^b – 52,7 ^a	-	22,6 (< 8,2 – 31,5)	75	26,7	20,2 (7,0 – 40,7)	93	< 17 ^b – 32,7 ^a	19,2 (< 2,8 – 30,7)	75	18,5	-
	OP ₂ EO (ng/L)	5,9 (3,6 – 15,8)	50	7,4 ^a – 29 ^b	-	< 3,4 (< 3,3 – < 5,5)	0	2,5	4,0 (< 3,1 – 7,6)	50	3,9 ^a – < 6 ^b	< 3,1 (< 3,1 – 4,2)	13	1,6	-
	NP (ng/L)	119,7 (80,4 – 319,0)	100	329,1 ^a – 1647 ^b	393,8 ^b	380,2 (166,3 – 1051,3)	100	304,4	77,2 (43,4 – 210,5)	100	147,5 ^a – 386 ^b	359,2 (156,4 – 1021,6)	100	150	300
	NP ₁ EC (ng/L)	34,5 (18,7 – 75,1)	100	0 ^a – 113 ^b	-	148,2 (< 42,2 – 410,1)	63	18,2	32,1 (15,9 – 73,9)	100	0 ^a – 105 ^b	148,1 (41,7 – 408,2)	100	14,4	-
	NP ₁ EO (ng/L)	50,9 (27,5 – 74,1)	100	0 ^a – 366 ^b	1100 ^b	49,7 (26,8 – 93,5)	100	0	32,1 (20,0 – 59,3)	100	35,1 ^a – 38 ^b	46,6 (24,7 – 89,0)	100	0	-
	NP ₂ EO (ng/L)	91,2 (39,7 – 132,2)	100	62,7 ^a – 2230 ^b	2000 ^b	79,4 (48,9 – 147,6)	100	0	62,8 (30,0 – 126,3)	100	0 ^a – 180 ^b	77,4 (47,4 – 142,8)	100	0	-
Phtalates	DMP (µg/L)	0,2 (< 0,15 – 0,5)	29	0,44 ^b	0,05 ^b – 0,2 ^b	< 0,15 (< 0,14 – < 0,16)	0	-	< 0,13 (< 0,13 – 0,40)	29	< 0,25 ^b	< 0,13 (< 0,13 – 0,14)	14	-	-
	DiBP (µg/L)	2,1 (0,94 – 4,3)	100	2,8 ^b	-	0,69 (< 0,37 – 1,33)	71	-	0,99 (0,54 – 2,6)	100	1,3 ^b	0,52 (< 0,33 – 0,92)	71	-	-
	DBP (µg/L)	0,96 (0,44 – 1,9)	100	1,7 ^b	0,2 ^b – 0,3 ^b	0,43 (< 0,23 – 0,66)	57	-	0,56 (0,33 – 1,2)	100	0,28 ^b	0,36 (< 0,21 – 0,60)	57	-	-
	DEHP (µg/L)	6,1 (3,9 – 15,16)	100	8,6 ^b – 14 ^b	2,5 ^b – 4,5 ^b	1,2 (0,7 – 2,9)	100	-	2,5 (2,0 – 6,50)	100	3,4 ^b	0,91 (0,47 – 2,52)	100	-	1,3
	DNP (µg/L)	0,61 (0,36 – 1,8)	36	0,2 ^b	-	< 0,29 (< 0,27 – < 0,35)	0	-	< 0,27 (< 0,27 – 1,30)	36	< 0,11 ^b	< 0,27 (< 0,27 – 0,32)	29	-	-

5.3.3. Hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbure aromatiques polycycliques (HAP)

Dans le Tableau V.30, les concentrations en hydrocarbures totaux de la phase totale sur le parking référence sont comprises dans la gamme basse de valeur des concentrations trouvées dans la littérature pour des voiries imperméables (Flanagan, 2018; Kayhanian *et al.*, 2007; Leroy *et al.*, 2016; Lundy *et al.*, 2012; Roinas *et al.*, 2014). Aucune référence n'a été trouvée pour comparer les concentrations en HT à un autre parking imperméable. Les hydrocarbures totaux dans la phase dissoute ne sont pas comparables avec la littérature puisque pour notre étude et pour l'unique référence trouvée pour cet élément (Flanagan, 2018), les concentrations sont toutes inférieures à la LQ.

En ce qui concerne les HAPs, les concentrations de la phase totale sont bien comprises dans les gammes de valeurs trouvées dans la littérature pour des parkings ou des voiries imperméables, mais toujours avec des valeurs assez faibles (DiBlasi *et al.*, 2009; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Leroy *et al.*, 2016; Lundy *et al.*, 2012; Stachel *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2015). Pour certains HAPs (1MN, 2MN, Fluo et Cor), les médianes des concentrations totales voire les neuvièmes déciles sont plus faibles que les gammes données dans la littérature, ce qui peut s'expliquer par des différences de densité de trafic et de conditions d'utilisation.

La Figure V.114 présentant la distribution des HAPs dans les eaux ruisselées sur le parking référence montre une nette prédominance de phénanthrène (Phen), fluoranthène (Fluo), pyrène (Pyr), et benzo[b]fluoranthène (BbF) qui représentent à eux seuls près de la moitié des HAPs. Pour les autres HAPs, ceux avec une masse moléculaire plus élevée (BaA, Chry, BaP, DahA, BkF, BPer, IP, Cor) sont légèrement plus présents que ceux avec une masse moléculaire plus faible (Nap, 1MN, 2MN, Acyl, Acen, F et A). Cette signature est la même que celle obtenue par (Flanagan, 2018) pour une voirie à fort trafic sauf pour Phen et indique que les HAPs proviennent principalement de sources pyrogènes. La présence plus importante de Phen peut venir de fuites d'huiles usagées ou de la mauvaise combustion lors du démarrage des moteurs.

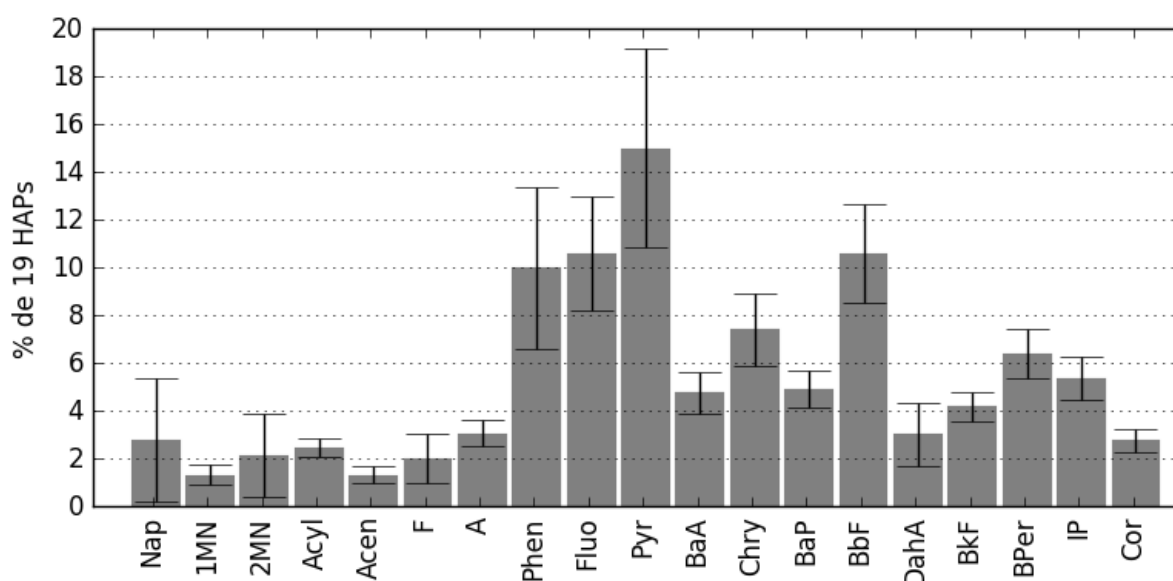


Figure V.114 : Signature des 19 HAPs analysés (en %, moyenne ± écart – type) dans les eaux de ruissellement du parking référence

La répartition des concentrations entre la phase dissoute et la phase particulaire, présentées en Figure V.115, montre une prédominance de la phase particulaire pour HT, Nap, Acyl, A, Phen, Fluo, Pyr, BaA, Chry, BaP, BkF, BPer, IP, BbF, DahA, Cor et la somme des 16HAPs, avec des valeurs de % particulaire comprises entre 58 % (Nap) et 86 % (BbF). Pour 1MN, Acen et F, la phase dissoute domine avec une part des concentrations dissoutes respectives de 76 %, 73 % et 67 %. 2MN est quant à lui bien réparti entre les deux phases avec 46 % de la concentration totale due à la phase particulaire et 54 % due à la phase dissoute. Il faut cependant relativiser ces observations car le remplacement des concentrations inférieures à la LQ par la valeur de la LQ surestime les concentrations dans la phase dissoute, ce qui entraîne une surestimation de la part des concentrations dissoutes.

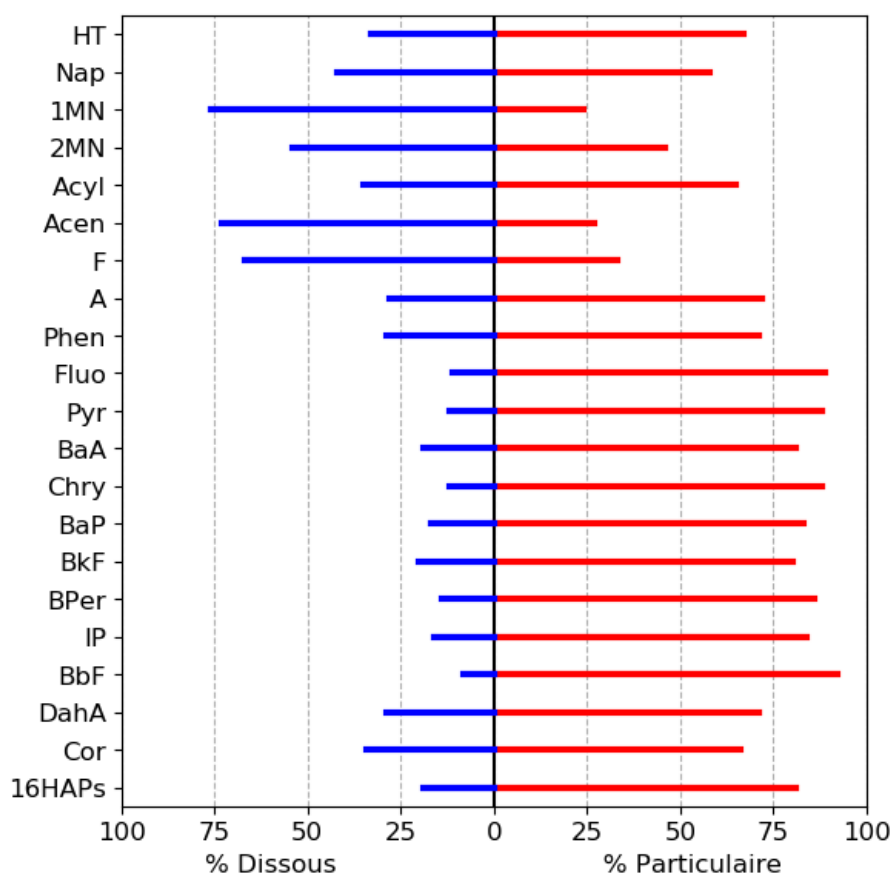


Figure V.115 : Répartition des HAPs entre la phase dissoute et la phase particulaire (valeurs médianes) du parking référence

Parmi les HAPs analysés, 11 n'ont jamais été quantifiés dans la phase dissoute (Tableau V.30). Les HAPs quantifiés le plus souvent dans la phase dissoute sont le fluorène (F), le phénanthrène (Phen), le fluoranthène (Fluo) et le pyrène (Pyr) avec des fréquences de quantifications respectives de 62, 85, 69 et 77 %. 4 autres HAPs ont parfois été quantifiés : naphthalène (Nap), 1-méthyl-naphthalène (1MN), 2-méthyl-naphthalène (2MN) et acénaphthène (Acen) avec des fréquences de quantifications respectives de 31, 8, 15 et 8 %.

La comparaison des concentrations en HAPs avec les normes de qualité environnementales montre que les valeurs obtenues pour le naphthalène (Nap) et l'anthracène (A) sont toujours inférieures aux NQE (Tableau V.30), tandis que pour le fluoranthène (Fluo) et le benzo(a)pyrène (BaP) les NQE sont très largement et systématiquement dépassées.

5.3.4. Alkylphénols et bisphénol A

Les concentrations totales et dissoutes en alkylphénols et bisphénol A présentées dans le Tableau V.31 sont comprises dans la gamme de concentrations trouvées dans la littérature, sauf pour NP qui a des médianes (voire le Q90 de la phase totale) plus faibles que le minimum de concentration médiane de la littérature (Björklund *et al.*, 2009; Flanagan, 2018; Garnier, 2020; Stachel *et al.*, 2010). Les OP et NP dépassent les valeurs de la NQE pour 21 % des événements chacun.

Excepté OP qui est aussi bien présent en phase dissoute qu'en phase particulaire (Figure V.116), le bisphénol A et les alkylphénols sont plus présents dans la phase dissoute que dans la phase particulaire avec des % dissous compris entre 71 % (NP) et 98 % (NP1EC).

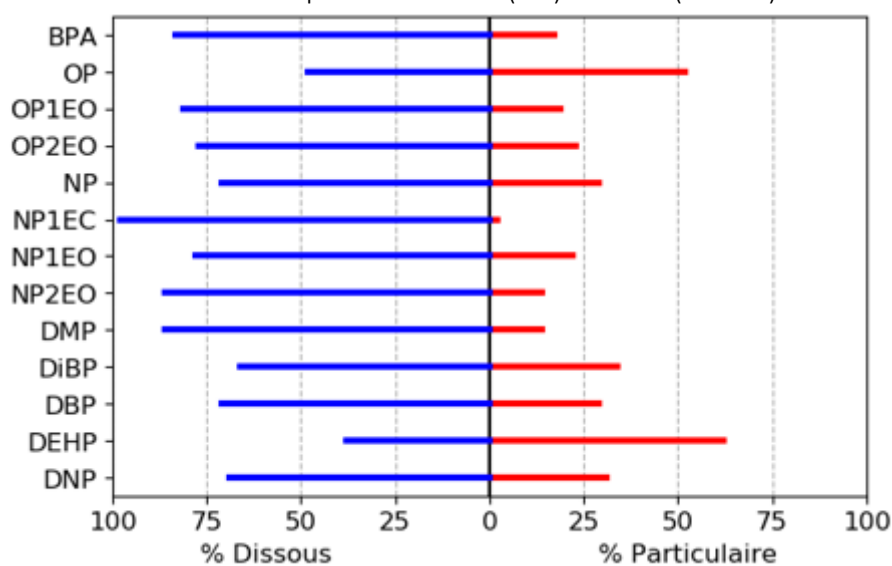


Figure V.116 : Répartition des BPA, alkylphénols et phtalates entre la phase dissoute et la phase particulaire (valeurs médianes) du parking référence

5.3.5. Phtalates

Les concentrations en phtalates présentées dans le Tableau V.31 sont comparables aux valeurs trouvées dans la littérature (Björklund *et al.*, 2009; Clara *et al.*, 2010; Flanagan, 2018; Stachel *et al.*, 2010). DMP et DNP n'ont pas été quantifiés dans tous les échantillons de la phase dissoute, contrairement au DiBP, DBP et DEHP.

Les concentrations totales en DEHP avec une médiane de 6,1 µg/L dépassent systématiquement la valeur de la norme de qualité environnementale de 1,3 µg/L.

La répartition des concentrations entre la phase particulaire et la phase dissoute dans la Figure V.116 montre que DMP, DiBP, DBP et DNP sont plus présents dans la phase dissoute - entre 66 % dissous (DiBP) et 86 % dissous (DMP) - tandis que DEHP est plus présent dans la phase particulaire (62 % particulaire).

5.3.6. Conclusions sur la contamination des eaux de ruissellement du parking référence

L'évaluation des concentrations de la plupart des polluants analysés pour le parking référence de Villeneuve-le-Roi montre que ce site est assez peu contaminé, avec des concentrations médianes souvent comprises dans la gamme basse des concentrations trouvées dans la littérature pour des voiries ou des parkings imperméables. Cette faible contamination est due au faible nombre de rotation des véhicules sur ce parking résidentiel qui est en accès limité.

La répartition des polluants entre la phase particulaire et la phase dissoute montre que les ETM (exceptés Mo et Sr), Al, Fe, Mn, Ti, les HAPs (exceptés 1MN, Acen et F) et DEHP sont plus présents dans la phase particulaire tandis que les nutriments, le carbone organique, Na, K, Ca, Mo, Sr, 1MN, Acen, F, BPA, les alkylphénols et les autres phtalates sont majoritairement dans la phase dissoute.

5.4. Efficacité d'abattement des concentrations en micropolluants

5.4.1. Paramètres globaux et éléments majeurs

Le pH des eaux collectées à la sortie du drain du parking perméable est systématiquement plus élevé que celui du parking référence avec un premier décile pour le PP de 8,9 alors que le neuvième décile pour PRéf est de 8,1 (Tableau V.27). La comparaison avec les valeurs de la littérature obtenues pour d'autres parkings perméables montre des pH similaires, indiquant l'influence du milieu alcalin des parkings sur le pH (Boving *et al.*, 2008; Drake *et al.*, 2014b; Razzaghamanesh and Borst, 2019; Sañudo-Fontaneda *et al.*, 2014a).

La conductivité électrique pour le parking perméable est significativement plus élevée que pour le parking référence, avec une médiane de 269 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cela peut s'expliquer par la mise en solution importante de Na, K, Mg et Ca, pour lesquelles la concentration en phase dissoute est bien plus élevée sur le parking perméable que sur le parking référence. La forte concentration de ces éléments pour le parking perméable est due à la nature des matériaux utilisés, eux-mêmes très riches en ces éléments (chapitre 2 partie 2.2.).

Le parking perméable permet de réduire les MES avec une concentration médiane de 5,9 mg/L en sortie de drain et un abattement médian de 88 % pour les événements communs entre le parking référence et le parking perméable (Tableau V.32). L'abattement des MES par le parking perméable végétalisé est statistiquement significatif (Wilcoxon $P < 0,01$) et les valeurs sont dans la même gamme que celles de la littérature (Bean and Hunt, 2005; Drake *et al.*, 2014b; Garnier, 2020; Legret and Colandini, 1999).

Tableau V.32 : Abattements des concentrations des matières en suspension (MES), carbone organique (CO), nutriments et éléments traces métalliques dans la phase totale et dans la phase dissoute pour le parking perméable (PP) comparées aux données de la littérature quand c'est possible (Bean and Hunt, 2005; Boving et al., 2008; Brattebo and Booth, 2003; Collins et al., 2009; Drake et al., 2014b; Garnier, 2020; Legret and Colandini, 1999). Fsig est la fraction d'événements pour laquelle un abattement (ou une émission) significatif est observé. n est le nombre d'événements analysés.

Paramètre	Abattement de concentrations totales ($E_{CT, ev}$, en %)					Abattement de concentrations dissoutes ($E_{CD, ev}$, en %)					
	PP Médiane (Q10, Q90)	Fsig (%)	n	Littérature		PP Médiane (Q10, Q90)	Fsig (%)	n	Littérature		
				Médiane (min, max)	Moyenne (min, max)				Médiane (min, max)	Moyenne (min, max)	
MES	88 (0, 93)	100	10	100	59, 87	-	-	-	-	-	
CO	51 (15, 57)	90	10	-	-	-28 (-56, 22)	90	10	-	-	
Éléments nutritifs	NK	-8 (-54, 4)	50	6	-	42, 60	-42 (-71, -13)	50	2	-	-
	NH ₄ ⁺						-50 (-135, 17)	0	7	-	84, 90
	NO ₃ ⁻						-206 (-1940, -39)	100	5	-	-140, 27
	NO ₂ ⁻						-88 (-440, 38)	20	5	-	62, 82
	P	20 (4, 48)	14	7	-	9, 82	-19 (-24, -17)	0	3	-	-
	PO ₄ ³⁻						-	-	0 ³	-	-175, 42
Éléments majeurs	Al	5 (-143, 69)	80	5	99	-51, 35	-2101 (-2674, -1402)	0	5	0	-
	Fe	41(-10, 89)	67	6	99	32, 74	22 (-1887, 29)	33	3	56	-
	Mn	85 (27, 90)	100	5	98	71, 87	40 (36, 60)	100	5	26	-
	Ti	93 (45, 95)	100	5	99	-	25 (15, 41)	100	5	53	-
	Na	-436 (-829, -171)	100	5	-187	-3600, -1500	-475 (-1039, -180)	100	5	-673	-
	K	-1814 (-3072, -1168)	100	6	-187	-10900, -1900	-2349 (-4258, -1543)	100	6	-1280	-
	Mg	46 (-15, 82)	100	6	22	-	21 (-81, 66)	100	6	-195	-
	Ca	-8 (-149, 14)	67	6	-84	-	-9 (-144, 12)	67	5	-148	-
	Si						-1443 (-2170, -1054)	100	6	-	-
Éléments traces métalliques	As	-231 (-407, -110)	100	6	29	-	-664 (-903, -483)	100	6	-481	-
	Ba	15 (-45, 44)	0	5	88	-	-66 (-133, 4)	20	5	0	-
	Cd	17 (-123, 49)	0	5	78, 90	80	-6 (-24, 39)	20	5	0	-
	Co	-16 (-119, 22)	40	6	91	-	-670 (-1621, -546)	20	6	-84,2	-
	Cr	-149 (-309, -72)	100	6	74	-	-1585 (-3262, -551)	100	6	-257	-
	Cu	49 (17, 68)	100	5	-11, 63	-2, 89	-8 (-75, 7)	60	5	-210	93
	Mo	-658 (-997, -339)	100	6	-	-	-833 (-1303, -584)	100	6	-	-
	Ni	66 (12, 80)	75	4	93	-	-25 (-72, -11)	40	5	30	-
	Pb	89 (39, 95)	100	5	85, 100	84	45 (-12, 84)	75	4	100	-
	Sr	-625 (-1316, -275)	100	6	-195	-4900, 4	-653 (-1443, -300)	100	6	-396	-
	V	-342 (-590, -108)	100	6	72	-	-1477 (-21118, -888)	100	6	-189	-
	Zn	87 (44, 90)	100	5	100	39, 88	65 (36, 81)	100	5	100	81, 92

L'analyse des abattements des concentrations en nutriments dissoutes événementielles montre que le parking perméable végétalisé émet des concentrations plus importantes en nutriments. Ainsi, pour l'azote kjeldahl (NK) et le phosphore, les abattements en phase dissoute sont toujours inférieurs ou égaux à 0 %. Pour les nitrates, l'abattement est toujours largement négatif avec une médiane à -206 %. Pour NH₄⁺ et NO₂⁻, les médianes négatives (-50 et -88 % respectivement) montrent que l'eau se charge en ammonium et en nitrites en traversant la structure du parking perméable. Cependant, les Q90 pour NH₄⁺ et NO₂⁻ sont positifs (17 et 38% respectivement) et indiquent qu'il est parfois possible de piéger ces éléments. Il convient cependant de relativiser les abattements de concentrations événementielles obtenus ici pour tous les nutriments, excepté NO₃⁻, puisque les Fsig correspondant sont tous inférieurs ou égaux à 50 %, ce qui indique que les écarts entre les concentrations du parking référence et du parking perméables ne sont pas significatifs par rapport à l'incertitude liée aux analyses.

Les abattements donnés dans le Tableau V.32 pour les nutriments sont tous plus faibles pour le site de Villeneuve-le-Roi que dans la littérature (Bean and Hunt, 2005; Boving *et al.*, 2008; Collins

³ L'abattement n'a pas pu être calculé car les concentrations de tous les échantillons sont < LQ.

et al., 2009; Drake *et al.*, 2014b), ce qui peut s'expliquer par la nature du substrat (riche en nutriments) et la présence de la végétation sur le parking perméable. Même si le parking perméable végétalisé entraîne une augmentation des concentrations en nutriments, les concentrations sont toujours inférieures aux valeurs seuil données par le guide REEE-ESC (MEEM, 2016) pour NH_4^+ , NO_3^- , P et PO_4^{3-} , alors que pour NO_2^- , la valeur seuil de 0,09 mg/L est dépassée pour 80 % des échantillons.

L'observation de la répartition des concentrations entre la phase dissoute et la phase particulaire pour le parking perméable en Figure V.117 montre que les % particulaires sont moins élevés pour tous les éléments majeurs et nutritifs en sortie de parking perméable que pour le parking référence, avec une dominance significative de la phase dissoute pour CO, NK, Ptot, Al, Na, K, Mg et Ca, ce qui indique que, pour ces éléments, la phase particulaire est bien filtrée par la structure perméable et/ou que ces éléments sont émis par lessivage des matériaux de construction. Pour Fe, Mn et Ti, la phase particulaire est dominante à plus de 75 %.

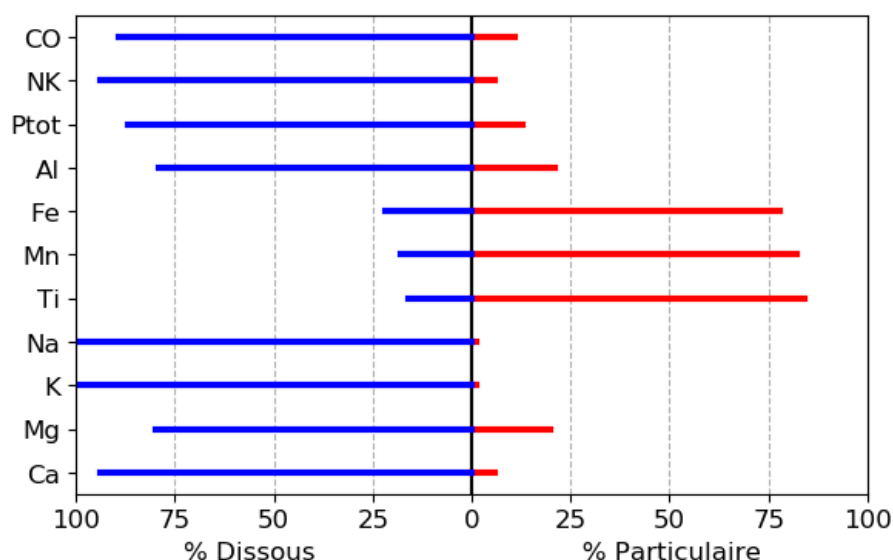


Figure V.117 : Répartition des éléments majeurs et nutritifs entre la phase dissoute et la phase particulaire (valeurs médianes) du parking perméable

5.4.2. *Éléments traces métalliques*

L'efficacité d'abattement des concentrations des éléments traces métalliques dépend de l'élément considéré et de la phase observée. Pour l'arsenic, le chrome, le molybdène, le strontium et le vanadium les concentrations sont bien plus élevées en sortie de drain du parking perméable végétalisé que pour le ruissellement du parking référence, que ce soit dans la phase dissoute ou dans la phase totale (Tableau V.29). Ces 5 éléments sont naturellement présents dans les sols et les roches, et sont lessivés par l'eau de pluie qui traverse la structure perméable (Budzinski, 2017; CCME, 1999; Chandesris *et al.*, 2013; Danel, 2017; Lenntech, 2020). Pour les autres ETM (Ba, Cd, Co, Cu, Ni, Pb et Zn), les concentrations dans la phase totale sont plus faibles pour le parking perméable que pour le parking référence. Cette observation est inversée avec les concentrations de la phase dissoute pour Ba, Co et Ni où la concentration en phase dissoute est plus importante en sortie de parking perméable. De plus, Co et Ni ont plus souvent

été quantifiés dans la phase dissoute en sortie du parking perméable que dans les eaux de ruissellement du parking référence. Ces observations sont dues au lessivage des matériaux du parking où ces éléments sont naturellement présents (Danel, 2017; Lenntech, 2020; Ontario, 2001). Pour Cd, Cu et Pb, les médianes des concentrations en phase dissoute sont similaires entre les deux parkings. Seul Zn montre une diminution significative de la concentration en phase dissoute pour le parking perméable végétalisé.

Les concentrations dissoutes en Cr dépassent la valeur de la NQE (3,4 µg/L) pour 67 % des échantillons. Les concentrations dans la phase dissoute pour As et Cu dépassent toujours leur NQE respective de 0,83 µg/L et 1 µg/L. A l'inverse, Cd, Ni, Pb et Zn sont toujours largement inférieurs aux valeurs de la NQE pour la phase dissoute.

La comparaison des concentrations de la phase totale avec les données de la littérature montre que les concentrations obtenues sur le parking perméable entrent dans les gammes de valeurs trouvées pour d'autres parkings perméables dans la littérature pour As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sr et Zn (Bean and Hunt, 2005; Braswell *et al.*, 2018b; Brattebo and Booth, 2003; Drake *et al.*, 2014b; Dreelin *et al.*, 2006; Garnier, 2020; Legret and Colandini, 1999; Rushton, 2001; Selbig *et al.*, 2019). Pour Cd, Co, Ni, Pb, Sr et Zn, les concentrations du parking perméable végétalisé de cette étude sont plutôt faibles par rapport aux gammes de concentrations de la littérature. Pour Ba, Cr et V, les médianes des concentrations totales sont plus élevées que dans la littérature. Cependant, le nombre de références pour ces éléments est limité avec seulement 1 étude pour Ba (Garnier, 2020) et 2 pour Cr et V (Garnier, 2020; Selbig *et al.*, 2019). La différence entre les concentrations de notre étude et celles de la littérature est peut-être due à une nature différente des matériaux composant les parkings perméables.

En termes d'abattement des concentrations, ceux de la phase totale sont négatifs pour As, Cr, Mo, Sr et V pour tous les événements communs échantillonnés, indiquant que le parking perméable rejette des concentrations plus fortes de ces éléments que le parking référence. Ces résultats indiquent que les matériaux du parking perméable sont riches en ces éléments, naturellement présents dans les roches et les sols et sont lessivés au passage de l'eau. Pour Ba, Cd, Co, et Ni, les valeurs d'abattements de la phase totale sont assez variables, avec des Q10 négatifs, des médianes positives ou négatives et des Q90 positifs. Cette variabilité est aussi montrée par les valeurs de F_{sig} pour ces éléments. Pour Ba et Cd, la valeur F_{sig} de 0 % indique que les abattements calculés ne sont significatifs par rapport à l'incertitude d'analyse pour aucun des événements échantillonnés. Pour Co et Ni, 40 % et 75 % des événements respectivement ont des abattements significatifs, compte tenu des incertitudes d'analyse. Les concentrations de la phase totale sont bien abattues par le parking perméable pour le cuivre, le plomb et le zinc, avec des valeurs d'abattement positives pour tous les événements et qui sont significatives pour 100 % des événements. Les abattements dans la phase totale obtenus pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi sont similaires aux valeurs de la littérature pour Cu, Pb, Sr, Zn. Pour tous les autres ETM, les abattements sont nettement plus faibles que dans la littérature. Cela peut provenir des écarts de concentrations totales entre l'entrée et la sortie plus importants dans la littérature que dans notre étude, car comme observé dans le Tableau V.29, les concentrations en ETM du parking référence se trouvent dans la gamme basse par rapport à la littérature, tandis que les concentrations du parking perméable sont similaires à la

littérature (sauf pour Ba, Cr et V). Les différences d'abattements entre les études et le site de Villeneuve-le-Roi ne reflètent donc pas forcément une moins bonne capacité d'abattement des polluants par le parking perméable végétalisé.

Les abattements pour tous les éléments sont dégradés dans la phase dissoute avec une diminution significative des abattements par rapport à la phase totale (Tableau V.32). Excepté pour le plomb et le zinc, qui sont bien abattus dans la phase dissoute, tous les autres éléments traces métalliques ont des abattements négatifs pour la totalité des événements (As, Co, Cr, Mo, Ni, Sr, V) ou une très grande majorité des événements (Ba, Cd, Cu). Ceci indique que le parking perméable n'est pas capable de retenir efficacement la majorité des ETM dans la phase dissoute, voire les émet par lessivage des matériaux de construction. Pour Ba, Cd, Co, Cu, Ni, et Pb, les abattements ne sont pas significatifs pour tous les échantillons, Fsig variant entre 20 % et 75 % selon l'élément.

Même si l'efficacité d'abattement des concentrations en ETM est variable en fonction de l'élément considéré, la répartition des concentrations entre la phase dissoute et la phase particulaire du parking perméable (Figure V.118) montre une nette diminution du % particulaire par rapport au parking référence pour tous les ETM exceptés pour le Pb qui ne diminue que très légèrement et Sr qui est déjà très largement dans la phase dissoute. Ces informations peuvent indiquer une bonne filtration des particules par le parking perméable végétalisé et/ou une émission de polluants dissous par le lessivage des matériaux. Ainsi, sur le parking perméable As, Ba, Co, Cr, Cu, Mo, Sr et V sont plus largement présents en phase dissoute (entre 83 % dissous (Cu) et 99 % dissous (Sr)), tandis que pour Cd, Ni et Zn la répartition entre le dissous et le particulaire est similaire (50-50). Le seul ETM plus présent en phase particulaire est Pb avec 87 %.

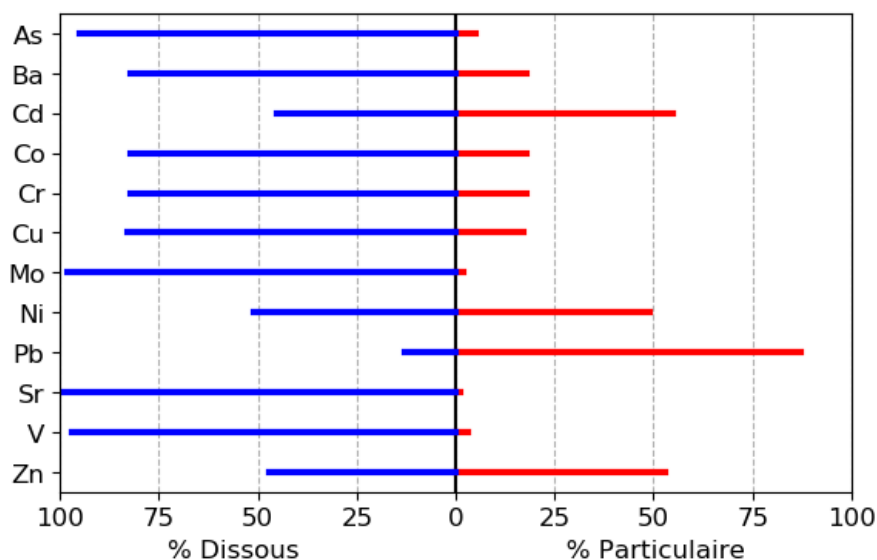


Figure V.118 : Répartition des éléments traces métalliques (ETM) entre la phase dissoute et la phase particulaire (valeurs médianes) du parking perméable

5.4.3. Hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les concentrations présentées dans le Tableau V.30 montrent que les concentrations en hydrocarbures totaux pour le parking perméable végétalisé sont toujours inférieures à celles du parking référence avec un Q90 pour le PP de 0,3 mg/L quand le Q10 du PRéf est de 0,4 mg/L. Les concentrations obtenues en sortie de parking perméable entrent dans la gamme de valeurs des concentrations trouvées dans la littérature (Sañudo-Fontaneda *et al.*, 2014a). Les HT n'ont pas été quantifiés dans la phase dissoute. En termes d'abattement, le parking perméable végétalisé permet de réduire les concentrations en hydrocarbures totaux avec un Q10 de 45 %, une médiane à 56 % et un Q10 à 72 % (Tableau V.33).

Tableau V.33 : Abattements des concentrations en hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans la phase totale et dans la phase dissoute pour le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (Garnier, 2020). Fsig est la fraction d'événements pour laquelle un abattement significatif est observé. n est le nombre d'événements analysés.

Paramètre	Abattement de concentrations totales (%)				Abattement de concentrations dissoutes (%)				
	PP Médiane (Q10, Q90)	Fsig (%)	n	Littérature Médiane	PP Médiane (Q10, Q90)	Fsig (%)	n	Littérature Médiane	
HT	56 (45, 72)	83	6	-	-	-	0	-	
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Nap	32 (-36, 60)	67	6	87	9 (9, 20)	0	3	-13
	1MN	-23 (-57, 24)	67	6	-	-	-	0	-
	2MN	12 (-27, 55)	67	6	-	-	-	0	-
	Acyl	58 (-23, 72)	100	5	96	-	-	0	95
	Acen	-10 (-52, 31)	50	6	23	-	-	0	0
	F	18 (-35, 40)	67	5	42	13 (10, 16)	0	2	0
	A	57 (4, 78)	80	5	-	-	-	0	-
	Phen	70 (57, 94)	100	5	92	60 (52, 69)	100	5	0
	Fluo	87 (40, 95)	80	5	99	17 (11, 36)	33	3	78
	Pyr	93 (44, 96)	100	5	99	50 (48, 58)	100	3	82
	BaA	83 (3, 89)	100	5	99	-	-	0	-
	Chry	85 (32, 93)	80	5	98	-	-	0	-
	BaP	82 (3, 88)	100	5	86	-	-	0	-
	BkF	79 (24, 85)	80	5	-	-	-	0	-
	BPer	86 (29, 90)	80	5	82	-	-	0	-
	IP	83 (15, 89)	80	5	82	-	-	0	-
	BbF	92 (33, 94)	80	5	99	-	-	0	-
DahA	65 (30, 77)	100	5	-	-	-	0	-	
Cor	65 (31, 78)	100	5	-	-	-	0	-	
Σ16 HAP	82 (27, 90)	-	5	-	-	-	0	-	

Les différents HAPs analysés n'ont jamais été quantifiés dans la phase dissoute, ce qui indique que ces polluants sont principalement présents dans la phase particulaire, comme le montre la Figure V.119. La répartition des concentrations entre la phase dissoute et la phase particulaire est nettement différente entre le parking perméable (Figure V.119) et le parking référence (Figure V.114), avec pour HT et tous les HAPs une prédominance significative de la phase dissoute (entre 62 % (BbF) et 84 % (DahA), quand pour le parking référence la phase particulaire domine pour HT et la majorité des HAPs. Encore une fois, la part de concentration dissoute est surestimée avec le remplacement des concentrations inférieures à la LQ par la valeur de la LQ ; Ces résultats semblent montrer le pouvoir filtrant du parking perméable, mais l'augmentation

de la part en concentration dissoute peut aussi être due à une émission plus importante de polluants dissous par lessivage des matériaux du parking perméable.

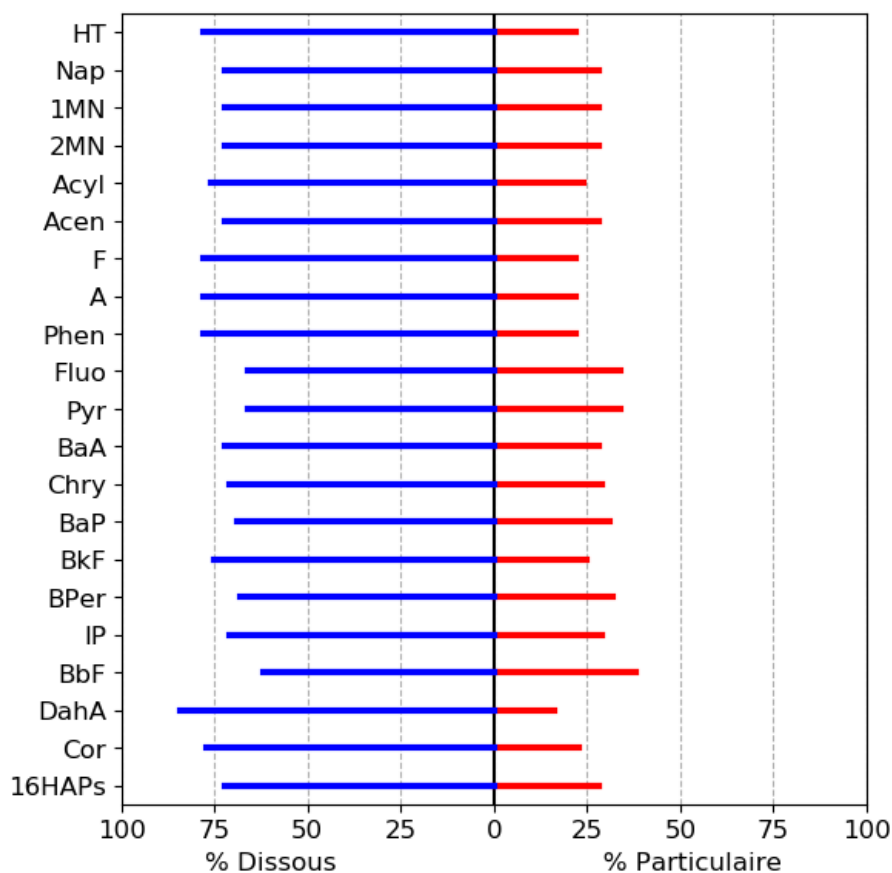


Figure V.119 : Répartition des HAPs entre la phase dissoute et la phase particulaire (valeurs médianes) du parking perméable

Les résultats de concentrations totales présentés dans le Tableau V.30 sont très influencés par le choix de remplacer les valeurs de concentrations < LQ, par la LQ, ce qui implique une surestimation systématique des concentrations. Par rapport aux concentrations totales du parking référence, celles du parking perméable sont largement inférieures pour Nap, 2MN, Acyl, A, Phen, Fluo, Pyr, BaA, Chry, BaP, BkF, BPer, IP, BbF, DahA et Cor. Les gammes de concentrations sont similaires pour 1MN, Acen et F sur les deux parkings.

La comparaison des concentrations totales et dissoutes avec la littérature (Garnier, 2020) est difficilement exploitable à cause des valeurs de LQ plus élevées pour le site de Villeneuve-le-Roi (Tableau V.30). Cependant, l'écart entre les concentrations totales et dissoutes est nettement plus élevé dans notre étude que dans celle de Garnier 2020.

En termes d'abattement des concentrations totales, les HAPS lourds sont mieux abattus que les HAPS légers. 1MN et Acen ont une médiane d'abattement négative (-23 % et -10 %), mais il est possible lors de certains événements de piéger ces polluants puisque le Q90 pour ces deux éléments est positif (24 et 31 % respectivement). Les valeurs d'abattement des concentrations totales sont satisfaisantes voire excellentes pour les 17 autres HAPs analysés (entre 12 et 93 % d'abattement). L'abattement des concentrations dissoutes a été calculé pour les HAPs ayant été quantifiés sur le parking référence, en considérant que la concentration sur le parking perméable pour ces éléments était égale aux limites de quantifications (l'efficacité

d'abattement est donc volontairement sous-estimée). Les résultats indiquent que Nap, F, Phen, Fluo et Pyr ne sont jamais émis par le parking perméable puisque les abattements sont toujours positifs.

5.4.4. Alkylphénols et bisphénol A

La concentration en bisphénol A dans la phase totale et dans la phase dissoute est bien plus élevée en sortie de parking perméable végétalisé que pour le parking référence (Tableau V.31). Cette tendance est aussi visible avec les abattements de concentrations qui sont très fortement négatifs avec une médiane à -769 % dans la phase totale et - 923 % dans la phase dissoute (Tableau V.34). Le bisphénol A est essentiellement présent en phase dissoute en sortie de drain du parking perméable puisque les concentrations entre la phase totale et la phase dissoute sont presque identiques. L'abattement médian est bien plus faible dans les deux phases par rapport à l'étude de Garnier (2020) notamment à cause de la concentration en sortie du parking perméable qui est plus de 13 fois supérieure (Tableau V.31). La forte concentration en BPA pour le parking perméable pourrait provenir du drain en PVC.

Tableau V.34 : Abattements des concentrations bisphénol A (BPA), alkylphénols et phtalates dans la phase totale et dans la phase dissoute pour le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (Garnier, 2020). Fsig est la fraction d'événements pour laquelle un abattement significatif est observé. n est le nombre d'événements analysés.

Paramètre		Abattement des concentrations totales (%)				Abattement des concentrations dissoutes (%)			
		PP Médiane (Q10, Q90)	Fsig (%)	n	Littérature Médiane	PP Médiane (Q10, Q90)	Fsig (%)	n	Littérature Médiane
	BPA	-769 (-1257, -124)	100	8	0	-923 (-1819, -267)	100	8	-5
Alkylphénols	OP	40 (-3, 89)	63	8	0	6 (-88, 38)	88	8	53
	OP ₁ EO	-18 (-172, 88)	88	8	51	-6 (-157, 53)	71	7	57
	OP ₂ EO	36 (-1, 84)	63	7	47	33 (-2, 77)	80	5	0
	NP	-192 (-1079, 3)	88	8	13	-308 (-1954, -61)	100	8	50
	NP ₁ EC	-535 (-747, -23)	100	8	71	-590 (-753, -40)	100	8	53
	NP ₁ EO	-24 (-69, 39)	88	8	30	-44 (-135, -10)	63	8	-11
	NP ₂ EO	-4 (-111, 34)	63	8	100	-37 (-155, 16)	50	8	100
Phtalates	DMP	33 (0, 61)	57	7	-	49	100	1	-
	DiBP	57 (17, 79)	100	7	-	38 (-22, 57)	86	7	-
	DBP	47 (-4, 73)	100	7	-	-2 (-23, 52)	57	7	-
	DEHP	90 (26, 95)	100	6	-	70 (3, 81)	67	6	-
	DNP	66 (-1, 85)	57	7	-	-12 (-28, 62)	33	3	-

Pour les alkylphénols, OP1EO, NP1EO et NP2EO ont des concentrations similaires entre les deux parkings, que ce soit dans la phase totale ou dans la phase dissoute (Tableau V.31). Pour OP et OP2EO, les concentrations totales sont plus faibles pour le parking perméable végétalisé que le parking référence, et les concentrations dissoutes se trouvent dans les mêmes gammes de valeurs. NP et NP1EC ont des concentrations très fortement supérieures dans le parking perméable comparées au parking référence, aussi bien dans la phase totale que dissoute. Pour tous les alkylphénols, les concentrations totales et dissoutes sont quasiment identiques. Cependant, même si comme pour le parking référence, le BPA et les alkylphénols sont plus présents dans la phase dissoute, la Figure V.120 nous montre que la part des concentrations dissoutes augmente de manière significative pour le parking perméable par rapport au parking référence, avec des % dissous compris entre 86 % (OP1EO) et 100 % (BPA, NP1EC).

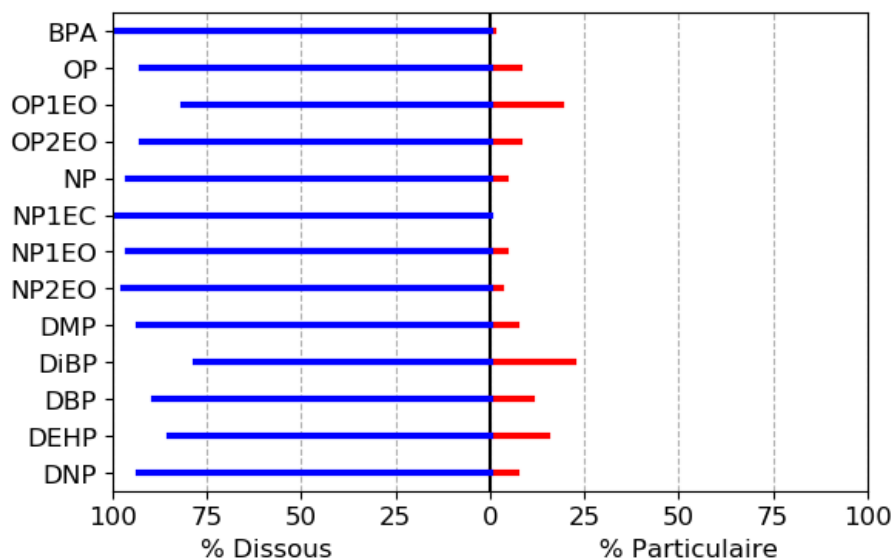


Figure V.120 : Répartition de BPA, des alkylphénols et des phtalates entre la phase dissoute et la phase particulaire (valeurs médianes) du parking perméable

La concentration totale en OP ne dépasse jamais la concentration donnée par la NQE pour les deux parkings. Pour NP, la concentration totale sur le parking perméable végétalisé dépasse pour 50 % des échantillons ce qui est préconisé par la NQE avec une médiane de concentration totale de 380 ng/L pour une NQE à 300 ng/L.

En ce qui concerne les abattements en phase totale pour les alkylphénols, l'efficacité de rétention est assez variable pour OP, OP1EO, OP2EO, NP1EO et NP2EO, avec des Q10 négatifs voire fortement négatifs (entre -1 % et -111 %), des médianes positives ou négatives et des Q90 élevés avec des valeurs autour de 80 – 90 % pour OP, OP1EO et OP2EO et d'environ 35 % pour NP1EO et NP2EO. Une variabilité importante des abattements est aussi observée dans la phase dissoute pour ces éléments avec des Q10 entre -157 % (OP1EO) et -2 % (OP2EO), et des Q90 entre -10 % (NP1EO) et 77 % (OP2EO). Les F_{sig} de ces éléments aussi bien en phase dissoute qu'en phase totale sont toujours inférieurs à 100 % avec des valeurs comprises entre 50 % (NP2EO dissous) et 88 % (OP dissous, OP1EO total, NP1EO total), indiquant que les abattements ne sont pas toujours significatifs compte tenu des incertitudes analytiques. Pour NP et NP1EC les abattements médians sont significativement négatifs (NP : -192 % en phase totale, -308 % en phase dissoute ; NP1EC : -535 % en phase totale, -590 % en phase dissoute) et les F_{sig} sont de 100 % pour tous les échantillons de ces éléments, indiquant que les écarts de concentrations entre le parking référence et le parking perméable sont significatifs par rapport aux incertitudes analytiques. L'émission en NP et NP1EC provient des matériaux utilisés dans les parkings perméables. Ils pourraient être émis par la matière organique avec laquelle ils ont une affinité, mais aussi par les dalles ECORASTER® ou le drain en PVC pour lesquels les nonylphénols sont utilisés comme agents stabilisants et antioxydants (INERIS, 2011). La comparaison des abattements médians des concentrations totales et dissoutes avec la littérature montre que le parking perméable de Villeneuve-le-Roi est moins efficace que la chaussée à structure réservoir en béton poreux (CSR) étudiée par Garnier (2020) pour retenir ces éléments, ce qui s'explique par l'utilisation de matériaux différents.

5.4.5. Phtalates

Les concentrations totales et dissoutes en phtalates sont inférieures sur le parking perméable végétalisé par rapport au parking référence (Tableau V.31). La concentration totale médiane du DEHP de 1,2 µg/L est proche de la valeur de la NQE de 1,3 µg/L, qui est dépassée pour 43 % des échantillons. Les calculs d'abattement montrent que les phtalates sont efficacement retenus par le parking perméable avec des médianes d'abattement des concentrations totales positives pour tous, entre 33 % (DMP) et 90% (DEHP) (Tableau V.34). DBP et DNP ont quelques événements pour lesquels les abattements sont légèrement négatifs avec des Q10 à -4 et -1 % respectivement. Les abattements des concentrations totales sont significatifs pour tous les échantillons de DiBP, DBP et DEHP, tandis que pour DMP et DNP les Fsig sont de 57 %, ce qui est dû à des différences de concentrations mesurées faibles par rapport aux incertitudes analytiques. Dans la phase dissoute, un seul événement commun entre le parking référence et le parking perméable présente des concentrations différentes de la LQ pour les 2 parkings, donnant un abattement de 49 % significatif. Les abattements sont moins bons en phase dissoute qu'en phase totale avec des médianes nulles ou négatives pour DBP et DNP, mais la valeur de Fsig est faible pour ces éléments (57 % et 33 % respectivement). L'efficacité d'abattement du DiBP et du DEHP est assez bonne même en phase dissoute avec des médianes respectives à 38 et 70 %, mais les valeurs d'abattement ne sont pas toutes significatives puisque Fsig est de 86 % pour DiBP et 67 % pour DEHP.

Les abattements des concentrations totales sont meilleurs que ceux de la phase dissoute grâce à la filtration des particules par le parking perméable végétalisé, comme montré par la Figure V.120, où la répartition des concentrations en sortie de parking végétalisé entre la phase dissoute et la phase particulaire pour les phtalates est largement dominé par la phase dissoute qui représente 78 % pour DiBP) et jusqu'à 93 % pour DNP et DMP).

5.4.6. Conclusions sur l'efficacité d'abattement des concentrations

L'évaluation de l'efficacité épuratoire du parking perméable végétalisé par rapport au parking référence de Villeneuve-le-Roi a montré un meilleur abattement des concentrations de polluants aussi bien en phase totale qu'en phase dissoute, témoignant de la capacité du parking perméable à filtrer les polluants présents dans la phase particulaire. Le processus de filtration est principalement efficace pour les HAPs, surtout pour ceux possédant les masses moléculaires les plus élevées (Phen, Fluo, Pyr, BaA, Chry, BaP, BkF, BPer, IP et BbF), avec des abattements de concentrations totales autour de 80-90 %. Pour les autres familles de polluants et les HAPs les plus légers, l'efficacité d'abattement peut être variable en fonction de la phase considérée ou de l'événement. La Figure V.121 illustre la différence de distribution statistique des concentrations en Cu entre le parking référence et le parking perméable végétalisé, pour la phase totale et pour la phase dissoute. On peut remarquer une variabilité des concentrations totales et dissoutes en Cu bien moins importante pour le parking perméable que pour le parking référence. La concentration totale pour le parking perméable est toujours inférieure à la concentration la plus faible observée sur le parking référence (concentration totale max PP : 6,5 µg/L ; concentration totale min PRéf : 6,97 µg/L). Dans le cas de la concentration dissoute, les distributions de concentration sont identiques pour les 60 % des valeurs les plus faibles mais diffèrent nettement pour les 40 % des valeurs les plus fortes pour lesquelles l'augmentation de

concentration est nettement atténuée dans le cas du parking perméable par rapport au parking référence.

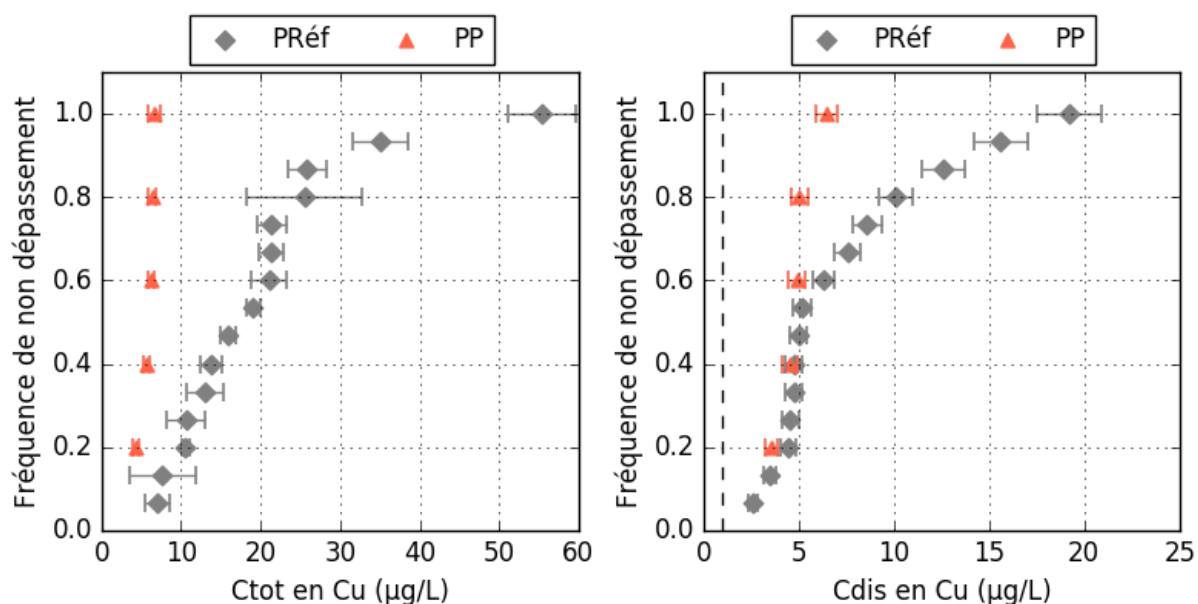


Figure V.121 : Distribution de probabilité des concentrations totales (Ctot) et dissoutes (Cdis) en cuivre (Cu) du parking référence (PRéf) et du parking perméable végétalisé (PP). Les barres d'erreur représentent les incertitudes analytiques. La ligne noire pointillée représente la valeur de la norme de qualité environnementale (NQE)

Parmi les polluants analysés, le zinc, le Phen, le DMP et le DEHP, sont les seuls pour lesquels les concentrations totales et dissoutes sont abattues efficacement pour tous les événements (les HAPs qui n'ont pas été quantifiés en phase dissoute pour les 2 parkings ne sont pas pris en compte). L'exemple donné avec le zinc en Figure V.122 montre clairement que les concentrations totales et dissoutes du parking perméable végétalisé sont, pour tous les événements, inférieures à la concentration minimale dissoute et totale du parking référence.

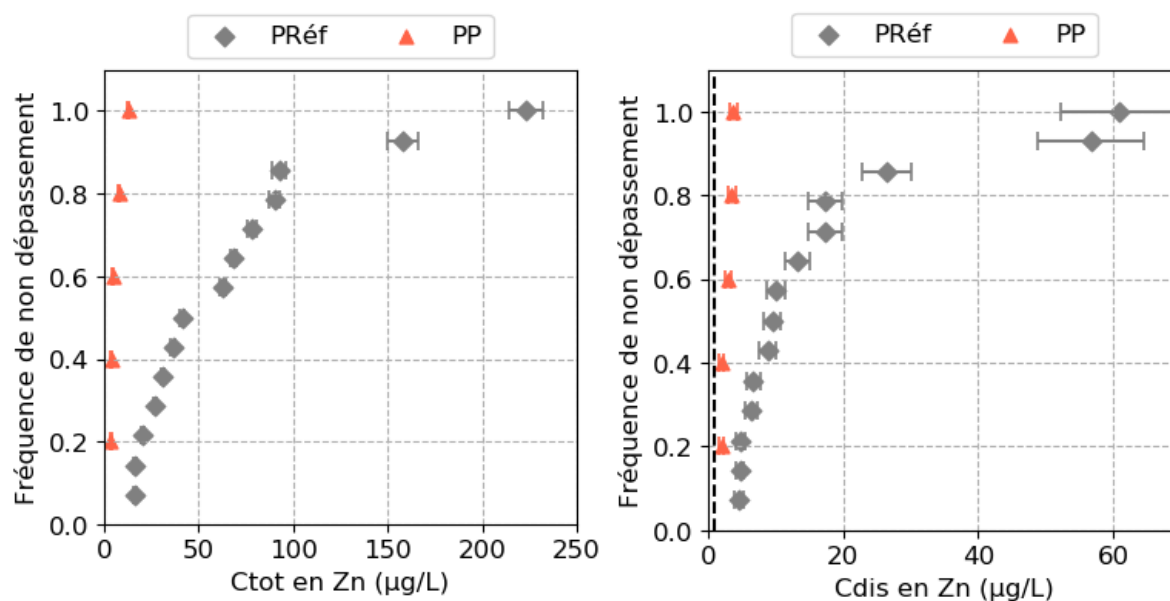


Figure V.122 : Distribution de probabilité des concentrations totales (Ctot) et dissoutes (Cdis) en zinc (Zn) du parking référence (PRéf) et du parking perméable végétalisé (PP). Les barres d'erreur représentent les incertitudes analytiques. La ligne noire pointillée représente la valeur de la norme de qualité environnementale (NQE)

A l'inverse, pour As, Cr, Mo, Sr, V, BPA et NP1EC les concentrations totales et dissoutes mesurées en sortie de parking perméable sont systématiquement supérieures à celles mesurées sur le parking référence. La Figure V.123 illustre ce comportement avec l'exemple de l'Arsenic : les distributions de concentration des deux parkings sont clairement dissociées, et pour une probabilité d'occurrence donnée la concentration du parking perméable est toujours supérieure à celle du parking référence. Pour ces polluants, la différence des distributions de concentration entre les deux parkings indique clairement des émissions, en phase dissoute, par les matériaux constitutifs du parking perméable.

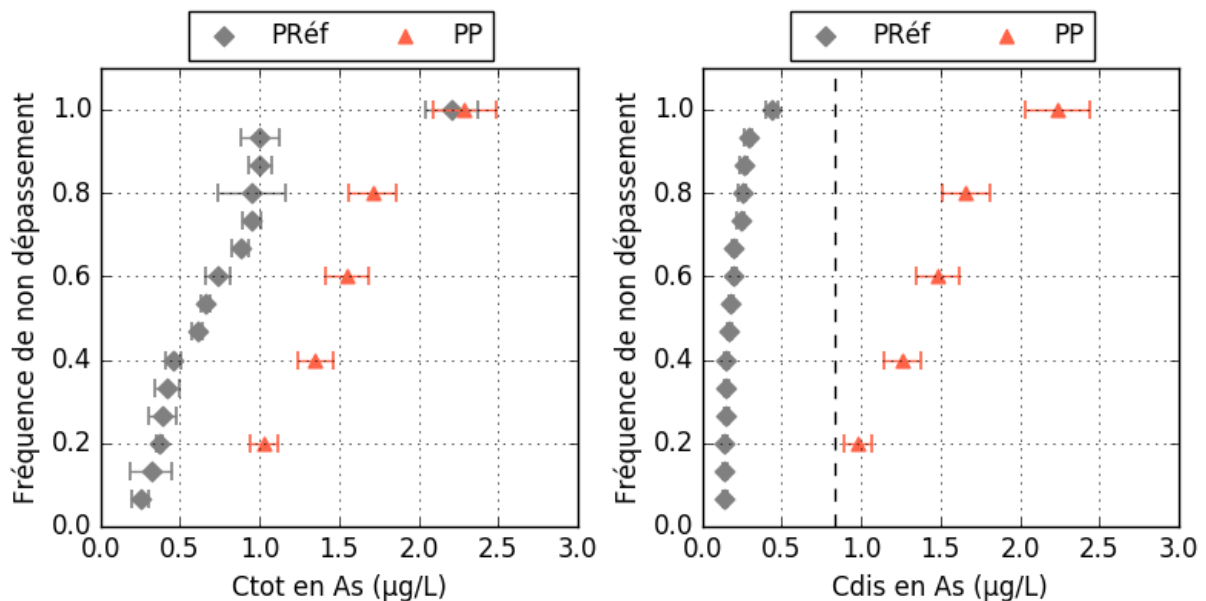


Figure V.123 : Distribution de probabilité des concentrations totales (Ctot) et dissoutes (Cdis) en arsenic (As) du parking référence (PRéf) et du parking perméable végétalisé (PP). Les barres d'erreur représentent les incertitudes analytiques. La ligne noire pointillée représente la valeur de la norme de qualité environnementale (NQE)

Pour les autres polluants, l'efficacité d'abattement des concentrations est variable au cours du temps, avec des concentrations totales et/ou dissoutes plus faibles sur le parking perméable que sur le parking référence pour certains événements et plus élevées pour d'autres. La Figure V.124 illustre les distributions de concentration pour l'octylphénol. Dans le cas des concentrations totales, les gammes de concentrations événementielles observées sur les deux parkings présentent un recouvrement, mais les deux distributions sont distinctes : le niveau de concentration associé à une probabilité d'occurrence donnée est toujours inférieur dans le cas du parking perméable. De plus, l'augmentation nette des concentrations du parking référence pour les 20 % des événements les plus contaminés n'est pas observée sur le parking perméable, qui comme dans le cas du cuivre tamponne les concentrations les plus fortes. De ce fait la concentration d'OP en sortie de parking perméable reste toujours inférieure à la NQE, tandis que la NQE est dépassée dans 20 % des cas pour le parking référence. Pour les concentrations dissoutes en revanche les deux distributions se chevauchent, et les écarts de concentrations dissoutes entre le parking référence et le parking perméable sont plus faibles que les incertitudes analytiques.

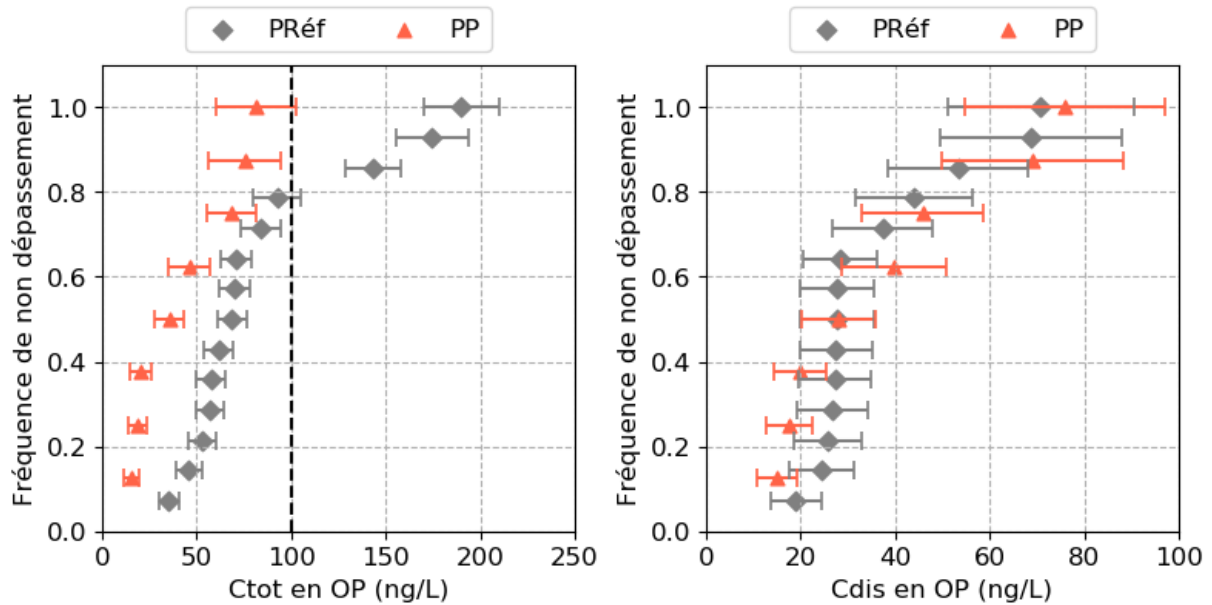


Figure V.124 : Distribution de probabilité des concentrations totales (Ctot) et dissoutes (Cdis) en octylphénol (OP) du parking référence (PRéf) et du parking perméable végétalisé (PP). Les barres d'erreur représentent les incertitudes analytiques. La ligne noire pointillée représente la valeur de la norme de qualité environnementale (NQE)

La Figure V.125 permet de comparer les concentrations médianes de PP et de PRéf pour l'ensemble des micropolluants étudiés.

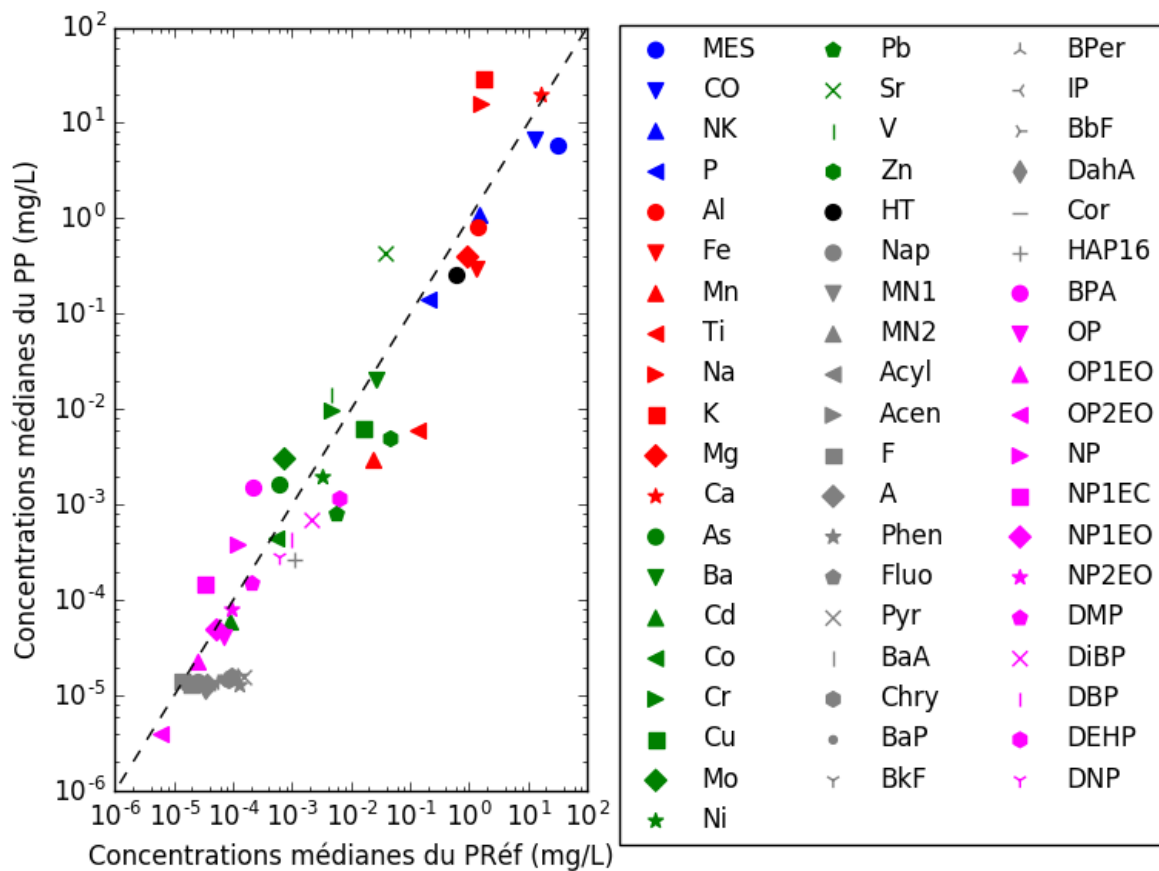


Figure V.125 : Comparaison des concentrations médianes événementielles des polluants analysés sur le parking référence (PRéf) et sur le parking perméable (PP). La ligne pointillée représente la bissectrice.

Tous les polluants se trouvant au-dessus de la bissectrice (Na, K, Ca, As, Cr, Mo, Sr, V, BPA, NP et NP1EC) sont pour plus de 50 % des événements relargués par le parking perméable, et les polluants se trouvant sous la bissectrice sont pour plus 50 % des événements piégés par le parking perméable. Les concentrations plus élevées en Na, K, Ca, As, Cr, Mo, Sr, V, BPA, NP et NP1EC en sortie de drain du parking perméable végétalisé sont vraisemblablement dues au lessivage des matériaux constituant le parking. Na, K, Ca, As, Cr, Mo, Sr et V sont naturellement présents dans les roches et les sols, tandis que pour le BPA, NP et NP1EC l'origine la plus probable est une émission par le drain en PVC. En effet, la comparaison avec l'étude de (Lamprea *et al.*, 2017) indique que les concentrations en BPA, NP, NP1EO, NP2EO, NP1EC, OP et OP2EO en sortie de drain du parking perméable végétalisé sont dans les mêmes gammes de concentrations que celles provenant de tests de lixiviation sur des matériaux en PVC.

Pour une prochaine étude sur les parkings perméables végétalisés, il serait intéressant d'effectuer des tests de lixiviation sur les matériaux des différentes couches composant les systèmes afin de connaître la provenance exacte des polluants dont la concentration est plus élevée en sortie de parking perméable et éventuellement essayer d'y remédier. Dans les cas où les parkings perméables végétalisés sont mis en œuvre sans drain, il est possible que les concentrations en bisphénol A et alkylphénols soient plus faibles dans les eaux s'infiltrant dans le sous-sol, mais il serait tout de même important de pouvoir l'évaluer pour s'en assurer.

5.5. Evaluation des masses de polluants

5.5.1. Masses de polluants événementielles

5.5.1.1. Eléments majeurs

Les masses événementielles de MES sont 27 fois plus faibles en sortie du parking perméable (médiane = 10,1 mg/m²) que pour le parking référence (médiane = 268,9 mg/m²), et moins variables (Tableau V.35). Ces observations se reflètent sur les abattements des masses événementielles de MES avec une médiane de 97 %, un Q10 de 84 % et un Q90 de 100 % (Tableau V.35). L'amélioration de cet indicateur en termes de masse par rapport aux abattements de concentration (Tableau V.32), montre l'importance de la capacité de rétention d'eau du parking perméable végétalisé dans la rétention des flux de MES. Les masses événementielles du parking référence sont plus faibles que ce qui est donné dans la littérature (masse médiane minimum = 1700 mg/m² et moyenne de 850 mg/m²), alors que pour le parking perméable les valeurs entrent dans la gamme de valeurs données (Drake *et al.*, 2014b; Garnier, 2020; Legret and Colandini, 1999).

Les masses calculées pour Al, Fe, Mn, Ti, Mg et Ca sont nettement plus faibles pour le parking perméable végétalisé que pour le parking référence (Tableau V.35), même si pour Ca la concentration totale médiane en sortie du parking perméable était plus élevée que celle du parking référence (Tableau V.28). Ceci indique que la rétention d'eau par le parking perméable suffit à piéger ces éléments. Les abattements des masses événementielles sont positifs pour tous les événements avec des médianes comprises entre 71 % (Al) et 98 % (Ti). La comparaison des masses événementielles du parking référence pour Al, Fe, Mn, Ti, Mg et Ca avec les données de la littérature (Drake *et al.*, 2014b; Garnier, 2020) montre des valeurs équivalentes. En revanche, pour le parking perméable, les masses événementielles en Mg et Ca, sont inférieures

à celles de Garnier (2020), ce qui se traduit par des abattements plus élevés pour Villeneuve-le-Roi. L'abattement médian en Al de 71 % est plus faible que pour Garnier (2020) avec 99 %, ce qui est dû à une concentration plus élevée en sortie du parking perméable. Les abattements en Fe, Mn et Ti sont similaires à ce qui est donné par Garnier (2020).

Pour Na et K, les masses événementielles médianes sont plus élevées en sortie de parking perméable (Tableau V.35) que pour le parking référence malgré des flux d'eau beaucoup plus faibles, ce qui traduit un important lessivage de ces éléments depuis la structure du parking perméable. Les graves utilisées dans les couches de fondation du parking perméable contiennent du béton concassé qui pourrait être à l'origine de l'émission importante de Na et K puisque ce phénomène avait déjà été observé par Garnier (2020) pour un parking en béton poreux. Les abattements sont cependant très variables d'un événement pluvieux à un autre (Tableau V.35). Dans le cas du parking végétalisé, l'émission de Na est plus faible et moins systématique que ce qui avait été observé par Garnier (2020), l'abattement médian étant de 67 % (-74 % pour Garnier 2020). L'émission est plus importante et plus systématique pour K que pour Na, avec un abattement médian de -228 %.

Les masses en carbone organique, azote kjeldahl et phosphore sont systématiquement plus faibles pour le parking végétalisé que pour le parking référence (Tableau V.35), ce qui concorde avec des concentrations et des flux d'eau plus faibles en sortie de parking végétalisé. Ainsi, les abattements de masses sont très élevés pour ces trois éléments avec des médianes à 91 % pour COT, 85 % pour NK et 87 % pour P. Même si aucune valeur d'abattement n'a pu être trouvée dans la littérature, la comparaison des masses événementielles montre des valeurs similaires à ce qui est donné par Drake *et al.* (2014).

Tableau V.35 : Masses événementielles et abattements des éléments majeurs et éléments nutritifs pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (Drake et al., 2014b; Garnier, 2020; Legret and Colandini, 1999). n est le nombre d'événements analysés.

Paramètres		Masses (mg/m ²)								Abattement (%)			
		PRéf Médiane (Q10 – Q90)	n	Littérature		PP Médiane (Q10 – Q90)	n	Littérature		Abattement Médiane (Q10 , Q90)	n	Littérature	
				Médiane	Moyenne			Médiane	Moyenne			Médiane	Moyenne
Éléments majeurs	Al	12,7 (1,6 – 37,2)	16	4,2 – 26,2	6,5	1,0 (0,7 – 3,9)	5	0,2 – 5,3	3,4 – 7,0	71 (55, 97)	5	99	-
	Fe	11,1 (2,0 – 31,2)	16	7,5 – 14,7	12,2	0,6 (0,2 – 1,2)	6	0,3 – 4,3	2,5 – 4,6	95 (89, 97)	6	99	-
	Mn	0,2 (0,04 – 0,6)	16	0,45 – 1,1	2,3	0,005 (0,004 – 0,01)	5	0,01 – 0,2	0,2 – 0,3	96 (87, 99)	5	98	-
	Ti	1,1 (0,2 – 3,7)	16	1,85	-	0,015 (0,01 – 0,02)	5	0,018	-	98 (90, 99)	5	99	-
	Na	10,5 (7,6 – 64,7)	15	8,6	-	24,4 (5,9 – 68,6)	6	10,6	-	67 (-166, 75)	5	-74	-
	K	11,3 (4,4 – 31,2)	16	0,02 – 20,1	0,05	37,4 (12,4 – 122,2)	6	0,26 – 29,6	0,3 – 1,6	-228 (-681, 27)	6	-168	-
	Mg	7,5 (2,1 – 17,9)	16	5,4	-	0,4 (0,3 – 1,5)	6	3,1	-	94 (80, 97)	6	43	-
	Ca	120,3 (57,6 – 281,6)	16	120,0	-	18,9 (10,9 – 101,3)	6	118	-	84 (57, 91)	6	-58	-
	MES	268,9 (59,7 – 852,3)	25	1700 – 2580,5	850 – 2600	10,1 (1,2 – 27,7)	10	4,6 – 63	100 – 350	97 (84, 100)	10	99	59
	COT	104,3 (62,6 – 238,1)	17	-	-	8,2 (3,3 – 21,5)	10	-	-	91 (81, 97)	10	-	-
Éléments nutritifs	NK	12,9 (5,3 – 23,2)	15	-	-	1,2 (0,8 – 4,5)	7	-	-	85 (71, 95)	7	-	-
	P	2,1 (1,0 – 5,0)	14	2,1	5,4	0,2 (0,05 – 0,5)	7	0,2 – 1,0	0,4 – 1,4	87 (79, 97)	7	-	-

Tableau V.36 : Masses événementielles et abattements des éléments traces métalliques pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparées aux données de la littérature quand c'est possible (Drake et al., 2014b; Garnier, 2020; Legret and Colandini, 1999). n est le nombre d'événements analysés.

Eléments traces métalliques	Masses ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)						Abattements (%)					
	PRéf Médiane (Q10 – Q90)	n	Littérature		PP Médiane (Q10 – Q90)	n	Littérature		Abattement Médiane (Q10 , Q90)	n	Littérature	
			Médiane	Moyenne			Médiane	Moyenne			Médiane	Moyenne
As	4,6 (1,5 – 11,5)	16	11,0	-	2,3 (0,8 – 6,0)	6	55,4	-	57 (-30, 84)	6	34	-
Ba	222,8 (62,4 – 620,4)	16	310,7	-	23,8 (17,7 – 104,5)	5	45,3	-	86 (61, 94)	5	93	-
Cd	0,7 (0,2 – 2,3)	16	1,4	35	0,08 (0,06 – 0,3)	5	0,1	8	82 (51, 94)	5	91	77
Co	4,4 (0,9 – 13,5)	16	5,6	-	0,6 (0,4 – 1,5)	6	0,8	-	84 (57, 93)	6	92	-
Cr	36,1 (10,1 – 107,9)	16	89,9	-	13,1 (5,0 – 37,7)	6	134,1	-	44 (10, 91)	6	83	-
Cu	108,9 (52,2 – 318,7)	16	155,3 - 250	300 - 320	8,0 (5,5 – 22,4)	5	34,5 - 66	90 – 300	93 (78, 96)	5	68	-
Mo	4,3 (1,7 – 11,8)	16	0	-	4,5 (1,4 – 12,8)	6	0	-	-17 (-219, 71)	6	-	-
Ni	24,6 (7,7 – 54,8)	16	35,3	-	1,5 (1,1 – 5,6)	5	5,0	-	85 (80, 98)	5	97	-
Pb	51,3 (9,5 – 140,2)	16	30 – 41,9	65 - 560	0,9 (0,5 – 3,6)	5	0 - 42	76 – 95	96 (89, 99)	5	100	84
Sr	239,4 (159,4 – 948,7)	15	1,7 – 342,9	2,9	518,5 (184,2 – 2276,3)	6	10 – 487,0	12 – 50	22 (-219, 53)	6	-146	-
V	35,2 (8,9 – 100,0)	16	44,5	-	19,8 (7,4 -63,7)	6	13,6	-	33 (-69, 84)	6	74	-
Zn	370,4 (146,3 – 967,6)	16	438,1 - 880	1900 - 4180	9,1 (6,2 – 18,0)	5	0 - 120	140 - 1130	95 (90, 99)	5	100	73

Tableau V.37 : Masses événementielles et abattements des hydrocarbures totaux (HT) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparées aux données de la littérature quand c'est possible (Garnier, 2020). n est le nombre d'événements analysés.

Paramètres		Masses (HT : mg/m ² ; HAPs : µg/m ²)					Abattement (%)			
		PRéf Médiane (Q10 – Q90)	n	Littérature Médiane	PP Médiane (Q10 – Q90)	n	Littérature Médiane	Abattement Médiane (Q10 , Q90)	n	Littérature Médiane
	HT	5,7 (2,4 – 8,5)	13	-	0,3 (0,1 – 0,6)	7	-	95 (89, 98)	6	-
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Nap	0,16 (0,140 – 0,35)	13	1,6	0,01 (0,008 – 0,06)	7	0,1	94 (66, 97)	6	87
	1MN	0,09 (0,08 – 0,2)	13	-	0,01 (0,008 – 0,04)	7	-	89 (60, 95)	6	-
	2MN	0,2 (0,09 – 0,3)	13	-	0,01 (0,008 – 0,04)	7	-	94 (68, 97)	6	-
	Acyl	0,2 (0,1 – 0,4)	13	0,04	0,01 (0,007 – 0,05)	6	0,005	97 (74, 98)	5	78
	Acen	0,1 (0,08 – 0,2)	13	0,03	0,01 (0,008 – 0,04)	7	0,02	89 (66, 95)	6	72
	F	0,15 (0,11 – 0,3)	13	0,08	0,01 (0,007 – 0,03)	6	0,04	93 (80, 96)	5	51
	A	0,3 (0,2 – 0,5)	13	0,04	0,01 (0,007 – 0,04)	6	0,008	97 (81, 98)	5	77
	Phen	0,9 (0,6 – 1,3)	13	0,9	0,01 (0,007 – 0,06)	6	0,03	99 (92, 99)	5	93
	Fluo	0,9 (0,5 – 1,9)	13	1,0	0,01 (0,007 – 0,1)	6	0,006	99 (87, 99)	5	99
	Pyr	1,4 (0,8 – 2,5)	13	0,8	0,01 (0,007 – 0,09)	6	0,002	99 (92, 100)	5	99
	BaA	0,4 (0,2 – 0,9)	13	0,2	0,01 (0,007 – 0,08)	6	0,003	99 (80, 99)	5	87
	Chry	0,7 (0,3 – 1,3)	13	0,3	0,01 (0,007 – 0,09)	6	0,003	99 (85, 99)	5	97
	BaP	0,4 (0,2 – 0,9)	13	0,09	0,01 (0,007 – 0,06)	6	0,01	98 (79, 99)	5	77
	BkF	0,4 (0,2 – 0,8)	13	0,04	0,01 (0,007 – 0,05)	6	0,007	98 (85, 99)	5	77
	BPer	0,6 (0,3 – 1,3)	13	0,2	0,01 (0,007 – 0,07)	6	0,04	99 (85, 99)	5	77
	IP	0,5 (0,2 – 1,1)	13	0,2	0,01 (0,007 – 0,06)	6	0,04	98 (82, 99)	5	77
	BbF	0,9 (0,4 – 2,0)	13	0,4	0,02 (0,007 – 0,1)	6	0,007	99 (85, 100)	5	94
DahA	0,2 (0,1 – 0,5)	13	0,2	0,01 (0,007 – 0,02)	6	0,04	97 (90, 98)	5	77	
Cor	0,2 (0,15 – 0,4)	13	-	0,01 (0,007 – 0,03)	6	-	97 (90, 98)	5	-	
	Σ ₁₆ HAP	7,4 (4,9 – 16,1)	13	-	0,2 (0,1 – 1,0)	6	-	99 (85, 99)	5	-

Tableau V.38 : Masses événementielles et abattements en bisphénol A (BPA), Alkylphénols et Phtalates pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparées aux données de la littérature quand c'est possible (Garnier, 2020). n est le nombre d'événements analysés.

Paramètres		Masses ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)						Abattement (%)		
		PRéf Médiane (Q10 – Q90)	n	Littérature Médiane	PP Médiane (Q10 – Q90)	n	Littérature Médiane	Abattement Médiane (Q10, Q90)	n	Littérature Médiane
	BPA	2,3 (0,9 – 5,1)	14	0,8	1,4 (0,6 – 2,3)	8	0,5	29 (-99, 68)	8	6
Alkylphénols	OP	0,7 (0,4 – 1,0)	14	0,08	0,04 (0,02 – 0,09)	8	0,1	93 (82, 98)	8	17
	OP ₁ EO	0,2 (0,07 – 1,0)	14	0,2	0,02 (0,01 – 0,03)	8	0,1	88 (53, 99)	8	54
	OP ₂ EO	0,07 (0,03 – 0,1)	14	0,03	0,004 (0,002 – 0,008)	8	0,02	93 (86, 98)	8	49
	NP	1,4 (0,4 – 2,6)	14	1,3	0,4 (0,2 – 1,2)	8	2,0	55 (-39, 94)	8	21
	NP ₁ EC	0,3 (0,2 – 0,5)	14	0	0,1 (0,03 – 0,5)	8	0,08	56 (-70, 80)	8	74
	NP ₁ EO	0,4 (0,3 – 0,9)	14	0	0,07 (0,01 – 0,1)	8	0	84 (72, 94)	8	33
	NP ₂ EO	0,6 (0,3 – 2,3)	14	0,2	0,1 (0,03 – 0,14)	8	0	83 (75, 96)	8	100
Phtalates	DMP	2,7 (0,9 – 3,7)	14	-	0,2 (0,07 – 0,3)	7	-	88 (81, 98)	7	-
	DiBP	21,8 (7,0 – 35,9)	14	-	0,6 (0,4 – 1,2)	7	-	92 (84, 99)	7	-
	DBP	10,5 (3,0 – 17,3)	14	-	0,3 (0,2 – 0,7)	7	-	93 (82, 98)	7	-
	DEHP	69,5 (21,5 – 146,4)	12	-	1,4 (0,6 – 2,9)	7	-	98 (84, 100)	6	-
	DNP	5,1 (2,0 – 30,1)	14	-	0,3 (0,1 – 0,6)	7	-	94 (80, 99)	7	-

5.5.1.2. Eléments traces métalliques (ETM)

Les masses événementielles issues du parking perméable en As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V et Zn sont inférieures à celles du parking référence (Tableau V.36). Alors que les concentrations (Tableau V.32) montrent un relargage pour As, Co, Cr et V, ceux-ci sont abattus en masse (Tableau V.36) grâce à des volumes écoulés beaucoup plus faibles en sortie du parking perméable. Pour Mo, les masses événementielles médianes sont presque similaires sur les deux parkings (PRéf : 4,3 $\mu\text{g}/\text{m}^2$; PP : 4,5 $\mu\text{g}/\text{m}^2$), mais l'abattement médian (-17 %) montre que 50 % des masses en Mo sont plus fortes pour le parking perméable végétalisé. Pour Sr les masses sont supérieures sur le parking perméable avec une masse médiane de 518,5 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ alors qu'elle est de 239,4 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ sur le parking référence. Cependant, les abattements calculés pour les événements communs aux deux parkings ont une médiane positive (22 %), indiquant une quantité de Sr émise par le parking perméable plus faible que pour le parking référence pour la majorité des événements communs, même si le Q10 de -219 % montre parfois une émission de Sr par le parking perméable. Un Q10 négatif est aussi observé pour As (-30 %), indiquant une émission de cet élément pour quelques événements.

Les masses événementielles du parking référence pour As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, V et Zn sont inférieures à ce qui a été trouvé par Drake *et al.* (2014), Garnier (2020) et Legret and Colandini (1999) pour leurs sites de référence respectifs, alors que les masses en Pb et Sr entrent dans les gammes de valeurs médianes et/ou moyennes (Tableau V.36). Seul Mo présente une masse événementielle médiane plus élevée que dans la littérature (Garnier, 2020) pour laquelle la valeur est de 0 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, ce qui est dû à des concentrations mesurées similaires aux concentrations des blancs pour cet élément. Pour le parking perméable, les masses sont plus élevées que dans la littérature (Drake *et al.*, 2014b; Garnier, 2020) pour Mo, Sr et V, ce qui est dû à des concentrations plus élevées pour ces éléments que dans la littérature (Tableau V.29). As, Ba, Cd, Co, Cu, Ni, Pb et Zn présentent des masses plus faibles en sortie de parking perméable que dans la littérature (Drake *et al.*, 2014b; Garnier, 2020; Legret and Colandini, 1999). La comparaison des abattements de masses événementielles avec la littérature sur des revêtements en béton ou enrobé poreux (Garnier, 2020; Legret and Colandini, 1999) indique des capacités d'abattement équivalentes pour Ba, Cd, Co, Cr, Ni, Pb et Zn. Pour Cr et V, les abattements sont plus faibles que ce qui est donné par Garnier (2020), à cause des concentrations plus élevées sur le site de Villeneuve-le-Roi (Tableau V.29). Pour As, Cu et Sr, les abattements de masses sont meilleurs que dans Garnier (2020), alors que les abattements de concentrations pour ces mêmes éléments étaient inférieurs, ce qui met en évidence l'importance de l'abattement des flux qui joue ici un rôle important puisque dans l'étude de Garnier (2020), la valeur médiane de réduction des volumes par la chaussée à structure réservoir est d'environ 55 %, alors que pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi, la valeur médiane est de 100 %.

5.5.1.3. Hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)

Pour les HT, les masses événementielles du parking perméable (0,3 mg/m^2 ; Tableau V.37) sont significativement plus faibles que celles du parking référence (5,7 mg/m^2). Ce résultat est aussi montré par l'abattement des masses qui varie entre 89 % (Q10) et 98 % (Q90).

Les masses événementielles de tous les HAP sont systématiquement inférieures sur le parking perméable par rapport au parking référence (Tableau V.37, Q90 parking perméable < Q10 parking référence). Alors que l'abattement des concentrations totales montrait que le parking perméable pouvait relarguer des HAPs légers (Nap, 1MN, 2MN, Acyl, Acen et F ; Tableau V.33), l'évaluation de l'efficacité d'abattement en termes de masses (Tableau V.37) donne des médianes comprises entre 89 % (1MN et Acen) et 99 % (Phen, Fluo, Pyr, BaA, Chry, BaP, BkF, BPer, BbF et Σ 16 HAPs). On peut aussi noter que les Q10 sont tous supérieurs à 60 %. La comparaison des abattements des masses événementielles du parking perméable avec ceux de Garnier (2020) semble confirmer une bonne rétention des HAPs par des parking perméables.

5.5.1.4. Alkylphénols et bisphénol A

Le Tableau V.38 montre que les masses en BPA sont plus faibles en sortie du parking perméable que sur le parking référence. Même si pour certains événements l'abattement est négatif (Q10 = - 99 %), pour la majorité des événements les masses en BPA sont abattues puisque l'abattement de masse événementielle médian est de 20 %. Les masses événementielles médianes en BPA sont plus élevées que celles de Garnier (2020) pour les 2 parkings, cependant l'abattement médian est plus élevé (6 % dans Garnier (2020)).

En ce qui concerne les alkylphénols, les masses en sortie du parking perméable sont assez systématiquement inférieures à celles du parking référence. Les abattements de masses événementielles des alkylphénols montrent une amélioration significative par rapport aux abattements des concentrations. Pour OP, OP1EO, OP2EO, NP1EO et NP2EO, les abattements de masses sont positifs pour tous les événements et leurs médianes sont comprises entre 83 % (NP2EO) et 93 % (OP). Pour NP et NP1EC, certains événements présentent des abattements négatifs mais les médianes positives (55 et 56 % respectivement) indiquent que ces polluants sont abattus pour la majorité des événements.

Par rapport à Garnier (2020), les masses du parking référence sont plus élevées pour OP, OP2EO, NP1EC, NP1EO et NP2EO, et similaires pour OP1EO et NP. Les masses d'alkylphénols sont plus faibles en sortie du parking perméable de Villeneuve-le-Roi que dans le parking en béton poreux de Garnier (2020) et à l'exception du NP2EO les abattements observés sont meilleurs (Tableau V.38).

5.5.1.5. Phtalates

Les masses événementielles en phtalates sont toutes plus faibles sur le parking perméable que sur le parking référence (Tableau V.38).

Les abattements de masses ont des valeurs nettement plus élevées par rapport aux abattements de concentrations avec des médianes comprises entre 88 % (DMP) et 98 % (DEHP), et des Q10 ne passant pas sous la barre des 81 %.

5.5.1.6. Conclusions sur l'efficacité d'abattement des masses événementielles

Même si en termes de concentrations l'efficacité d'abattement du parking perméable végétalisé est assez variable en fonction du polluant considéré, en termes de masses, le parking perméable est capable d'abattre de manière significative la très grande majorité des polluants

(Figure V.126). Seuls K, Na, Mo et Sr présentent des médianes de masses événementielles plus élevées en sortie du parking perméable par rapport au parking référence (Figure V.126), alors qu'avec les concentrations, les valeurs médianes étaient plus élevées pour le parking perméable pour K, N, Ca, Sr, V, Cr, Mo, As, BPA, NP et NP1EC. La prise en compte des volumes d'eau écoulés depuis les parkings joue donc un rôle essentiel dans l'évaluation de l'efficacité de gestion des flux polluant.

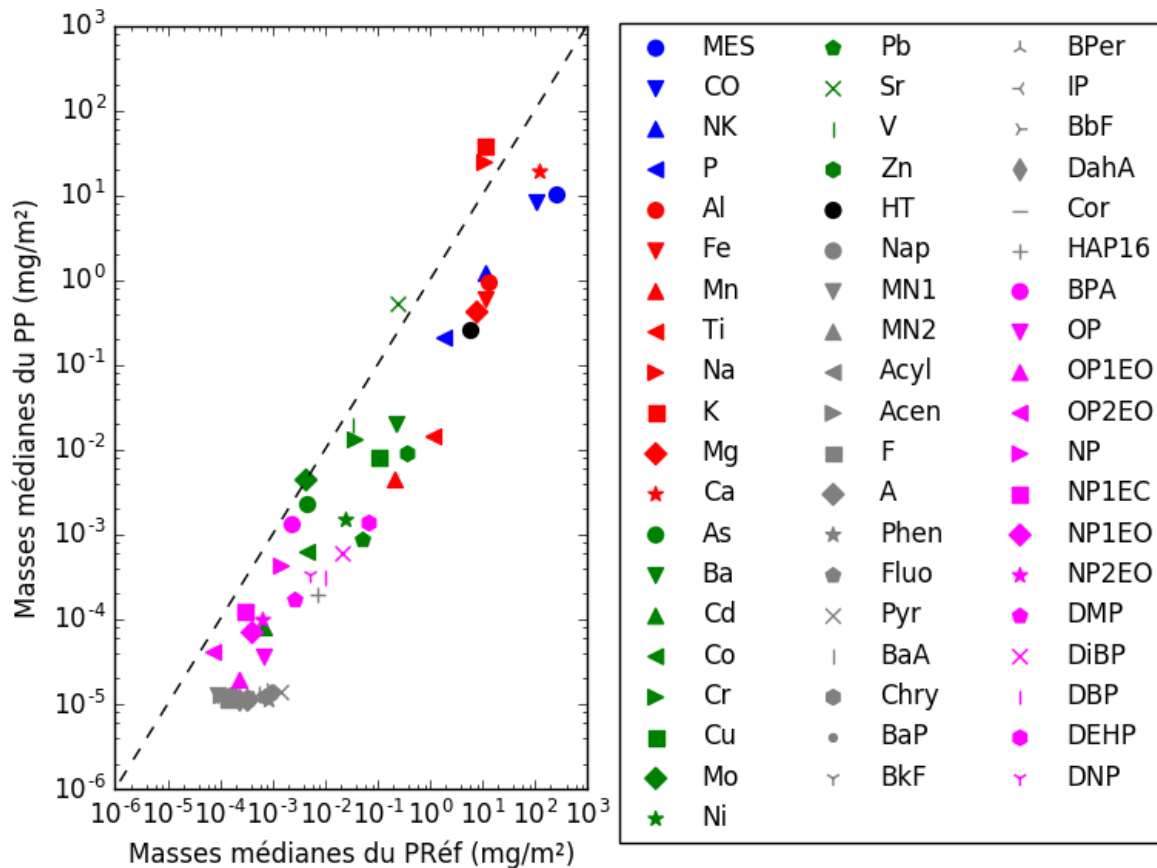


Figure V.126 : Comparaison des masses médianes événementielles des polluants analysés sur le parking référence (Préf) et sur le parking perméable (PP). La ligne pointillée représente la bissectrice.

De plus, excepté pour Na, As, Sr, V, BPA, NP et NP1EC pour lesquels une minorité d'événements présentent un abattement négatif, tous les autres polluants étudiés ici sont abattus pour tous les événements.

5.5.2. Masses annuelles

Jusqu'ici, l'évaluation des concentrations et des masses événementielles a été réalisée pour des événements hydrologiques où de l'eau s'écoulait depuis le parking perméable, ce qui est une condition nécessaire pour la collecte et l'analyse d'échantillons. Cependant, comme décrit dans le chapitre 3, le parking perméable végétalisé est capable de retenir près de 90 % du volume de pluie annuel précipité sur le parking, et aucun écoulement significatif (≥ 1 mm) n'est observé pour 81 % des événements hydrologiques. Pour ces événements où aucun écoulement n'est observé en sortie de drain du parking perméable, les abattements de masses événementielles sont de 100 %.

Afin d'avoir une vision d'ensemble plus claire sur la capacité du parking perméable végétalisé à abattre les polluants à l'échelle annuelle, les masses annuelles ont été calculées pour le parking référence et le parking perméable, ainsi que les abattements à partir des concentrations moyennes annuelles et des volumes ruisselés/écoulés annuels. Cette extrapolation à l'échelle annuelle des valeurs mesurées étant sujette à d'importantes incertitudes, des fourchettes minimum - maximum des masses et abattements annuels ont également été évaluées.

5.5.2.1. Eléments majeurs

Les masses annuelles en MES calculées en sortie de drain du parking perméable sont environ 42 fois plus faibles que celles associées au ruissellement du parking imperméable (Tableau V.39). L'abattement des masses annuelles en MES est de 98 %, valeur légèrement améliorée par rapport à la médiane de l'abattement des masses événementielles du fait de la prise en compte à l'échelle annuelle de l'ensemble des événements qui ne génèrent pas d'écoulement en sortie du parking perméable. La masse annuelle en MES du parking référence (12,6 g/m²/an) est comprise dans la gamme de valeurs données dans la littérature (Braswell *et al.*, 2018b; Flanagan, 2018; Revitt *et al.*, 2014; Rushton, 2001), tandis que pour le parking perméable la masse annuelle de MES (0,03 g/m²/an) est plus faible que ce qui est donné par Braswell *et al.* (2018b) et Rushton (2001) pour leurs parkings perméables respectifs.

Les masses annuelles de Al, Fe, Mn, Ti, Na, Mg et Ca en sortie de parking perméable sont aussi très nettement inférieures à celles du parking référence (Tableau V.39). Pour K la masse annuelle est 2 fois plus élevée en sortie du parking perméable que du parking référence. Ainsi, l'abattement annuel des flux d'eau ne suffit pas à réduire les masses en potassium (- 115 %), qui est clairement l'élément majeur le plus émis par la structure du parking perméable végétalisé. Pour tous les autres éléments majeurs, l'abattement des masses annuelles est compris entre 31 % (Na) et 100 % (Ti). Pour Fe, les masses annuelles du parking référence (0,5 g/m²/an) et du parking perméable (0,01 g/m²/an) sont plus élevées que ce qui est donné par Rushton (2001) pour des parkings en enrobé imperméable et des parkings perméables. Cependant, en termes d'abattement du fer, le parking perméable de Villeneuve-le-Roi est légèrement plus performant (98 %) contre 92 à 94 % pour Rushton (2001). Pour Mn, la masse annuelle est plus élevée pour le parking référence que dans la littérature, alors que pour le parking perméable la masse annuelle est plus faible. Ceci se traduit par un abattement du parking perméable végétalisé (99 %) plus élevé que pour l'étude de Rushton (2001) (entre 92 et 93 %).

Les masses annuelles en CO, NK, et P sont fortement diminuées sur le parking perméable (Tableau V.39). Les abattements de masses annuelles sont meilleurs que les abattements médians de masses événementielles, avec des abattements de masses annuelles de 94, 90 et 93 % respectivement. Ces valeurs sont meilleures que les abattements de masses événementielles (Tableau V.35).

Tableau V.39 : Masses annuelles et abattements – évaluation moyenne et intervalle de confiance - des éléments majeurs et éléments nutritifs pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (Braswell et al., 2018b; Flanagan, 2018; Revitt et al., 2014; Rushton, 2001)

Paramètres		Masses annuelles (g/m ² /an)				Abattements des masses annuelles	
		PRéf M _{an/BV} (M _{an/BV,min} – M _{an/BV,max})	Littérature min - max	PP M _{an/BV} (M _{an/BV,min} – M _{an/BV,max})	Littérature min, max	Abattement (%) E _{M,an} (E _{M,an,min} , E _{M,an,max})	Littérature min - max
Éléments majeurs	Al	0,6 (0,2 – 1,2)	-	0,033 (0,028 – 0,04)	-	94 (81, 98)	-
	Fe	0,5 (0,2 – 1,0)	0,1 – 0,2	0,01 (0,007 – 0,04)	0,0001 – 0,0003	98 (80, 99)	92 - 94
	Mn	0,01 (0,004 – 0,02)	0,0004	0,0001 (0,00009 – 0,0002)	0,0003	99 (96, 100)	92 - 93
	Ti	0,06 (0,02 – 0,1)	-	0,0003 (0,0002 – 0,0005)	-	100 (98, 100)	-
	Na	0,9 (0,4 – 1,0)	-	0,6 (0,5 – 0,7)	-	31 (-103, 52)	-
	K	0,5 (0,3 – 0,7)	-	1,1 (1,0 – 1,3)	-	-115 (-287, -45)	-
	Mg	0,3 (0,2 – 0,5)	-	0,014 (0,011 - 0,018)	-	96 (90, 98)	-
	Ca	5,1 (3,8 – 5,8)	-	0,8 (0,6 – 1,0)	-	83 (74, 90)	-
	MES	12,6 (5,9 – 22,1)	1,2 – 847,6	0,3 (0,09 – 0,6)	0,4 – 13,9	98 (91, 100)	91 - 98
	COT	3,9 (2,7 – 5,9)	19	0,23 (0,19 – 0,3)	-	94 (88, 97)	-
Éléments nutritifs	NK	0,4 (0,3 – 0,6)	2,0	0,05 (0,04 – 0,06)	0,2	90 (79, 94)	90
	P	0,08 (0,06 – 0,1)	0,02 – 0,6	0,006 (0,004 – 0,008)	0,007 – 0,03	93 (86, 96)	3 - 95

Tableau V.40 : Masses annuelles et abattements – évaluation moyenne et intervalle de confiance - des éléments traces métalliques pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (Braswell et al., 2018b; Flanagan, 2018; Revitt et al., 2014; Rushton, 2001)

Eléments traces métalliques	Masses annuelles (mg/m ² /an)				Abattements des masses annuelles	
	PRéf M _{an/BV} (M _{an/BV,min} – M _{an/BV,max})	Littérature min - max	PP M _{an/BV} (M _{an/BV,min} – M _{an/BV,max})	Littérature min, max	Abattement (%) E _{M,an} (E _{M,an,min} , E _{M,an,max})	Littérature min - max
As	0,2 (0,1 – 0,3)	-	0,06 (0,05 – 0,08)	-	70 (31, 83)	-
Ba	10,6 (5,5 – 14,1)	-	0,89 (0,74 – 0,86)	-	92 (84, 95)	-
Cd	0,05 (0,02 – 0,03)	-	0,0026 (0,002 – 0,0032)	-	95 (83, 94)	-
Co	0,2 (0,1 – 0,4)	-	0,016 (0,015 – 0,023)	-	92 (76, 96)	-
Cr	1,8 (1,2 – 2,4)	-	0,36 (0,34 – 0,41)	-	80 (66, 86)	-
Cu	5,3 (3,0 – 6,9)	3,0 – 85,1	0,208 (0,205 – 0,26)	0,3 – 2,0	96 (91, 97)	81 – 98
Mo	0,2 (0,1 – 0,3)	-	0,12 (0,10 – 0,14)	-	44 (-3, 68)	-
Ni	1,1 (0,6 – 2,4)	-	0,050 (0,046 – 0,054)	-	96 (91, 98)	-
Pb	2,3 (1,1 – 2,9)	1,0 – 190,0	0,03 (0,02 – 0,04)	0,1 – 1,0	99 (96, 99)	85 – 93
Sr	21,9 (8,9 – 21,8)	-	19,2 (13,7 – 19,8)	-	12 (-122, 37)	-
V	1,6 (0,8 – 2,8)	-	0,58 (0,49 – 0,64)	-	63 (19, 82)	-
Zn	16 (8,6 – 25,2)	10,0 – 236,0	0,19 (0,14 – 0,32)	2,0 – 4,0	99 (96, 99)	75 – 90

Tableau V.41 : Masses annuelles et abattements – évaluation moyenne et intervalle de confiance - des hydrocarbures totaux (HT) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) , pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (DiBlasi et al., 2009; Flanagan, 2018)

Paramètres		Masses annuelles (HT : g/m ² /an ; HAPs : µg/m ² /an)			Abattement (%) E _{M,an} (E _{M,an,min} , E _{M,an,max})
		PRéf M _{an/BV} (M _{an/BV,min} – M _{an/BV,max})	Littérature min, max	PP M _{an/BV} (M _{an/BV,min} – M _{an/BV,max})	
	HT	0,2 (0,16 – 0,26)	-	0,011 (0,009 – 0,012)	95 (93,96)
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Nap	8,0 (6,2 – 9,6)	-	0,8 (0,4 – 1,0)	89 (84, 95)
	1MN	4,2 (3,7 – 4,8)	-	0,7 (0,4 – 0,8)	84 (78, 91)
	2MN	6,2 (4,5 – 8,0)	-	0,6 (0,4 – 0,8)	90 (83, 95)
	Acyl	8,5 (6,5 – 10,3)	-	0,7 (0,4 – 0,8)	92 (88, 96)
	Acen	4,3 (3,6 – 4,9)	-	0,6 (0,4 – 0,8)	85 (79, 91)
	F	5,8 (4,2 – 7,4)	-	0,44 (0,43 – 0,6)	92 (86, 94)
	A	10,3 (7,3 – 14,2)	-	0,6 (0,4 – 0,8)	94 (90, 97)
	Phen	30,3 (22,8 – 46,8)	115	0,80 (0,4 – 0,75)	97 (97, 99)
	Fluo	36,7 (25,5 – 51,3)	-	1,3 (0,4 – 0,8)	97 (97, 99)
	Pyr	55 (41,7 – 62,7)	327	1,1 (0,5 – 0,8)	98 (98, 99)
	BaA	17,9 (11,5 – 22,7)	-	0,9 (0,4 – 0,8)	98 (93, 98)
	Chry	26,5 (15,1 – 33,6)	-	1,1 (0,4 – 0,8)	96 (95, 99)
	BaP	18,2 (9,5 – 21,0)	-	0,82 (0,4 – 0,79)	96 (92, 98)
	BkF	15,3 (9,4 – 19,5)	-	0,7 (0,4 – 0,8)	96 (92, 98)
	BPer	23,8 (14,1 – 30,1)	-	0,9 (0,5 – 0,8)	96 (94, 99)
	IP	19,9 (11,0 – 25,7)	-	0,82 (0,43 – 0,78)	96 (93, 98)
	BbF	40,1 (21,4 – 49,3)	-	1,3 (0,5 – 1,0)	97 (95, 99)
DahA	10,4 (5,9 – 12,2)	-	0,40 (0,42 – 0,5)	96 (91, 97)	
Cor	9,6 (7,6 – 11,1)	-	0,5 (0,4 – 0,7)	95 (91, 96)	
	Σ ₁₆ HAP	330,6 (225,6 – 395,7)	1000 - 35000	13,2 (8,1 – 12,5)	96 (94, 98)

Tableau V.42 : Masses annuelles et abattements – évaluation moyenne et intervalle de confiance – en bisphénol A (BPA), Alkylphénols et Phtalates pour le parking référence (PRéf) et le parking perméable (PP) comparés aux données de la littérature quand c'est possible (Flanagan, 2018)

Paramètres		Masses annuelles ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$)			Abattement (%) $E_{M,an}$ ($E_{M,an,min}$, $E_{M,an,max}$)
		PRéf $M_{an/BV}$ ($M_{an/BV,min}$ – $M_{an/BV,max}$)	Littérature min, max	PP $M_{an/BV}$ ($M_{an/BV,min}$ – $M_{an/BV,max}$)	
	BPA	76,4 (40,0 – 95,0)	209	47,9 (32,0 – 69,3)	37 (-73, 66)
Alkylphénols	OP	26,1 (16,3 – 29,2)	215	1,6 (0,7 – 2,9)	94 (82, 97)
	OP ₁ EO	12,6 (6,2 – 12,8)	-	0,73 (0,68 – 1,0)	94 (84, 95)
	OP ₂ EO	2,2 (1,2 – 3,6)	-	0,16 (0,12 – 0,16)	93 (87, 97)
	NP	54,1 (26,2 – 68,2)	787	19,5 (7,8 – 33,9)	64 (-30, 89)
	NP ₁ EC	12,1 (7,7 – 13,3)	-	7,3 (3,3 – 11,5)	40 (-49, 75)
	NP ₁ EO	15,0 (10,1 – 21,7)	-	2,1 (1,2 – 2,8)	86 (73, 95)
	NP ₂ EO	28,6 (13,3 – 39,4)	-	3,2 (2,1 – 4,3)	89 (68, 95)
Phtalates	DMP	78 (44 – 104)	-	5,9 (5,2 – 6,3)	92 (85, 95)
	DiBP	660 (366 – 1071)	-	25,7 (13,9 – 43,7)	96 (88, 99)
	DBP	310 (181 – 514)	-	15,1 (8,7 – 24,7)	95 (86, 99)
	DEHP	2734 (1479 – 3933)	7730	55,5 (28,7 – 92,3)	98 (94, 99)
	DNP	327 (110 – 505)	-	11,8 (10,4 – 12,5)	96 (89, 98)

5.5.2.2. Eléments traces métalliques (ETM)

Pour les éléments traces métalliques, toutes les masses annuelles sont nettement inférieures sur le parking perméable végétalisé que sur le parking référence (Tableau V.40). Les valeurs minimales calculées sur le parking référence ne sont jamais dépassées par les valeurs maximales calculées pour le parking perméable, sauf pour le molybdène (Mo) et le strontium (Sr).

L'abattement des masses annuelles en As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V et Zn, est compris entre 63 % (Vanadium) et 99 % (Zinc) (Tableau V.40). Les plages d'incertitudes données par $E_{M,an,min}$ et $E_{M,an,max}$ sont variables mais les valeurs sont toujours positives. Pour Mo et Sr, l'abattement des masses annuelles est plus faible avec 44 et 12 % respectivement, et les valeurs négatives de $E_{M,an,min}$ montre qu'il est même possible d'avoir une émission de ces éléments par le parking perméable plus importante que pour le parking référence. Quand on compare les abattements médians annuels avec les abattements médians de masses événementielles, on peut voir que les valeurs sont améliorées pour le molybdène où $E_{Mev,50}$ était négatif (-17 %), alors que pour le strontium, l'abattement des masses annuelles est plus faible (12 %) que l'abattement des masses événementielles (22 %). Cela peut provenir d'un biais sur la méthode de calcul de la masse annuelle qui utilise la concentration moyenne annuelle, alors qu'à l'échelle événementielle, la médiane des masses événementielles est présentée et utilisée dans le calcul d'abattement. De manière générale, les masses annuelles montrent l'importance de la prise en compte de l'efficacité d'abattement des flux d'eau du parking perméable sur la quantité de polluants rejetée dans le milieu naturel à l'échelle annuelle.

Par rapport à la littérature, les masses annuelles en Cu, Pb et Zn du parking référence sont comprises dans les gammes de valeurs données par Braswell *et al.* (2018b), Flanagan (2018), Revitt *et al.* (2014) et Rushton (2001) pour des parkings ou des voiries imperméables. Pour le parking perméable, les masses annuelles de ces ETM sont plus faibles que pour des parkings perméables avec des pavés en briques ou béton poreux étudiés par Braswell *et al.* (2018b) et Rushton (2001). En ce qui concerne les abattements de masses annuelles, ils sont plus élevés que dans la littérature pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi pour Pb, et similaires pour Cu et Zn.

5.5.2.3. Hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les masses annuelles en hydrocarbures totaux et hydrocarbures aromatiques polycycliques montrées dans le Tableau V.41 sont significativement inférieures pour le parking perméable que pour le parking référence. Ces résultats sont appuyés par les valeurs des abattements qui sont très élevés, entre 84 % (1MN) et 98 % (Phen, Pyr). Les incertitudes sur les abattements annuels montrent peu de variabilité pour HT et les HAP, et l'abattement minimal estimé est toujours supérieur à 78 % (1MN).

Les masses annuelles en Phen, Pyr et $\Sigma 16$ HAPs dans les études de DiBlasi *et al.* (2009) et Flanagan (2018) sont nettement plus élevées que pour le parking référence de Villeneuve-le-Roi, mais ces masses ont été obtenues pour des voiries imperméables, avec un trafic plus dense et des vitesses de circulation plus importantes. Aucune donnée n'a été trouvée pour des

parkings en enrobé imperméables ou des parkings perméables dans la littérature, concernant les hydrocarbures totaux ou les HAPs.

5.5.2.4. Alkylphénols et bisphénol A

Les masses annuelles en bisphénol A et alkylphénols sont plus faibles sur le parking perméable végétalisé que sur le parking référence (Tableau V.42). Les abattements de masses annuelles sont généralement meilleurs que les médianes d'abattements de masses événementielles, sauf pour NP1EC dont l'abattement de masse annuelle (40 %) est plus faible qu'à l'échelle événementielle (56 %). Pour BPA, NP et NP1EC les minimums et maximums des abattements annuels sont différents, avec des valeurs négatives pour $E_{M,an,min}$ (BPA : -73 % ; NP : -30 % ; NP1EC : -49 %) et des valeurs positives pour $E_{M,an,max}$ (BPA : 66 % ; NP : 89 % ; NP1EC : 75 %). Ces écarts reflètent la variabilité des concentrations mesurées en sortie du parking perméable. Pour OP, OP1EO, OP2EO, NP1EO et NP2EO, les valeurs minimums et maximums d'abattements annuels sont très proches, et les valeurs minimums sont toujours supérieures à 68 % (NP1EO).

Les masses annuelles du parking référence en BPA, OP, et NP sont plus faibles que dans Flanagan (2018) pour une voirie imperméable. Comme pour les HAPs, aucune valeur de masses annuelles en BPA et alkylphénols pour des parkings imperméables ou des parkings perméables n'a été trouvée.

5.5.2.5. Phtalates

Les masses annuelles en phtalates sont 27 (DNP) à 49 fois (DEHP) plus faibles sur le parking perméable que sur le parking référence (Tableau V.42). Les abattements de masses annuelles sont très élevés, entre 92 % (DMP) et 98 % (DEHP) selon l'évaluation moyenne, et au moins 85 % selon l'évaluation minimale.

La masse annuelle en DEHP est plus faible que dans l'étude de Flanagan (2018) pour une voirie imperméable. Aucune valeur de masses annuelles en phtalates n'a été trouvée pour des parkings imperméables ou des parkings perméables.

5.5.2.6. Conclusions sur l'abattement des masses annuelles

La comparaison des masses annuelles restituées au réseau d'assainissement (et donc au milieu aquatique superficiel) par les deux parkings de Villeneuve-le-Roi a permis de démontrer la grande performance du parking perméable végétalisé pour tous les polluants évalués dans le projet Roulépur. Cette efficacité d'abattement des masses polluantes est essentiellement due à la capacité du parking perméable à abattre les volumes d'eau. Les abattements de masses annuelles sont meilleurs que les abattements de masses événementielles car même si pour les événements échantillonnés le parking perméable abat une fraction importante de la précipitation, à l'échelle annuelle, il existe de nombreux événements pour lesquels le parking perméable ne génère aucun écoulement vers le réseau contrairement au parking référence. Ainsi, l'abattement des flux d'eau à l'échelle annuelle limite fortement les quantités de polluants rejetées vers les milieux récepteurs.

5.6. Conclusions sur les performances épuratoires des parkings perméables végétalisés

L'évaluation des performances épuratoires avait pour objectifs de connaître la qualité des eaux rejetées par le parking perméable végétalisé dans les milieux récepteurs et d'évaluer l'efficacité épuratoire, ainsi que l'efficacité globale de réduction des masses polluantes, par rapport au parking référence en enrobé imperméable.

En termes de concentration, le bilan d'abattement des polluants du parking perméable est assez mitigé. Certains polluants (MES, CO, Fe, Mn, Ti, Cu, Ni, Pb, Zn, HT, Σ 16HAP, OP, OP2EO, DMP, DiBP, DBP, DNP) voient leur concentration totale nettement réduite en sortie du parking perméable, grâce à la capacité de filtration des particules. Leur concentration en phase dissoute peut cependant être augmentée. D'autres polluants (Na, K, Ca, As, Co, Cr, Mo, Sr, V, 1MN, Acen, BPA, OP, EO, NP, NP1EC, NP1EO, NP2EO) sont émis par les couches du parking perméable et voient leur concentration augmenter en sortie de drain quelle que soit la phase considérée. Enfin, l'abattement des concentrations peut être variable d'un événement à l'autre. La nature des matériaux du parking, l'équilibre chimique entre l'eau et la phase solide, et les propriétés intrinsèques à chaque polluant peuvent expliquer la variabilité de l'efficacité d'abattement des concentrations d'un polluant à l'autre.

Vis-à-vis des normes de qualité environnementales pour des eaux de surfaces (NQE), les concentrations médianes en sortie de drain du parking perméable sont plus élevées que les NQE pour As, Cr, Cu, Fluo, BaP, NP, et plus élevées pour une minorité d'événements pour DEHP dont le Q90 dépasse la NQE. Cependant, le dépassement des NQE pour ces éléments par le parking perméable végétalisé est moindre par rapport aux concentrations du parking référence qui dépassent régulièrement et plus fréquemment les NQE.

La prise en compte des volumes écoulés depuis chaque parking (volumes rejoignant le réseau d'assainissement) pour le calcul des masses événementielles et annuelles améliore nettement l'abattement des polluants par le parking perméable végétalisé. En effet, l'abattement des masses événementielles est élevé pour la majorité des polluants étudiés, grâce au volume plus faible écoulé depuis le parking perméable pendant un événement par rapport au parking référence. Cependant, pour quelques événements, les masses de Na, K, As, Mo, Sr, V, ainsi que de BPA, NP et NP1EC sont plus importantes en sortie de parking perméable que pour le parking référence, du fait d'une concentration élevée. A l'échelle annuelle, les masses de polluants rejetées par le parking perméable sont nettement inférieures à celles du parking référence, et ce quel que soit le polluant, ce qui entraîne une amélioration des abattements par rapport à l'échelle événementielle, avec des valeurs moyennes annuelles toujours positives sauf pour le potassium (K). Les incertitudes sur les abattements annuels indiquent cependant qu'il est possible que le parking perméable émette plus de Na, Mo, Sr, BPA, NP et NP1EC.

Pour conclure, la capacité de rétention d'eau du parking perméable végétalisé joue un rôle essentiel sur l'efficacité de maîtrise des flux polluants.

Chapitre 6 : Evaluation de solutions innovantes de parkings perméables végétalisés

6.1. Contexte et objectifs

Dans le projet Roulépur, il était initialement prévu d'installer une solution innovante sur une moitié du parking perméable végétalisé de Villeneuve-le-Roi afin d'essayer d'améliorer la rétention d'eau et/ou des polluants. Cependant l'étude de ce parking a connu un gros retard et le suivi n'a vraiment commencé qu'en Août 2018. De plus, les résultats d'analyse des premiers prélèvements sur le parking témoin de Villeneuve-le-Roi ont montré des niveaux de pollution assez faibles par rapport aux gammes de concentrations données dans la littérature (cf. chapitre V). Ces valeurs ont laissé planer le doute quant à la quantification de polluants en sortie du parking perméable, avant le début de la collecte des échantillons.

Pour faire face à cela, il a été décidé de tester des solutions innovantes de parkings perméables en colonnes. Les colonnes ont l'avantage de pouvoir tester des systèmes multicouches en conditions semi-réelles par la reproduction de la structure d'un parking perméable et en soumettant les colonnes à des conditions météorologiques naturelles, tout en contrôlant certaines conditions (choix des matériaux, type de pollution et taux de contamination). Leur mise en place prend moins de temps que les travaux initialement prévus, elles permettent de tester différentes configurations simultanément et sont moins coûteuses.

Afin de choisir au mieux des matériaux permettant d'améliorer les performances de rétention des polluants, un état de l'art sur les processus de rétention des polluants dissous, notamment par adsorption a d'abord été réalisé. Une fois mises en place, les colonnes ont fait l'objet d'un suivi hydrologique et d'un suivi de polluants. Les colonnes sont développées et améliorées à partir du système ECOVEGETAL® Mousses pour permettre une comparaison des résultats avec le site de Villeneuve-le-Roi.

6.2. Etat de l'art sur les solutions d'amélioration des performances de rétention des polluants des parkings perméables

Il a été montré dans le chapitre V sur les performances de rétention des polluants du parking perméable de Villeneuve-le-Roi en ECOVEGETAL® Mousses, que les concentrations dissoutes étaient moins bien abattues que les concentrations particulaires pour certains métaux ou polluants organiques, et que certains éléments (As, Cr, Mo, Sr, V, BPA et NP1EC) avaient des concentrations totales et dissoutes plus élevées en sortie de drain du parking perméable que dans les eaux de ruissellement du parking référence. Ces résultats montrent qu'il reste une marge d'amélioration de la rétention des polluants, notamment dans la phase dissoute. Pour essayer de trouver un moyen d'améliorer cette rétention, un état de l'art a été réalisé sur les processus aidant à la rétention des polluants, en s'attardant plus particulièrement sur le processus d'adsorption, qui consiste en une interaction entre un élément dissous et la surface d'un solide.

6.2.1. Les matériaux adsorbants

6.2.1.1. Les types de matériaux adsorbants

De nombreux matériaux adsorbants ont été proposés pour dépolluer de façon décentralisée les eaux de ruissellement urbaines, et testés avec plus ou moins de succès pour différents polluants présents dans les eaux pluviales (métaux, nutriments, polluants organiques) (Björklund and Li, 2014; Genç-Fuhrman *et al.*, 2016; Reddy *et al.*, 2014b; Wium-Andersen *et al.*, 2012). Etant donné les comportements très variables d'un polluant à l'autre, un matériau adsorbant est souvent très efficace pour une catégorie de polluants et moins, voire inefficace, pour d'autres. Le Tableau VI.43 dresse une liste non-exhaustive de matériaux adsorbants dont les tests en laboratoire ont fait l'objet de publications scientifiques. Les polluants pour lesquels ils ont été testés ainsi que les processus principaux visés sont également indiqués.

Les différents matériaux adsorbants testés peuvent être classés selon leur nature. On a ainsi les matériaux traditionnellement utilisés dans les infrastructures poreuse et/ou filtrante (sable, béton, calcaire) qui ont servi de comparatif par rapport aux autres matériaux adsorbants étudiés dans la littérature.

Dans le Tableau VI.43, les différents matériaux adsorbants cités dans la littérature ont été classés en distinguant les matériaux organiques (composés de matière organique (MO) et autres déchets animaux et végétaux), les charbons actifs, les matériaux carbonatés (composés de carbonates – principalement le carbonate de calcium – d'origine minérale ou animale), les matériaux composés d'oxydes (les hydroxydes sont aussi placés dans cette catégorie), les matériaux silicatés, les polymères (composés de plastiques), et les résines (qui échangent de manière réversible des ions avec une solution).

Le Tableau VI.43 présente aussi des matériaux adsorbants couplés entre eux. Ainsi, des matériaux comme le sable servent de support pour de nombreux autres matériaux adsorbants comme les oxydes, tandis que d'autres couplages (exemple : oxydes de fer et carapaces de crabes) sont utilisés pour améliorer les capacités d'adsorption. Enfin, une autre catégorie a été placée dans le Tableau VI.43 de par son importance dans les ouvrages perméables : le géotextile et ses dérivés testés pour une meilleure adsorption.

Tableau VI.43: Présentation non-exhaustive de plusieurs matériaux adsorbants et des différents processus, facteurs de rétention et type d'essais associés

Types de matériaux	Matériaux	Processus	Polluants testés	Facteurs étudiés jouant sur l'efficacité de rétention	Types d'essais	Références
Traditionnel	Sable	Filtration, adsorption,	ETM, HAPs	pH, concentration en métaux	Laboratoire : Batch et colonne	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007; Liu <i>et al.</i> , 2005; Reddy <i>et al.</i> , 2014a)
	Béton	Adsorption, précipitation, filtration	ETM, HAPs	pH, MO, alcalinité	Laboratoire : Colonne	(Ernst <i>et al.</i> , 2016; Liu <i>et al.</i> , 2005)
	Calcaire	Adsorption, désorption, précipitation	ETM, HAPs, phosphore	Type d'eau (eau déminéralisée ou d'eau de mer) jouant sur la compétitivité entre les ions	Laboratoire : Batch	(Reddy <i>et al.</i> , 2014a; Shin <i>et al.</i> , 2014; Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)
Organique	Tourbe	Adsorption (complexation, désorption)	ETM et légers	Lessivage de la MO, présence de sel (NaCl)	Laboratoire : Batch et colonne	(Kalmykova <i>et al.</i> , 2009; Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)
	Cellulose	Adsorption	HAPs	-	Laboratoire : Batch	(Björklund and Li, 2014)
	Ecorce de pins	Adsorption	ETM , HAPs	Temps de contact	Laboratoire : Batch	(Björklund and Li, 2014; Jang <i>et al.</i> , 2005)
	Ecorce	Adsorption, précipitation	ETM	pH, concentration en métaux	Laboratoire : Batch	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)
	Ecorce de Cyprès	Adsorption	ETM	Temps de contact	Laboratoire : Batch	(Jang <i>et al.</i> , 2005)
	Ecorce de bois dur	Adsorption	ETM	Temps de contact	Laboratoire : Batch	(Jang <i>et al.</i> , 2005)
	Compost	Adsorption, précipitation, filtration	ETM	Fraction de MO	Laboratoire : Batch et colonne	(Paus <i>et al.</i> , 2014)
	Sargassum (Algue)	Adsorption	ETM et légers	-	Laboratoire : Batch	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)
	Sciure	Adsorption	ETM et légers	-	Laboratoire : Batch	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)
Bagasse de canne à sucre	Adsorption	ETM et légers	-	Laboratoire : Batch	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)	
Charbon actif	Charbon actif granulaire	Adsorption, désorption	ETM	pH, MO, concentration en métaux, type de sels (NaCl, NaCl/CaCl ₂ , NaCl/MgCl ₂)	Laboratoire : Batch et colonne	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007; Genç-Fuhrman <i>et al.</i> , 2016; Huber <i>et al.</i> , 2016a; Liu <i>et al.</i> , 2005)
	Lignite active	Adsorption, désorption	ETM	type de sels (NaCl, NaCl/CaCl ₂ , NaCl/MgCl ₂)	Laboratoire : Colonne	(Huber <i>et al.</i> , 2016b)
	Graphite exfolié	Absorption, désorption	Huiles	Densité apparente du matériau	Laboratoire : Pesée	(Inagaki <i>et al.</i> , 2002)
	Fibres de pins carbonisés à 900°C	Absorption, désorption	Huiles	Densité apparente du matériau	Laboratoire : Pesée	(Inagaki <i>et al.</i> , 2002)
	Cendres de déchets végétaux	Adsorption, précipitation	ETM	pH, concentration en métaux	Laboratoire : Batch	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)

Types de matériaux	Matériaux	Processus	Polluants testés	Facteurs jouant sur l'efficacité de rétention	Types d'essais	Références
Carbonaté	Carapace de crabes	Adsorption, micro-précipitation, désorption	ETM et légers	pH, MO, alcalinité, présence de carbonates de calcium	Laboratoire : Batch et colonne	(Ernst <i>et al.</i> , 2016; Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)
	Farine d'os	Adsorption, (précipitation)	ETM	pH, MO, alcalinité	Laboratoire : Colonne	(Ernst <i>et al.</i> , 2016)
	Dolomite semi-calcinée	Adsorption, désorption	ETM	type de sels (NaCl, NaCl/CaCl ₂ , NaCl/MgCl ₂)	Laboratoire : Colonne	(Huber <i>et al.</i> , 2016b)
	Chitosane (ex : carapaces de crevettes)	Adsorption	ETM et légers	-	Laboratoire : Laboratoire : Batch	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)
	Sable coquillier	Adsorption, (désorption)	ETM, phosphore	-	Laboratoire : Batch	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)
	Coquilles de moules	Adsorption, filtration	ETM	Quantité de matériau adsorbant, pH	Laboratoire : Batch et colonne	(Good <i>et al.</i> , 2014)
	Coquilles d'huîtres	Adsorption, filtration	ETM, HAP, huiles et graisses, nutriments	Type d'eau (solution à base d'eau déminéralisée ou d'eau de mer)	<i>In situ</i> et Laboratoire : Batch	(Shin <i>et al.</i> , 2014; Vollertsen <i>et al.</i> , 2009)
Oxyde	Oxydes de fer	Adsorption, (précipitation)	ETM, HAPs	pH, MO, alcalinité	Laboratoire : Batch et colonne	(Ernst <i>et al.</i> , 2016; Reddy <i>et al.</i> , 2014a)
	Hydroxydes de fer	Adsorption, précipitation	ETM, nutriments	pH, concentration en métaux, type de sels (NaCl, NaCl/CaCl ₂ , NaCl/MgCl ₂)	Laboratoire : Batch et colonne	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007; Gray <i>et al.</i> , 2015; Huber <i>et al.</i> , 2016b)
	Oxydes de manganèse	Adsorption, (précipitation)	ETM	pH, MO, alcalinité	Laboratoire : Colonne	(Ernst <i>et al.</i> , 2016)
	Alumine	Adsorption	ETM	pH, MO, concentration en métaux	Laboratoire : Batch	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007; Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2016)
	Alumine active	Adsorption	Nutriments	-	Laboratoire : Batch et colonne	(Gray <i>et al.</i> , 2015)
	Spinelle (oxyde de magnésium et d'aluminium : MgAl ₂ O ₄)	Adsorption, précipitation	ETM	pH, concentration en métaux	Laboratoire : Batch	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)
	Boues rouges	Adsorption	ETM	Type d'eau (solution à base d'eau déminéralisée ou d'eau de mer)	Laboratoire : Batch	(Shin <i>et al.</i> , 2014)
	Oxyde d'aluminium et de titane	Adsorption	Nutriments	-	Laboratoire : Batch	(Gray <i>et al.</i> , 2015)
	Oxyde de titane	Adsorption	Nutriments	-	Laboratoire : Batch	(Gray <i>et al.</i> , 2015)

Types de matériaux	Matériaux	Processus	Polluants testés	Facteurs jouant sur l'efficacité de rétention	Types d'essais	Références
Silicaté	Zéolite	Adsorption, désorption	ETM, HAPs, Nutriments	pH, concentration en métaux, type d'eau (solution à base d'eau déminéralisée ou d'eau de mer)	Laboratoire : Batch et colonne	(Björklund and Li, 2014; Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007; Gray <i>et al.</i> , 2015; Reddy <i>et al.</i> , 2014a; Shin <i>et al.</i> , 2014; Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)
	Silice hydratée amorphe synthétique	Adsorption	Nutriments	-	Laboratoire : Batch	(Gray <i>et al.</i> , 2015)
	Olivine (2 types)	Adsorption, (désorption)	ETM, phosphore	-	Laboratoire : Batch	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)
Polymère	Fibre de polypropylène et polyéthylène	Adsorption	HAP	-	Laboratoire : Batch	(Björklund and Li, 2014)
Résine	Résine échangeuse d'anions	Adsorption, désorption	Nutriments	Type de désorbant (sel (NaCl), acide (HCl), base(NaOH), sel basique (NaOH+NaCl))	Laboratoire : Batch et colonne	(Gray <i>et al.</i> , 2015)
	Amberlite XAD7 (Résine échangeuse d'ions)	-	ETM et légers	-	Laboratoire : Batch	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)
Couplage de matériaux	Filtre en 3 couches (tourbe, sable, gravier)	Adsorption, biodégradation, filtration	Biocides	Intensité du flux d'eau	Laboratoire : Colonne	(Bester <i>et al.</i> , 2011)
	Goethite (oxyde de fer) couplé à des carapaces de crabes	Adsorption	ETM	-	Laboratoire : Colonne	(Ernst <i>et al.</i> , 2016)
	Sable enrobé de bauxol (boues rouges)	Adsorption, précipitation	ETM	pH, MO, concentration en métaux	Laboratoire : Batch	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007; Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2016)
	Sable enrobé d'oxyde de fer	Adsorption, précipitation	ETM	pH, concentration en métaux	Laboratoire : Batch et colonne	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007; Liu <i>et al.</i> , 2005)
	Résine échangeuse d'ions avec hydroxyde de fer	Adsorption	Nutriments	-	Laboratoire : Batch	(Gray <i>et al.</i> , 2015)
	Mélange d'alumine active et de béton poreux	Adsorption, désorption	ETM	type de sels (NaCl, NaCl/CaCl ₂ , NaCl/MgCl ₂)	Laboratoire : Colonne	(Huber <i>et al.</i> , 2016b)
	Agrégat de ciment poreux compactés et sable enrobé d'oxydes de fer	Adsorption, précipitation, filtration	ETM	pH	Laboratoire : Colonne	(Liu <i>et al.</i> , 2005)

Types de matériaux	Matériaux	Processus	Polluants testés	Facteurs jouant sur l'efficacité de rétention	Types d'essais	Références
Couplage de matériaux	Ciment avec adjuvant d'oxyde de manganèse	Adsorption	ETM	Temps de contact	Laboratoire : Colonne	(Liu <i>et al.</i> , 2005)
	Polymère enrobé d'oxyde de manganèse	Adsorption, complexation, précipitation, filtration	ETM	-	Laboratoire : Colonne	(Liu <i>et al.</i> , 2005)
	Agrégat de ciment enrobé d'oxyde de manganèse	Adsorption	ETM	Temps de contact	Laboratoire : Colonne	(Liu <i>et al.</i> , 2005)
	Sable enrobé d'oxyde de manganèse	Adsorption, complexation	ETM	-	Laboratoire : Colonne	(Liu <i>et al.</i> , 2005)
	Mélange de calcite, sable, zéolite et oxydes de fer	Adsorption, filtration	ETM, nutriments	Composition de l'eau (robinet ou synthétique type eau de pluie)	Développement d'une installation en 2D pour reproduire un système filtrant	(Reddy <i>et al.</i> , 2014b)
Géotextiles	Feutre de fibres de carbone (4 types)	Adsorption, Absorption, (désorption)	Huiles	Densité apparente du matériau	Laboratoire : Pesée	(Inagaki <i>et al.</i> , 2002)
	Fibres de carbone activées (3 types)	Adsorption, Absorption, (désorption)	Huiles	Densité apparente du matériau	Laboratoire : Pesée	(Inagaki <i>et al.</i> , 2002)
	Tissu de fibre de carbone (2 types)	Adsorption, Absorption, (désorption)	Huiles	Densité apparente du matériau	Laboratoire : Pesée	(Inagaki <i>et al.</i> , 2002)

6.2.1.2. Efficacité d'adsorption des micropolluants par des matériaux adsorbants

L'étude bibliographique sur les matériaux adsorbants montre des études uniquement réalisées en laboratoire avec des expériences en batch ou en colonne (Tableau VI.43) sauf une, celle de Vollertsen *et al.* (2009) réalisée sur site avec des conditions réelles. Ces études en laboratoire peuvent poser des problèmes de représentativité par rapport aux conditions réelles. Par exemple, les eaux utilisées pour les expériences sont dans la très grande majorité des cas de l'eau déminéralisée dopée avec un type de polluant ou une famille, ce qui n'est pas représentatif d'une eau de ruissellement réelle où différents polluants sont présents en même temps. De la même façon, les concentrations utilisées dans les eaux dopées sont largement supérieures à ce qu'on trouve dans une eau de ruissellement naturelle, entre 10 et 1000 fois plus. De ce fait, les résultats obtenus concernant les abattements et les capacités d'adsorption présentés dans la suite sont susceptibles de varier significativement d'une étude à l'autre en fonction des conditions d'expérimentation. Il est donc difficile de comparer efficacement les résultats donnés pour les différents matériaux adsorbants étudiés. Enfin, certains matériaux qui se montrent très efficaces lors d'essais en laboratoire peuvent se montrer bien moins efficaces en conditions réelles à cause de la compétition entre les différents polluants et des conditions de site qui sont différentes des conditions en laboratoire où les paramètres sont contrôlés (concentration initiale, pH, ...).

Les éléments majeurs et les métaux

Les études sur les matériaux adsorbants se sont principalement concentrées sur la rétention des métaux lourds (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) pour lesquels la littérature nous offre beaucoup d'informations. Les efficacités d'abattement des concentrations de polluants par plusieurs matériaux adsorbants vis-à-vis des métaux ont été synthétisées dans le Tableau VI.44. Quand les taux d'abattements n'étaient pas disponibles, les capacités d'adsorption ont été présentées (Tableau VI.45). La capacité d'adsorption correspond à la quantité de polluant adsorbé par unité de masse de matériau adsorbant jusqu'à saturation du matériau. A noter que la « saturation » correspond à un équilibre entre la concentration dans le matériau et la concentration dans l'eau – ce niveau de saturation est donc variable en fonction des concentrations d'équilibre atteintes dans la phase soluble et donc des conditions propres à l'essai. La capacité d'adsorption mesurée est par ailleurs potentiellement très différente de celle qui serait atteinte pour la gamme de concentration des eaux pluviales. Le calcul d'un K_D , coefficient de partage entre la phase liquide et la phase solide, permet de fournir un indicateur plus robuste. Ce dernier n'a cependant été donné que par Genc-Fuhrman *et al.* (2007) et a pu être calculé à partir des données présentées par Jang *et al.* (2005) (Tableau VI.46). Tous les matériaux adsorbants présentés dans le Tableau VI.43, n'ont pas été repris dans les tableaux VI.2, VI.3 et VI.4 car certaines études ne donnaient pas de résultats d'abattement, de capacités d'adsorption ou de coefficients de partage. Dans les cas où c'était possible, des figures provenant des articles ont été présentées.

Tableau VI.44: Efficacité d'abattement des concentrations (%) des métaux par des matériaux adsorbants (les valeurs négatives montrent un relargage du polluant considéré)

Matériaux	Références	Na	K	Ca	Mg	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	As
Calcaire	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)							33,5	74,3	87,2	72,4	79,8	73,1	0,1
Tourbe	(¹ Kalmykova <i>et al.</i> , 2009; ² Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ -40	≈ 10	≈ 0	≈ 0 ² /98 ¹	≈ 80 ² / 90 ¹	≈ 0 ² / 100 ¹	≈ 100 ^{1,2}	≈ 0 ² / 100 ¹	≈ 80 ¹	≈ -10 ¹
Ecorce de pins	(Jang <i>et al.</i> , 2005)								≈ 10	≈ 5	≈ 20			
Ecorce de Cyprès	(Jang <i>et al.</i> , 2005)								≈ 15	≈ 10	≈ 15			
Ecorce de bois dur	(Jang <i>et al.</i> , 2005)								≈ 35	≈ 20	≈ 35			
Charbon actif granulaire	(Genç-Fuhrman <i>et al.</i> , 2016)							99 ^a	99 ^a	98 ^a		98 ^a	95 ^a	38 ^a
Sargassum (Algue)	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)	≈ -30	≈ -30	≈ -60	≈ -30	≈ 80	≈ 20	≈ 85	≈ 90	≈ 85	≈ 100	≈ 80		
Sciure	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)	≈ 0	≈ 0	≈ -5	≈ -40	≈ 5	≈ 0	≈ 0	≈ 10	≈ -5	≈ 100	≈ 0		
Bagasse de canne à sucre	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 5	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 50	≈ 0		
Carapaces de crabes	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)	≈ 0	≈ 0	≈ -240	≈ -60	≈ 100	≈ 90	≈ 90	≈ 90	≈ 100	≈ 100	≈ 100		
Chitosane (carapaces de crevettes)	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 100	≈ 0	≈ 15	≈ 100	≈ 15	≈ 100	≈ 40		
Sable coquiller	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)							66,2	87,5	92,9	88,0	93,2	99,6	0,5
Alumine	(Genç-Fuhrman <i>et al.</i> , 2016)							96	95	95		98	25	100
Zéolite	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)							68,5	84,3	83,1	81,9	59,6	94,1	0,3
Olivine type 1	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)							74,1	96,7	94,6	89,9	96,0	94,2	23,3
Olivine type 2	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)							95,0	95,9	98,5	86,3	97,2	96,4	15,5
Amberlite XAD7 (Résine échangeuse d'ions)	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)	≈ -30	0	≈ 0	≈ 0	≈ 10	≈ 0	0	≈ 0	0	≈ 20	≈ 0		
Sable enrobé de bauxsol	(Genç-Fuhrman <i>et al.</i> , 2016)							99	100	92		100	3	98
Mélange de calcite, sable, zéolite et oxydes de fer	(Reddy <i>et al.</i> , 2014b)							≈ 15	≈ 95	≈ 100	≈ 100	≈ 95	≈ 90	

Tableau VI.45: Capacité d'adsorption (mg/g)

Matériaux	Références	Na	K	Ca	Mg	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd
Sable	(Liu <i>et al.</i> , 2005)								0,003	<0,001	0,003	<0,001
Béton	(Liu <i>et al.</i> , 2005)								0,79	0,77	0,78	0,77
Charbon actif granulaire	(Liu <i>et al.</i> , 2005)								2,00	0,80	1,62	0,54
Carapaces de crabes	(Vijayaraghavan <i>et al.</i> , 2010)	2,32	7,43	-90,9	-10,0	28,9	7,11	7,89	7,94	7,96	1,55	4,84
Sable enrobé d'oxyde de fer	(Liu <i>et al.</i> , 2005)								0,021	0,032	0,63	0,029
Agrégat de ciment poreux compactés avec du sable enrobé d'oxydes de fer	(Liu <i>et al.</i> , 2005)								2,83	0,86	2,64	0,67
Polymère enrobé d'oxyde de manganèse	(Liu <i>et al.</i> , 2005)								1,30	0,55	1,51	0,50
Agrégat de ciment enrobé d'oxyde de manganèse	(Liu <i>et al.</i> , 2005)								2,08/5,80	1,75/>5,33	1,76/>5,63	1,55/>5,41
Sable enrobé d'oxyde de manganèse	(Liu <i>et al.</i> , 2005)								0,25	< 0,001	0,18	< 0,001

Tableau VI.46 : Coefficient de partage Kd (L/g)

Matériaux	Références	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	As
Sable	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	0,00	0,05	0,00		0,00	0,01	0,04
Ecorce	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	0,20	0,03	0,07		0,22	0,02	0,00
Ecorce de bois dur	(Jang <i>et al.</i> , 2005)		$\approx 0,32 / \approx 2^a$	$\approx 0 / \approx 0,37^a$	$\approx 0,14 / \approx 2^a$			
Charbon actif granulaire	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	2,00	1,28	1,37		2,38	0,73	0,02
Cendres de déchets végétaux	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	8,54	2,96	6,33		12,35	-0,03	-0,11
Hydroxydes de fer	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	1,81	0,89	2,87		5,64	0,39	0,49
Alumine	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	7,47	0,89	3,15		6,84	0,08	5,11
Spinelite (oxyde de magnésium et d'aluminium : MgAl ₂ O ₄)	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	3,93	0,79	3,21		5,17	-0,01	1,04
Zéolite	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	0,11	0,79	0,19		0,24	0,02	0,05
Sable enrobé de bauxsol non activé	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	7,58	5,4	8,37		34,74	0,00	0,09
Sable enrobé de bauxsol activé	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	0,15	3,36	0,61		1,15	-0,01	2,26
Sable enrobé d'oxyde de fer	(Genc-Fuhrman <i>et al.</i> , 2007)	0,01	0,32	0,07		0,06	0,05	3,16

^a d'après l'étude de Jang *et al.* (2005) : les valeurs de Kd ont été calculées à partir des rapports Ce/Qe déterminés graphiquement

L'un des matériaux filtrants traditionnels, le sable (souvent utilisé comme matériau de remplissage de pavés ou dalles et pour le lit de pose des parkings perméables) est peu efficace dans la rétention des métaux lourds dissous (Tableau VI.45 et Tableau VI.46). Comme le montrent les valeurs des capacités d'adsorption dans le Tableau VI.45, ce matériau possède les valeurs d'abattements les plus faibles par rapport aux autres matériaux étudiés par Liu *et al.* (2005). Même l'ajout d'oxydes de fer ou de manganèse ne permet pas d'améliorer de manière significative les capacités d'adsorption pour Cu, Zn, Pb et Cd. Les coefficients de partage K_D donnés par Genc-Fuhrman *et al.* (2007) et présentés dans le Tableau VI.46 montrent encore cette incapacité du sable à adsorber les métaux (Ni, Cu, Zn, Cd, Cr et As), avec des valeurs égales ou proches de 0 L/g. L'ajout d'oxydes de fer au sable ne permet pas d'améliorer significativement les coefficients de partage pour Ni, Cu, Zn, Cd et Cr ($K_D \leq 0,32$ L/g ; Genc-Fuhrman *et al.*, 2007) ou les capacités d'adsorption pour Cu, Cd et Zn ($\leq 0,032$ mg/g ; Liu *et al.*, 2005). Seul As est mieux adsorbé qu'avec le sable seul, avec un K_D de 3,16 L/g (Genc-Fuhrman *et al.*, 2007). Le sable mélangé avec du bauxsol non activé présente des K_D très nettement supérieurs pour tous les métaux (entre 5,4 et 34,74 L/g) sauf pour Cr et As avec des valeurs respectives de 0 et 0,09 L/g. Pour le mélange de sable avec du bauxsol activé, les résultats sont plus nuancés avec une augmentation significative du K_D pour Cu, Zn, Cd et As par rapport à du sable, alors que pour Ni et Cr les K_D sont proches de ceux du sable seul voire moins bons pour Cr avec une valeur de 0,01 L/g, indiquant une légère émission de cet élément par le matériau (Genc-Fuhrman *et al.*, 2007). La différence de résultats entre les 2 types de bauxsol est due au pH, d'une valeur de 8,6 pour le sable enrobé de bauxsol non activé et de 6,8 pour le sable enrobé de bauxsol activé. Le pH pour le sable enrobé de bauxsol activé est plus faible car il a été traité avec de l'acide chlorhydrique (HCl). Avec un pH élevé, le pouvoir d'attraction qu'exerce le sable enrobé de bauxsol non activé sur les ions chargés positivement a pu améliorer leur adsorption. Une seconde hypothèse émise par les auteurs est que le facteur majeur améliorant les résultats pour Cu, Cd et Zn avec le sable enrobé de bauxsol non activé est la précipitation de sels et minéraux favorisée par le pH élevé.

En termes d'efficacité d'abattement (Tableau VI.44), les matériaux les moins efficaces pour adsorber les métaux sont les écorces (pin, cyprès, bois dur), la sciure, la bagasse de canne à sucre, la chitosane et l'amberlite XAD7, tandis que les efficacités d'abattement sont les meilleures avec le charbon actif granulaire, le *Sargassum*, les carapaces de crabes, l'alumine, la zéolite, les olivines, le sable enrobé de bauxsol et le mélange de calcite, sable, zéolite et oxydes de fer. Cependant, ces efficacités varient en fonction du polluant considéré, notamment avec As qui est faiblement abattu par tous les matériaux sauf l'alumine et le sable enrobé de bauxsol, mais ces matériaux ont une faible capacité d'abattement du chrome (Cr). Cependant, Genc-Fuhrman *et al.* (2007) ont aussi mis en évidence l'effet de la concentration en acide humique sur l'efficacité d'abattement des métaux et en ont conclu que plus la concentration en acide humique est élevée et plus l'efficacité d'abattement en Cr augmente pour le sable enrobé de bauxsol et pour l'alumine, alors que cela n'a pas d'effet significatif avec le charbon actif. Pour les autres métaux (Ni, Cu, Zn, Cd et As), l'augmentation de la concentration en acide humique entraîne une légère diminution de l'efficacité d'abattement mais elle reste importante (entre 65 % et 98 % pour une concentration en acide humique de 100 mg/L).

Parmi les matériaux adsorbants les plus performants dans la rétention des métaux lourds (voir Tableau VI.44, Tableau VI.45, et Tableau VI.46), on trouve différents adsorbants avec oxydes (hydroxydes de fer, alumine, spinelle), les carapaces de crabes, le sable coquillier, la zéolite, l'olivine, les charbons actifs, différents matériaux organiques (tourbe, algue, cendres), et différents mélanges de matériaux adsorbants (mélange de calcite, sable, zéolite et oxydes de fer, agrégat de ciment poreux compactés avec du sable enrobé d'oxydes de fer, agrégat de ciment enrobé d'oxydes de manganèse, sable enrobé de bauxsol non activé) (Genc-Fuhrman *et al.*, 2007; Genç-Fuhrman *et al.*, 2016; Kalmykova *et al.*, 2009; Liu *et al.*, 2005; Reddy *et al.*, 2014b; Vijayaraghavan *et al.*, 2010; Wium-Andersen *et al.*, 2012).

Pour certains matériaux adsorbants, les performances d'adsorption des métaux vont dépendre du pH du milieu. Chaque matériau possède un pH de point de charge nulle (pH_{pcz}) (pH pour lequel le matériau n'est pas chargé électriquement = charge nulle) qui va influencer sur son affinité avec les différents métaux (Ernst *et al.*, 2016). Ainsi, quand le pH de la solution est inférieur au pH_{pcz} du matériau, celui-ci aura tendance à adsorber les anions, tandis que quand le pH de la solution est supérieur au pH_{pcz} du matériau, il aura tendance à adsorber les cations. Par exemple, les oxydes de fer ont un pH_{pcz} supérieur à 8 tandis le pH d'une eau de ruissellement est généralement compris entre 6,5 et 8,5. Pour permettre aux oxydes de fer d'adsorber les métaux tels que le cuivre ou le zinc, il faut donc dans certains cas apporter un matériau carbonaté (ciment, béton, ...) qui servira de tampon et permettra d'augmenter le pH (Ernst *et al.*, 2016). Ce concept est montré dans l'étude de Genc-Fuhrman *et al.* (2007), avec une mauvaise capacité des hydroxydes ferriques à adsorber l'arsenic ($K_D = 0,49$ L/g) alors que pour du sable enrobé d'oxydes de fer le K_D est plus élevé (3,16 L/g).

Les matériaux composés de matière organique tels que les tourbes ou les paillis, adsorbent aussi les métaux lourds. En effet, la matière organique possède une capacité d'échange cationique élevée. Le cuivre est le métal ayant le plus d'affinité avec la matière organique (Ernst *et al.*, 2016) mais cette dernière permet aussi d'adsorber de manière efficace le plomb, le zinc et le cadmium (Genc-Fuhrman *et al.*, 2007; Jang *et al.*, 2005; Paus *et al.*, 2014; Vijayaraghavan *et al.*, 2010). Cependant, l'arsenic et le chrome ne sont pas traités efficacement par la matière organique qui peut même entraîner une mobilisation de ces métaux (Genc-Fuhrman *et al.*, 2007; Kalmykova *et al.*, 2009). Les comportements de l'arsenic et du chrome sont dus à leur spéciation. En effet, les formes sous lesquelles se trouvent ces éléments dans l'eau sont des formes hydrosolubles, ce qui facilite leur mobilité et rend difficile l'adsorption (Lemière *et al.*, 2001). L'utilisation d'un matériau organique peut induire la mise en suspension de particules / colloïdes de matière organique ou l'émission de carbone organique dissous qui, à cause de leur affinité avec les métaux, vont former des complexes organométalliques et inhiber la rétention des polluants au sein du matériau adsorbant (Genç-Fuhrman *et al.*, 2016). La mise en suspension de la matière organique implique aussi un colmatage et la réduction de la perméabilité (Paus *et al.*, 2014).

Les différentes études réalisées sur les carapaces de crabes, les coquilles de moules, les coquilles d'huîtres et autres types de coquilles carbonatées ont montré que ces matériaux étaient très prometteurs car ils possèdent une double fonction : ils servent de matériau tampon de par leur nature carbonatée, et ils permettent l'adsorption des métaux lourds (Ernst *et al.*,

2016; Good *et al.*, 2014; Shin *et al.*, 2014; Vollertsen *et al.*, 2009; Wium-Andersen *et al.*, 2012). L'étude de Vijayaraghavan *et al.* (2010) a permis d'observer une réduction de plus de 93% des métaux lourds (Cu, Cd, Pb, Zn, Ni) par les carapaces de crabes mais pour une eau synthétique (eau de pluie dopée avec des métaux lourds) ne reflétant pas la multitude de familles de polluants entrant dans la composition d'une eau de ruissellement.

L'efficacité des matériaux adsorbants peut aussi être dépendante de l'épaisseur de la couche de matériau adsorbant (Good *et al.*, 2014). La Figure VI.127 montre une augmentation du taux d'abattement des charges (masse de métal appliquée par unité de volume de substrat) en métaux (particulaires et dissous) en fonction de l'épaisseur de la couche de coquilles de moules. La colonne comprenant uniquement du sol a des taux d'abattement pour le cuivre, le zinc et le plomb (27, 55 et 80% respectivement) inférieurs à ceux obtenus pour la colonne où la couche de sol est 4 fois plus épaisse que celle des coquilles de moules, qui sont de 30, 75 et 80 % pour Cu, Zn et Pb respectivement. Ces valeurs sont elles-mêmes plus faibles que celles où les couches de sol et de coquilles de moules ont la même épaisseur avec 47 % d'abattement de la charge en cuivre (particulaire et dissous), 80 % pour le zinc et 85 % pour le plomb.

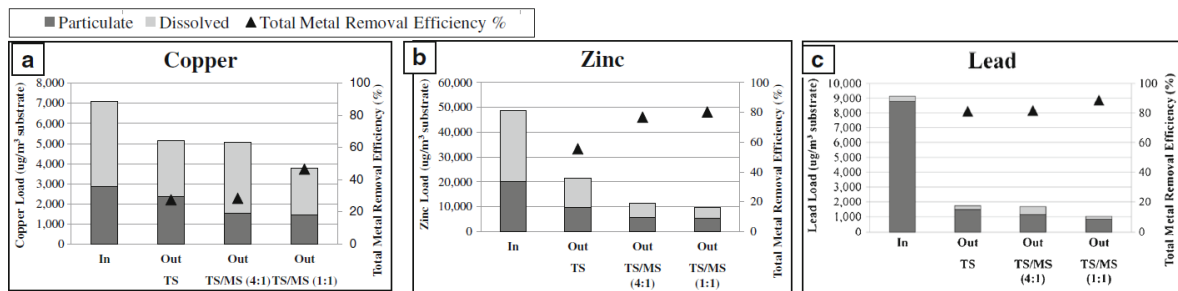


Figure VI.127: Charge ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) et taux d'abattement (%) du cuivre, du zinc et du plomb particulaire et dissous (In : en entrée de la colonne, Out TS : en sortie de colonne comprenant uniquement du sol, Out TS/MS (4:1) : en sortie de colonne comprenant 12.5cm de sol sur 10cm de coquilles de moules sur 27,5 cm de sol, Out TS/MS (1:1) : en sortie de colonne comprenant 12,5 cm de sol sur 25 cm de coquilles de moules sur 12,5 cm de sol) (Good *et al.*, 2014)

L'étude d'Ernst *et al.* (2016) a cependant montré qu'une diminution du pH de 6 à 5 pour des carapaces de crabes entraînait une désorption du zinc (mais pas du cuivre). De plus, la diminution du pH engendre une dissolution des carbonates, faisant ainsi augmenter l'alcalinité qui va limiter l'adsorption du cuivre de manière significative (moins pour le zinc) par complexation entre les carbonates dissous et les métaux dissous.

La remobilisation des métaux est aussi entraînée par l'apport de sels de déverglaçage (Huber *et al.*, 2016b). Cette étude a montré que l'apport de sels déverglaçants tels que ceux appliqués sur les routes en hiver (chlorure de sodium, chlorure de calcium et chlorure de magnésium), entraînait, en fonction de la nature du sel et du matériau adsorbant, une remobilisation plus ou moins importante d'une partie des métaux piégés. L'étude a montré que le cuivre et le plomb étaient moins sujets à la remobilisation que le cadmium (plus de 20% du cadmium piégé par du charbon actif a été remobilisé avec l'ajout d'un mélange de chlorure de sodium et de chlorure de calcium). Les processus influençant cette remobilisation sont principalement la mise en compétition entre les métaux et les sels (complexation des métaux avec le chlorure et adsorption de Ca et Mg sur le charbon actif à la place des métaux), et la diminution du pH.

L'étude d'Huber *et al.* (2016) a aussi mis en évidence que l'utilisation de chlorure de sodium pur n'entraînait qu'une faible remobilisation des métaux qui étaient piégés dans le substrat.

Une autre étude par Shin *et al.* (2014) a comparé le comportement de 4 matériaux adsorbants (boues rouges, zéolite, calcaire et coquilles d'huîtres) vis-à-vis des métaux lourds pour deux types d'eau : une eau déminéralisée à laquelle ont été rajoutés les métaux lourds, et une eau de mer avec les mêmes concentrations en métaux que pour l'eau déminéralisée. L'eau de mer dans cette étude est utilisée pour montrer comment elle interagit avec les métaux lourds puisque ces polluants peuvent impacter l'écosystème marin. L'efficacité d'adsorption pour chacun des matériaux et pour les 2 types d'eau est présentée dans la Figure VI.128.

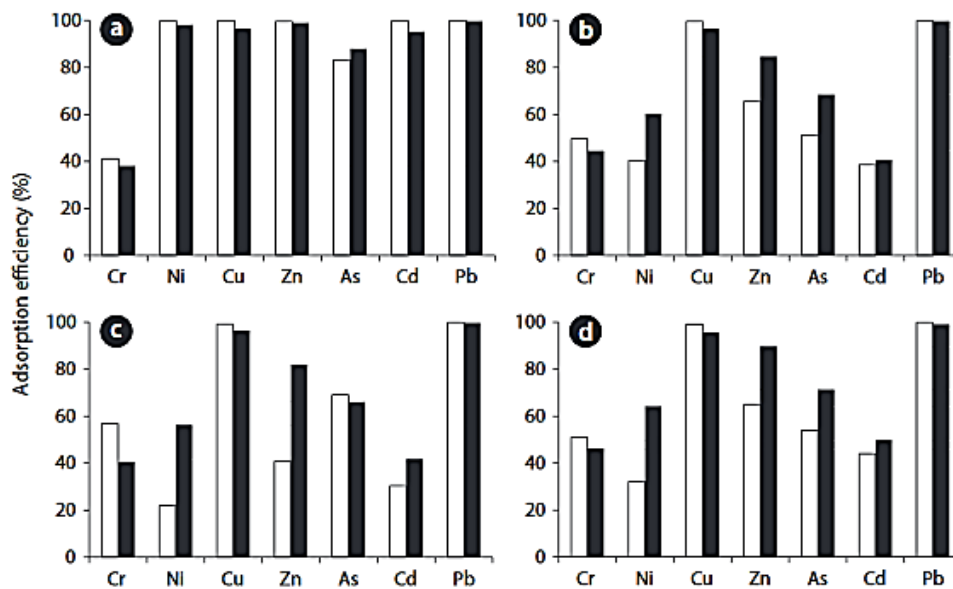


Figure VI.128: Comparaison de l'efficacité d'adsorption des boues rouges (a), de la zéolite (b), du calcaire (c) et des coquilles d'huîtres (d) pour une solution à base d'eau déminéralisée (blanc) ou à base d'eau de mer (noir) (Shin *et al.*, 2014)

La Figure VI.128 nous montre que l'impact d'une eau de mer salée varie en fonction du matériau adsorbant et du métal considéré. Ainsi, les boues rouges montrent les meilleurs taux de rétention pour tous les métaux lourds sauf le chrome (Cr) et on peut remarquer que l'eau de mer n'impacte pas ces taux de manière significative avec environ 5 % de différence entre les deux eaux. Pour les 3 autres matériaux, la Figure VI.128 montre un comportement plus hétérogène entre l'eau de mer et l'eau déminéralisée. Cependant, la zéolite, le calcaire et les coquilles d'huîtres semblent se comporter de la même manière vis-à-vis de chacun des métaux. Ainsi, l'eau déminéralisée présente un meilleur taux d'adsorption pour le chrome, le cuivre et le plomb (et l'arsenic pour le calcaire) pour les 3 matériaux, tandis que l'eau de mer présente un meilleur taux d'abattement pour le nickel, le zinc, l'arsenic et le cadmium (sauf l'arsenic pour le calcaire). Ceci nous montre que la présence de sels en solution peut impliquer la remobilisation de certains polluants mais peut aussi impliquer un meilleur taux de rétention pour d'autres. De plus, l'impact des sels sur l'adsorption/désorption des métaux dépendra aussi de la nature du matériau adsorbant.

Nutriments

Une étude de Gray *et al.* (2015) reprenant 14 matériaux adsorbants commercialisés, a montré que seulement la moitié (hydroxydes de fer granulaires, 4 types de résines échangeuses d'anions, résine échangeuse d'ions avec nanoparticules d'oxydes de fer hydratés, et de l'alumine active granulaire) était capable d'adsorber le phosphore efficacement, alors qu'aucun des 14 matériaux ne permet d'adsorber efficacement l'azote. Cependant, Gray *et al.* (2015) nous rappelle que même si le phosphore est adsorbé par 7 des matériaux testés, les concentrations testées en laboratoire étaient faibles et l'utilisation de ces matériaux en situation réelle, à grande échelle pourrait ne pas se montrer efficace pour adsorber le phosphore.

Malgré l'étude de Reddy *et al.* (2014b) qui montre un abattement de l'azote total de 75 % et du phosphore total de 90 % certainement dû à la filtration pour un mélange de sable, calcaire, zéolite et oxydes de fer, l'étude de Paus *et al.* (2014) montre que pour des ouvrages tels que les cellules de biorétention (composées de compost, sable et sol), des relargages de phosphore étaient observés, dus à la présence de matière organique. De la même manière, des études réalisées *in situ* comme celle de Hunt *et al.* (2006) sur des cellules de biorétention composées de sol plus ou moins riche en matière organique et de sable, ont montré un taux d'abattement du phosphore total compris entre -240 et 65%. Dans l'étude de Genc-Fuhrman *et al.* (2007), une coloration de l'eau a été observée avec l'écorce, certainement due à la présence d'acides organiques et de phénols relargués par l'écorce. Ainsi, même si les nutriments n'ont pas été analysés dans cette étude, on peut supposer avec le relargage d'acides organiques qu'il y a aussi eu relargage de nutriments.

L'olivine pourrait cependant être un bon adsorbant pour le phosphore avec des taux d'abattement des concentrations de 49 à 75 % largement supérieurs au taux d'abattement des autres matériaux adsorbants entre -2,2 % pour la zéolite et 12,4% pour le sable coquillier (Tableau VI.47).

Ces études sur les nutriments nous indiquent un comportement très variable qui va dépendre de nombreux paramètres comme la présence/absence d'oxygène jouant sur les processus de nitrification/dénitrification, la composition en matière organique (riche en nutriment), la présence/absence de végétation, et la capacité du matériau adsorbant à abattre les nutriments. Il faut aussi noter que dans ces études sur les matériaux adsorbants le traitement des nutriments ne constituait pas l'enjeu principal et qu'elles visaient avant tout le traitement des métaux et micropolluants organiques.

Tableau VI.47: Taux d'abattement (%) de l'azote total (NT) et du phosphore total (PT) pour certains matériaux adsorbants (les valeurs négatives montrent un relargage du polluant considéré)

Matériaux	Références	NT	PT
Calcaire	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)		6,8
Sable coquillier	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)		12,4
Zéolite	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)		-2,2
Olivine type 1	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)		49,1
Olivine type 2	(Wium-Andersen <i>et al.</i> , 2012)		74,7
Mélange de calcite, sable, zéolite et oxydes de fer	(Reddy <i>et al.</i> , 2014b)	≈ 75	≈ 90

Les polluants organiques

Les polluants organiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), phtalates, alkylphénols, pesticides, ...) représentent un enjeu important dans la contamination des eaux pluviales urbaines. Des comportements différents entre les polluants organiques sont cependant observés en fonction de leur polarité, c'est-à-dire la répartition des charges positives et négatives dans une molécule. Ainsi, les molécules polaires présentent deux pôles distincts chargés positivement et négativement, ce qui leur permet d'interagir facilement avec d'autres molécules polaires. Les molécules d'eau étant très polaires, attirent les autres molécules polaires (= molécules hydrophiles). A l'inverse, les molécules apolaires présentent une répartition symétrique des charges positives et négatives, les rendant incapables d'interagir avec d'autres molécules par des liaisons hydrogènes. Ces molécules sont repoussées par les molécules polaires, notamment l'eau (= molécules hydrophobes). L'efficacité des matériaux adsorbant sera de ce fait très variable en fonction du polluant organique considéré. Tout comme avec les métaux, il existe un coefficient de partage pour les molécules organiques qui caractérise leur capacité à être retenues. Appelé coefficient de partage octanol/eau, noté K_{ow} , ce coefficient permet de donner une mesure de la distribution à l'équilibre d'une molécule organique entre une phase apolaire (octanol) et polaire (eau). Quand le $\log K_{ow} < 1,5$ alors le composé est hydrophile (polaire), quand $\log K_{ow}$ est compris entre 2 et 4 alors le composé est hydrophile à hydrophobe (moyennement polaire) et quand $\log K_{ow} \geq 4$ alors le composé est hydrophobe (apolaire) (Lemière *et al.*, 2001). Ainsi, il sera plus facile d'adsorber à la surface d'un solide une molécule hydrophobe qu'une molécule hydrophile. Les molécules hydrophobes vont aussi pouvoir former des liaisons hydrophobes entre elles et avec certains adsorbants, pour former des groupes qui ne vont pas se mélanger à l'eau.

Il existe aussi un coefficient d'adsorption au carbone organique, noté K_{oc} , qui va jouer sur la biodisponibilité et la bioaccumulation du composé organique. Le K_{oc} peut être déterminé par le K_{ow} grâce à la relation linéaire suivante :

$$\log(K_{oc}) = a \times \log(K_{ow}) + b \quad (\text{Papp, 2010})$$

Plus le K_{oc} d'une molécule est élevé et plus celle-ci aura tendance à se fixer sur la matière organique (Lemière *et al.*, 2001).

D'après la synthèse de Lamichhane *et al.* (2016), les charbons actifs, les biochars et les minéraux argileux modifiés font partie des matériaux adsorbants les plus efficaces pour la rétention des HAPs. Le charbon actif peut ainsi présenter des taux d'abattement entre 64 et 100 % en fonction du HAP considéré mais aussi en fonction de la taille des particules. En effet, le charbon actif granulaire sera moins efficace que le charbon actif en poudre à cause de la surface spécifique moins importante. Le biochar présente des taux de rétention des HAPs entre 40 et 98,6 % selon le HAP et la température de production du biochar. Plus la température lors de la production du biochar est élevée, plus les particules seront fines et plus la surface spécifique où le micropolluant pourra s'adsorber sera importante, impliquant une meilleure rétention.

Tableau VI.48: Efficacité d'abattement des concentrations (%) des polluants organiques par des matériaux adsorbants

Matériaux	Références	HAPs					Phénols		Phtalates	
		Nap	Phen	F	A	Pyr	OP	NP	DiBP	DEHP
Sable	(Reddy <i>et al.</i> , 2014a)	≈ 100	≈ 100							
Calcite	(Reddy <i>et al.</i> , 2014a)	≈ 100	≈ 100							
Cellulose	(Björklund and Li, 2014)			18	14	1	3	5	12	20
Ecorce de pins	(Björklund and Li, 2014)			92	97	95	88	85	84	52
Oxydes de fer	(Reddy <i>et al.</i> , 2014a)	≈ 100	≈ 100							
Zéolite	(Björklund and Li, 2014)			42	40	38	18	16	22	30
	(Reddy <i>et al.</i> , 2014a)	≈ 95	≈ 90							
Fibres de polypropylène et polyéthylène	(Björklund and Li, 2014)			94	97	97	48	78	72	82

Dans l'étude de Reddy *et al.* (2014a), des matériaux comme la calcite, la zéolite, le sable ou des oxydes de fer ont montré des taux d'abattement des concentrations de plus de 90 % (Tableau VI.48) par rapport à des pluies synthétiques composées de différentes concentrations de naphthalène (entre 0,9 et 43 mg/l choisi selon la solubilité maximum dans de l'eau déminéralisée) ou de phénanthrène (entre 0,03 et 1,9 mg/l) ajoutées à de l'eau déminéralisée. Cependant, la question de la représentativité des concentrations utilisées peut se poser car les concentrations utilisées pour l'étude sont bien plus élevées (plusieurs ordres de grandeur) que ce qui est généralement observé dans les eaux de ruissellement (de l'ordre de 100 ng/l, Chapitre 5 Tableau V.5). Ainsi, l'adsorption du naphthalène et du phénanthrène pourrait être due à leur concentration importante qui implique un forçage de l'adsorption. De plus, l'absence de compétition avec d'autres polluants (organiques ou autres) implique que les taux d'abattement obtenus correspondent plus à un maximum d'abattement et que ces taux seront certainement plus faibles pour une eau de ruissellement naturelle.

Dans l'étude de Björklund and Li (2014) qui comme Reddy *et al.* (2014a) s'est intéressée, entre autres, à la zéolite, différents polluants organiques tels que les HAPs (fluorène, anthracène, pyrène), les alkylphénols (nonyl-phénol et octylphénol) et les phtalates (dibutyl-phtalate et

di(2-ethylhexyl)-phtalate) ont été mélangés simultanément dans une eau déminéralisée. Les taux d'abattement de ces polluants par la zéolite sont très faibles (20 % en moyenne). Les différences entre les résultats de Reddy *et al.* (2014a) et de Björklund and Li (2014) pour un même matériau peuvent être dues à l'effet des interactions entre les différents polluants dans la solution, aux différences entre les concentrations initiales (pour Björklund and Li (2014) entre 10 et 300 µg/L ; pour Reddy *et al.* (2014a) : entre 900 et 43 000 µg/L pour le naphthalène et entre 30 et 1900 µg/L pour le phénanthrène) ou à d'autres conditions expérimentales. L'étude de Björklund and Li (2014) a observé une meilleure efficacité d'adsorption avec des matériaux en fibres de polypropylène et polyéthylène (abattement de 70 %) ou en écorce de pin (abattement de 80 %).

Les matériaux en fibres de carbone représentent aussi de bons matériaux adsorbants pour le traitement des huiles (Figure VI.129, Inagaki *et al.*, 2002).

Sorbent material	Average bulk density (kg m ⁻³)	Sorption capacity for A-grade (kg kg ⁻¹)	Sorption capacity for C-grade (kg · kg ⁻¹)
Felt A of PAN-based carbon fibers	53.6	17	22
Felt B of PAN-based carbon fibers	65.3	14	16
Felt C of PAN-based carbon fibers	77.0	13	17
Felt D of pitch-based carbon fibers	74.6	11	12
Activated carbon fibers A (720 m ² /g)	76.5	10	–
Activated carbon fibers B (920 m ² /g)	36.7	20	–
Activated carbon fibers C (1220 m ² /g)	42.7	19	–
Carbon fiber fabric A	190	6.1	–
Carbon fiber fabric B	109	7.4	–
Exfoliated graphite	7.2	83	67
Fir fibers carbonized at 900 °C	5.6	78	66

Figure VI.129: Capacité d'adsorption de différents matériaux en fibres de carbone pour des huiles lourdes peu visqueuses (A-grade) à très visqueuses (C-grade) (Inagaki *et al.*, 2002)

Dans Inagaki *et al.* (2002), le graphite exfolié et les fibres de pins carbonisées à 900°C ont des capacités d'adsorption bien plus élevées que les feutres de carbone, les fibres de carbone activées ou les tissus en fibres de carbone vis-à-vis des huiles lourdes qu'importe leur viscosité. Inagaki *et al.* (2002) ont aussi remarqué que la capacité d'adsorption était liée à la densité apparente des différents matériaux. Comme le montre la Figure VI.129, le graphite exfolié et les fibres de pins carbonisés à 900°C ont des densités apparentes bien inférieures aux autres matériaux (7,2 et 5,6 kg/m³ respectivement versus 36,7 à 190 kg/m³ pour les autres).

Les biocides sont des micropolluants présents dans les eaux pluviales urbaines et présentant un enjeu environnemental. L'étude de Bester *et al.* (2011) a montré l'efficacité d'un biofiltre reproduit en colonne en laboratoire (composé de couches successives de tourbe, de sable et de graviers, avec des roseaux plantés en surface) pour réduire de manière importante les concentrations de 9 biocides (Terbutryne, Cybutryne, Descyclopropyl-Cybutryne, Isoproturon, Diuron, Diuron-desmonomethyl, Benzo-isothiazolinone, Dichloro-*n*-octylisothiazolinone et Iodocarbamate). L'étude a montré que la tourbe était responsable de la majorité de l'abattement des biocides (80 à 100 %), même si pour les iodocarbamates, le sable et le gravier ont aussi contribué à hauteur d'environ 50 % à la rétention de ce polluant. Les auteurs ont aussi mis en évidence l'impact du flux d'eau sur la capacité de rétention (Tableau VI.49). Ainsi, avec des flux faibles (61 l/m²/jr), les taux d'abattement des concentrations étaient de 82 à 100 %, tandis qu'avec des flux intenses (255 l/m²/jr) une diminution du taux de réduction a été

observée (Tableau VI.49, abattement inférieur à 60 % pour 5 composés (Cybutryne, Descyclopropyl-Cybutryne, Isoproturon, Diuron et Iodocarbamate) et supérieur à 70 % pour les autres).

Tableau VI.49 : Efficacité d'abattement des concentrations (%) des biocides entre l'entrée et la sortie d'une colonne simulant un biofiltre

Matériaux	Article	IRG	TB	IRG Desc.	DR	IP	BIT	OIT	DCOIT	IPBC
Filtre en 3 couches (tourbe, sable, gravier sur lesquels reposent des roseaux))	(Bester <i>et al.</i> , 2011)	100 ^a	100 ^a	90 ^a	97 ^a	99 ^a	92 ^a	82 ^a	100 ^a	-
		69 ^b	71 ^b	23 ^b	65 ^b	38 ^b	93 ^b	93 ^b	99 ^b	43 ^b

^a taux d'abattement pour un flux d'eau faible (61 l/m² en 1 jour)

^b taux d'abattement pour un flux d'eau élevée (255 l/m² en 5 min)

IRG : Cybutryne (Irgarol 1051) : N²-tert-butyl-6-N⁴-cyclopropyl-6-(methylthio)-1,3,5-triazine-2,4-diamine

TB: Terbutryne : N²-tert-butyl-6-N⁴-ethyl-6-(methylthio)-1,3,5-triazine-2,4-diamine

IRG Desc. : Descyclopropyl-Cybutryne: N²-tert-butyl-6-(methylthio)-1,3,5-triazine-2,4-diamine

DR: Diuron: 3-(3,4-dichloro-phenyl)-1,1-dimethylurea

IP: Isoproturon: 3-(4-isopropyl-phenyl)-1,1-dimethylurea

BIT: Benzo-isothiazolinone : Benzo[d]isothiazolin-3(2H)-one

OIT: 2-n-octyl-isothiazolin-3(2H)-one

DCOIT: 4,5-dichloro-2-n-octylisothiazolidin-3(2H)-one

IPBC: 3-iodoprop-2-ynyl butylcarbamate

Couplage de différents matériaux/processus

Comme évoqué par Grebel *et al.* (2013), il est possible de coupler différents matériaux pour pouvoir traiter un éventail plus large de polluants qu'en utilisant un seul matériau adsorbant. Plusieurs études se sont ainsi intéressées au couplage de différents matériaux adsorbants (Bester *et al.*, 2011; Ernst *et al.*, 2016; Genc-Fuhrman *et al.*, 2007; Genç-Fuhrman *et al.*, 2016; Huber *et al.*, 2016b; Liu *et al.*, 2005; Reddy *et al.*, 2014b). L'étude de Reddy *et al.* (2014b) a observé l'effet d'un filtre composé d'un mélange de calcite, de zéolite, de sable et de limaille de fer, sur une eau synthétique composée de nitrates, phosphates, nickel, cuivre, cadmium, chrome, plomb et zinc avec des concentrations et sous des conditions typiques d'une eau pluviale urbaine. Les résultats ont montré des taux d'abattements des concentrations entre 70 et presque 100 % pour tous les polluants de l'étude, sauf pour le nickel (moins de 20 %).

De la même manière l'étude d'Ernst *et al.* (2016) a montré qu'un mélange de carapaces de crabes et de goethite impliquait un meilleur taux de réduction du cuivre et du zinc que pour les matériaux seuls.

Ces études nous montrent qu'il vaut donc mieux favoriser l'utilisation de plusieurs matériaux adsorbants en milieu urbain, étant donné le large éventail de polluants présents dans les eaux pluviales urbaines (Zgheib, 2009). Il est cependant important de faire attention à l'ordre des couches quand au moins deux matériaux adsorbants sont placés les uns au-dessus des autres (et non mélangés ensemble), pour éviter de perdre les avantages qu'apportent chacun des

matériaux (Grebel *et al.*, 2013). Par exemple, un matériau permettant l'abattement des nutriments ne peut être placé au-dessus d'un matériau organique (permettant la rétention des métaux et de certains polluants organiques) susceptible de relarguer des nutriments.

6.2.2. Couplage du processus d'adsorption avec la filtration des particules

6.2.2.1. Cas des géotextiles

La fonction principale d'un géotextile est de filtrer les particules, mais il est aussi possible que certains polluants s'adsorbent sur ces particules, limitant leur migration dans le profil de sol et vers les nappes. Des études comme celle de Franks *et al.* (2012) ont montré que 2 des 3 géotextiles testés permettaient de filtrer 75 à 90 % des MES. Il faut cependant faire attention à la taille d'ouverture apparente des géotextiles pour éviter qu'une trop grande fraction de la matière en suspension et donc de polluants ne le traverse, mais il ne faut cependant pas que la taille d'ouverture apparente soit trop faible, car le géotextile pourrait se colmater. En effet, une étude de Ming Xiao and Reddi (2000) a démontré que la taille des particules pouvait avoir autant d'importance dans le colmatage que leur concentration.

Des études montrent aussi que les géotextiles peuvent causer une rupture capillaire (Bouazza *et al.*, 2006), à cause de la différence de taille des pores entre deux matériaux. Ainsi, quand un matériau fin est placé au-dessus d'un géotextile, il y a une rupture capillaire qui entraîne un stockage d'eau dans le matériau fin jusqu'à ce que l'équilibre soit rompu et que l'eau s'écoule ensuite vers et au-travers du géotextile. Cependant, d'autres travaux réalisés dans des ouvrages d'infiltration montrent un effet bénéfique des géotextiles (Lassabatere *et al.*, 2004), puisqu'ils assurent une répartition plus homogène de l'eau, permettant un meilleur contact avec les matériaux et donc une meilleure adsorption des polluants. Il faut, cependant, bien réfléchir à l'emplacement des géotextiles pour éviter une rupture capillaire avec le substrat tout en gardant l'avantage d'homogénéiser la répartition de l'eau sur toute la surface.

6.2.2.2. Etudes in situ

Les tests sur les matériaux adsorbants ont principalement été réalisés en laboratoire avec des eaux synthétiques non représentatives des eaux pluviales urbaines réelles. En effet, les eaux synthétiques des études sont principalement composées d'eau déminéralisée à laquelle est ajoutée une certaine concentration d'un polluant ou d'une famille de polluants. Les eaux synthétiques ne prennent ainsi pas en compte les interactions qui peuvent exister entre les différents polluants dans les eaux urbaines et la sélectivité des matériaux pour certains polluants par rapport à d'autres. De plus, en laboratoire, les conditions sont contrôlées et sur des systèmes de filtration de grande surface, il est possible d'avoir des zones d'écoulements préférentiels qui vont rapidement transporter les polluants de l'entrée à la sortie limitant le temps de contact et ainsi l'efficacité des matériaux adsorbants mis en place. Les études en laboratoire sont aussi des expériences de courte durée et peuvent soulever des questions d'efficacité à long terme des matériaux adsorbants.

Pour connaître le comportement de matériaux adsorbants en conditions réelles, Vollertsen *et al.* (2009) ont notamment étudié un ensemble de trois ouvrages *in situ* placés en série : un

bassin de rétention puis un filtre à sable vertical et enfin, un filtre adsorbant composé de coquilles d'huîtres fossilisées.

	Facility in Odense		
	Inlet	Outlet	Reduction
Lead [mg m ⁻³]	24.2	6.7	72%
Cadmium [mg m ⁻³]	0.11	0.06	47%
Chromium [mg m ⁻³]	5.6	1.2	78%
Copper [mg m ⁻³]	469	200	57%
Mercury [mg m ⁻³]	0.09	0.06	37%
Nickel [mg m ⁻³]	29	12	59%
Zinc [mg m ⁻³]	450	272	39%
16PAH [mg m ⁻³]	0.45	0.13	72%
TSS [g m ⁻³]	49	18	65%
Total N [g m ⁻³]	3.29	2.22	32%
Total P [g m ⁻³]	0.319	0.152	52%
Ortho-P [g m ⁻³]	0.131	0.046	65%
Oil and fat [g m ⁻³]	1.7	0.3	82%
COD [g m ⁻³]	42	22	47%

Figure VI.130 : Concentrations totales moyennes en entrée et en sortie du bassin de rétention, et taux d'abattement (%) (Vollertsen *et al.*, 2009)

A cause d'un déversement illégal de polluants en amont du bassin de rétention, les eaux entrantes présentaient des concentrations totales en cuivre et en zinc très importantes (469 et 450 µg/l en moyenne). Après le passage de ces eaux dans le bassin de rétention, les concentrations totales moyennes en cuivre et en zinc étaient de 200 et 272 µg/l soit 57 et 39 % d'abattement. D'après les auteurs, ces valeurs d'abattement sont faibles pour un tel ouvrage et seraient dues au fait que le cuivre et le zinc déversés illégalement se trouvaient principalement sous forme dissoute ou de colloïdes. La Figure VI.130 nous montre que les autres polluants analysés ont été abattus de manière importante, notamment la somme de 16HAPs (72 %), et les huiles et les graisses avec un abattement de la concentration totale moyenne de 82 %. Le passage des eaux contaminées à travers le bassin de rétention a donc permis de retenir une fraction importante de polluants grâce à la décantation.

Après le passage de l'eau dans le filtre à sable, la plupart des concentration totales moyennes en polluants ont été abattues (Figure VI.131), notamment le plomb (94 %), le cuivre (87 %), le zinc (90 %) et les HAPs (89 %). Même si l'abattement des concentrations moyennes en MES est de 18 %, les valeurs élevées d'abattements des concentrations totales moyennes pour le plomb, le cuivre, le zinc et les HAPs, laissent penser que ces polluants ont été adsorbés depuis la phase dissoute. La filtration des particules par le filtre à sable est donc un processus et une étape importante pour la rétention des polluants.

	Odense		
	Pond	After sandfilter	Reduction
Lead [mg m ⁻³]	6.7	0.4	94%
Cadmium [mg m ⁻³]	0.06	0.05	16%
Chromium [mg m ⁻³]	1.2	<0.5	-
Copper [mg m ⁻³]	200	25	87%
Mercury [mg m ⁻³]	0.06	0.06	-3%
Nickel [mg m ⁻³]	12	6	53%
Zinc [mg m ⁻³]	272	28	90%
16PAH [mg m ⁻³]	0.13	0.01	89%
TSS [g m ⁻³]	18	14	18%
Total N [g m ⁻³]	2.22	1.30	41%
Total P [g m ⁻³]	0.152	0.175	-15%
Ortho-P [g m ⁻³]	0.046	0.038	18%
Oil and fat [g m ⁻³]	0.3	0.2	48%
COD [g m ⁻³]	22	15	33%

Figure VI.131 : Concentrations totales moyennes en entrée et en sortie du filtre sableux, et taux d'abattement (%) (Vollertsen *et al.*, 2009)

Enfin, après le passage des eaux par le filtre adsorbant avec les coquilles d'huitres fossilisées, celles-ci présentaient des concentrations totales moyennes inférieures pour tous les polluants par rapport aux eaux entrées dans ce filtre, sauf pour le plomb avec une augmentation de la concentration totale de 42 % non expliquée par les auteurs, mais un niveau de concentration faible (0,6 µg/l), comme le montre la Figure VI.132.

	After sand filter	After sorption filter	Reduction
Lead [mg m ⁻³]	0.4	0.6	-42%
Cadmium [mg m ⁻³]	0.05	<0.05	-
Chromium [mg m ⁻³]	<0.5	0.5	-
Copper [mg m ⁻³]	25	4	83%
Mercury [mg m ⁻³]	0.06	<0.05	-
Nickel [mg m ⁻³]	6	5	7%
Zinc [mg m ⁻³]	28	4	85%
16PAH [mg m ⁻³]	0.01	0.01	-3%
TSS [g m ⁻³]	14	4	72%
Total N [g m ⁻³]	1.30	1.08	17%
Total P [g m ⁻³]	0.175	0.025	86%
Ortho-P [g m ⁻³]	0.038	0.006	84%
Oil and fat [g m ⁻³]	0.2	0.1	21%
COD [g m ⁻³]	15	10	30%

Figure VI.132: Concentrations totales moyennes en entrée et en sortie du filtre adsorbant, et taux d'abattement (%) (Vollertsen *et al.*, 2009)

L'abattement des concentrations moyennes des MES est plus élevé avec le filtre adsorbant (72 %) qu'avec le filtre à sable (18 %), ce qui indique que la filtration peut être le facteur majeur de la rétention des polluants dans le filtre adsorbant. Dans cette étude, il aurait été intéressant de connaître les concentrations dans la phase dissoute pour savoir si le processus d'adsorption a eu un rôle majeur dans la rétention des polluants ou non.

6.2.3. La dégradation des polluants

6.2.3.1. Les métaux

Les éléments traces métalliques ne sont pas dégradables. On peut les trouver dans la nature sous plusieurs formes plus ou moins toxiques qui vont principalement dépendre des conditions d'oxydo-réduction et acide-base, qui sont facilement réversibles. Le principal moyen de lutter contre la pollution des eaux par les métaux est la rétention par précipitation, la filtration, le

piégeage par échangeur d'ion et l'adsorption. Ces processus engendrent une accumulation des polluants dans les sols et substrats, et la vitesse d'accumulation des métaux dans les sols va principalement dépendre du niveau de contamination des eaux infiltrées et de la capacité du sol à retenir les polluants. Il est donc important d'envisager un renouvellement des sols/substrats après un certain temps d'utilisation.

6.2.3.2. Les polluants organiques

En ce qui concerne les polluants organiques, ils sont (plus ou moins facilement) biodégradables. Ainsi, en plus de l'adsorption et de la filtration, les polluants organiques peuvent être biodégradés grâce à l'activité bactérienne. Ces micro-organismes ont besoin d'eau, de nutriments, d'oxygène (dans le cas d'une dégradation aérobie) et de molécules à dégrader (Bidaud, 1998). Afin de favoriser les processus de dégradation des polluants adsorbés sur le substrat durant les périodes de temps sec entre les épisodes pluvieux, il faut donc assurer une réserve hydrique suffisante dans le substrat. Plusieurs solutions existent, comme mélanger un adsorbant pour les polluants organiques hydrophobes et un adsorbant pour l'eau, ou utiliser des matériaux avec une granulométrie fine ou une teneur en matière organique favorisant naturellement la rétention d'eau. Ainsi, des sociétés comme Funke ont mélangé dans leur substrat Rainclean[®], en plus d'autres matériaux, de la matière organique (rétention des polluants organiques) et des agents rétenteurs d'eau. L'emploi de matière organique pour l'adsorption / dégradation des polluants organiques apporte aussi des nutriments facilement utilisables pour l'activité bactérienne.

L'étude de Bidaud (1998) sur la biodégradabilité des hydrocarbures aromatiques polycycliques a pu montrer une biodégradation naturelle des HAPs légers allant jusqu'à 90 %, alors que les HAPs lourds sont peu voire pas biodégradés. Les HAPs lourds sont en effet persistants dans les sols puisqu'ils possèdent des temps de demi-vie pouvant aller d'une dizaine de jours à plusieurs centaines (INERIS, 2005).

En ce qui concerne la biodégradation des alkylphénols, cela peut poser un problème environnemental puisque les alkylphénols éthoxylés (OPnEO, NPnEO) sont facilement biodégradables (temps de demi vie inférieur à 1 jour en milieu aérobie pour NPnEO), mais que les produits de cette réaction sont plus toxiques (NP, OP) et plus persistants (temps de demi vie de 16 à 28 jours pour NP) (Cladière, 2012). Il est donc important de pouvoir retenir ces éléments dans les sols ou les substrats, afin d'éviter la contamination des milieux aquatiques récepteurs.

Pour le bisphénol A, le temps de demi vie est assez court, entre 2 et 7 jours, et 85 % des produits de biodégradation sont facilement transformés par les bactéries en CO₂ ou en biomasse (Cladière, 2012).

Enfin, pour ce qui est des phtalates, la biodégradation est le principal processus de dégradation et est améliorée en milieu aérobie. Les temps de demi vie en milieu aérobie sont cependant assez longs de 5 à 23 jours voire jusqu'à 300 jours selon les sources (RECORD, 2015). Les produits de dégradation peuvent aussi être plus toxiques que les composés initiaux (RECORD, 2015), il convient donc de pouvoir les retenir dans les sols et substrats, pour limiter la pollution des milieux récepteurs.

6.2.4. Conclusions sur la possibilité d'améliorer la rétention des polluants

Pour améliorer la rétention des polluants dans les parkings perméables, les processus de filtration et d'adsorption semblent les plus prometteurs. L'efficacité de la filtration a déjà été montrée dans de nombreuses études en ce qui concerne les parkings perméables (voir chapitre I), mais l'adsorption des polluants a peu été évoquée.

Sur les matériaux adsorbants en général, la littérature a mis en évidence que la quasi-totalité des études ont été réalisées en laboratoire, que ce soit en batch ou en colonne, dans des conditions expérimentales contrôlées. Il est ainsi difficile d'identifier les matériaux adsorbants les plus efficaces sur la base de ces études, puisque les conditions d'essais sont différentes entre les études, en plus d'être très différentes des conditions réelles, notamment en ce qui concerne la composition des eaux utilisées lors des essais, très différentes d'une eau de ruissellement réelle.

Il est cependant possible de retenir que le pH influe sur la rétention des métaux, et qu'il est important de maintenir celui-ci légèrement basique pour une meilleure rétention.

Le second point à retenir est l'influence de la matière organique sur la rétention des polluants organiques. Quelques études ayant testé des matériaux transformés d'origine végétale (charbons actifs, biochar, écorces) ont ainsi montré une bonne rétention des polluants organiques.

Etant donnée la diversité des polluants présents dans les eaux pluviales urbaines, il est aussi nécessaire de combiner plusieurs types de matériaux adsorbants pour favoriser la rétention de chacune des familles de polluants. Un autre processus évoqué dans cet état de l'art pour améliorer l'abatement des polluants organiques est la biodégradation grâce à l'activité biologique.

Enfin, même si les matériaux sont efficaces pour retenir certains polluants, il est possible qu'ils relarguent d'autres polluants, comme cela a notamment été mis en évidence avec les ETM où de l'arsenic était parfois émis par les matériaux testés.

Le parking perméable de Villeneuve-le-Roi en ECOVEGTAL® Mousses possède déjà plusieurs qualités recherchées pour une bonne rétention des polluants par adsorption, c'est-à-dire :

- un pH des eaux basique (médiane de 9,7),
- un substrat enrichi en matière organique grâce au compost qui le compose,
- une diversité de matériaux pouvant permettre une adsorption de différentes familles de polluants (compost, terre cuite et pouzzolane dans les substrats ; calcaire, sable et/ou béton dans les graves drainantes des fondations),
- une capacité de rétention d'eau très importante, avec un coefficient d'écoulement total de 0,09.

Cependant, comme dit précédemment et observé dans le chapitre V, les polluants dissous sont moins bien abattus que les polluants particulaires, voire pas du tout. Il est donc important de pouvoir améliorer la capacité d'un parking perméable végétalisé à retenir les polluants de la phase dissoute, notamment grâce à l'adsorption.

6.3. Dispositif métrologique et méthodologie de suivi

6.3.1. Description des colonnes

6.3.1.1. Choix des matériaux adsorbants

Pour essayer d'améliorer les résultats de rétention des flux de polluants observés à Villeneuve-le-Roi (cf. Chapitre V), il a été décidé de remplacer les matériaux de remplissage des dalles et du lit de pose de l'ECOVEGETAL® Mousses avec un matériau plus riche en matière organique, qui d'après l'état de l'art réalisé, permet une meilleure adsorption de certains métaux et des polluants organiques. Pour le matériau de remplissage de la dalle, cela consiste à remplacer le substrat Mousses® (mélange de compost, terre cuite et pouzzolane) avec un substrat mousse précultivé qui est composé des mêmes matériaux que le substrat Mousses® mais avec une proportion de compost plus importante. Pour le lit de pose, le substrat Mousses® est remplacé par de la Fertilit®, un matériau encore plus riche en compost que le substrat mousses précultivé et normalement utilisé pour le système ECOVEGETAL® Green. Le choix de matériaux plus riches en matière organique s'est fait pour la capacité de la MO à retenir les micropolluants dissous, mais aussi pour assurer une meilleure rétention d'eau et en faire une source potentielle de nutriments pour le développement d'une activité bactérienne.

En plus de l'enrichissement en matière organique par le compost, une natte à rétention d'eau est testée avec des objectifs multiples : une meilleure rétention d'eau, une meilleure filtration des polluants particuliers, un apport d'eau diffus à long terme pour la végétation grâce à l'eau piégée dans la natte (notamment en période de stress hydrique), et éventuellement un support pour le développement d'une activité bactérienne en permettant d'avoir de l'eau à disposition afin de favoriser la biodégradation des polluants organiques.

6.3.1.2. Mise en œuvre

Etant donné le choix des matériaux expliqué précédemment, 3 solutions de parkings perméables sont testées en colonnes (Figure VI.134). L'évaluation en colonne de ces solutions innovantes donne l'avantage de pouvoir reproduire les systèmes multicouches que sont les parkings perméables, et de les soumettre à des conditions expérimentales contrôlées. Dans cette étude, les colonnes sont testées en conditions semi-réelles, c'est-à-dire qu'elles sont soumises aux conditions météorologiques naturelles, mais que la pollution est contrôlée (choix du type de pollution souhaitée (chronique ou accidentelle), du taux de contamination et de la fréquence d'apport des polluants).

Pour le matériau de la structure portante des colonnes, le choix s'est arrêté sur l'acier inoxydable, car il fallait un matériau capable de supporter le poids des systèmes testés, émettant un minimum de polluants et ne se dégradant pas au cours du temps. Chaque structure portante est constituée d'un bac en inox de section carrée (335*335 mm) et de hauteur 640 mm (Figure VI.133). Elles comportent en partie basse une grille perforée en inox (trous de diamètre 5 mm, Figure VI.133), sur laquelle reposent les couches de parkings perméables, et permettant de récupérer l'eau percolée et de la collecter via deux orifices situés au pied des colonnes, vers des bidons en plastique ou des flacons en verre.



Figure VI.133 : Structure portante des colonnes en acier inoxydable

Les 3 colonnes testées consistent en :

- 1 colonne témoin (notée T, Figure VI.134) reproduisant la structure et composée des mêmes matériaux qu'un parking en ECOVEGETAL® Mousses. La structure de l'ECOVEGETAL® Mousses consiste en :
 - Une dalle ECORASTER® remplie de substrat Mousses® (5 cm) (Figure VI.135, F),
 - Un lit de pose composé de substrat Mousses® (4 cm) (Figure VI.135, E),
 - Une fondation composée de graves drainantes 0/31,5, provenant de matériaux de déconstruction (20 cm) (Figure VI.135, C),
 - Une sous-fondation composée de graves drainantes 40/60, provenant de matériaux de déconstruction (30 cm) (Figure VI.135, B),
 - Un géotextile STEX en polypropylène non-tissé aiguilleté (Figure VI.135, A).

Cette structure est différente de celle du parking perméable végétalisé de Villeneuve-le-Roi pour la couche de fondation, car pour des conditions liées au site de Villeneuve, la fondation a été modifiée avec des graves drainantes 20/40 à la place d'une grave drainante 0/31,5 classiquement. Le choix a donc été fait de reproduire la structure d'un parking ECOVEGETAL® Mousses classiquement commercialisé (identique à l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué).
- 1 colonne (notée F, Figure VI.134) où le matériau de remplissage initial de la dalle (substrat Mousses®) est enrichi en matière organique. Cette nouvelle composition est appelée dalle Mousse Précultivée par ECOVEGETAL®. Cette structure est aussi enrichie en MO au niveau du lit de pose où le substrat Mousses® est remplacé par de la Fertilit®, un substrat organique plus riche en compost, utilisé initialement pour l'ECOVEGETAL® Green.
- 1 colonne (notée WSM, Figure VI.134) reprenant la composition de la structure F précédente (dalle Mousse Précultivée et lit de pose en Fertilit®) à laquelle est ajoutée une natte à rétention d'eau, la WSM 150 (Figure VI.135, D), capable de retenir jusqu'à 12 L d'eau par m² (description en Annexe 4). Cette natte est placée entre le lit de pose et la première couche de fondation en graves drainantes 0/31,5.

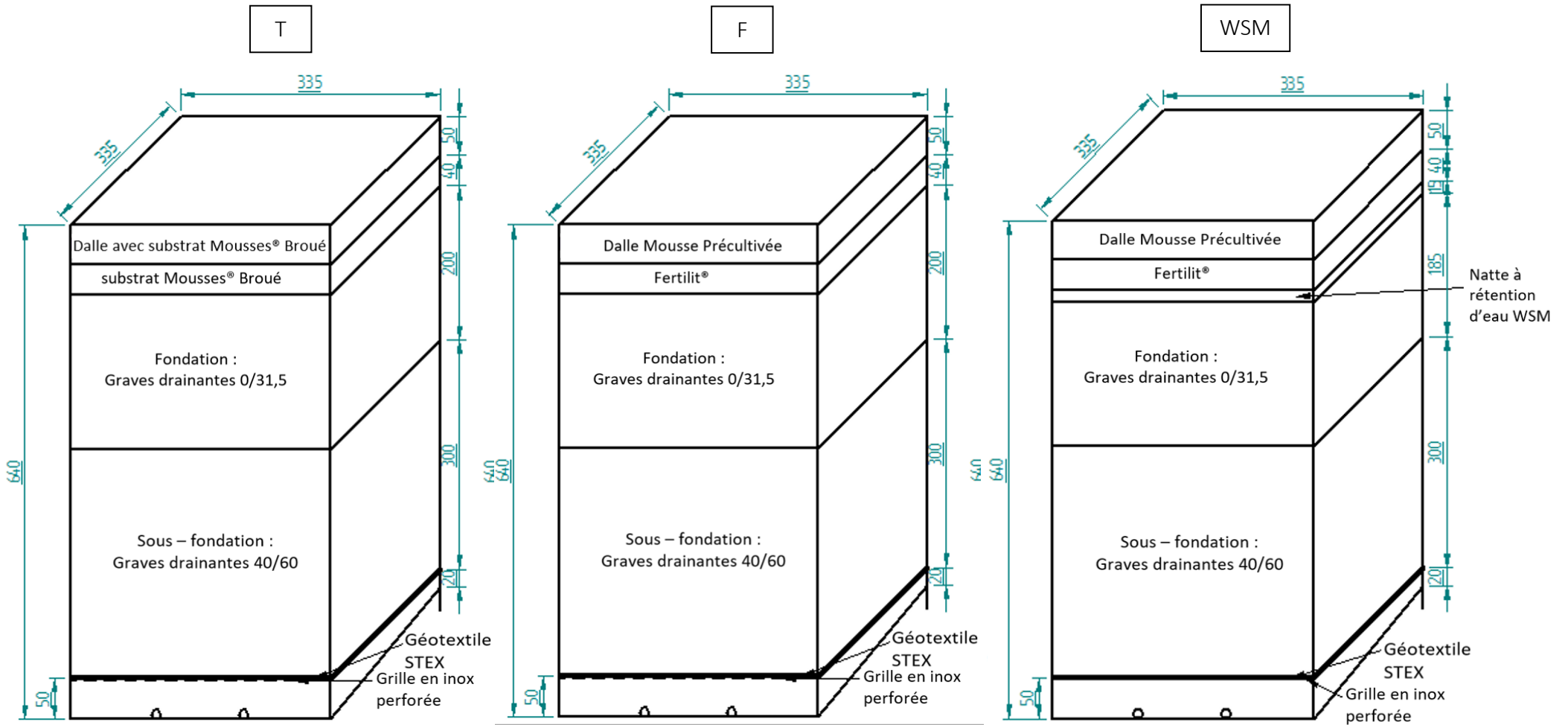


Figure VI.134 : Schémas de la structure des colonnes



Figure VI.135 : Etapes de la construction des colonnes (A : géotextile ; B : Graves drainantes 40/60 ; C : Graves drainantes 0/31,5 ; D : Natte à rétention d'eau WSM ; E : Substrat Mousses® provenant de Broué ; F : Dalle Mousses provenant de Broué)

Chaque colonne est réalisée en deux exemplaires de manière à avoir 2 séries de 3 colonnes :

- La première série de 3 colonnes servant à évaluer et quantifier l'émission de polluants par les matériaux des 3 structures de parking ;
- La seconde série servant à évaluer l'efficacité de rétention des polluants par les 3 structures de parking, en ajoutant une quantité définie de polluants en surface.

Il y a, en plus, une colonne vide (structure + grille perforée en acier inoxydable) qui sert de blanc pour estimer le bruit de fond issu des apports atmosphériques et du matériau de la colonne, et contrôler les volumes d'eau reçus par les colonnes (Figure VI.136).

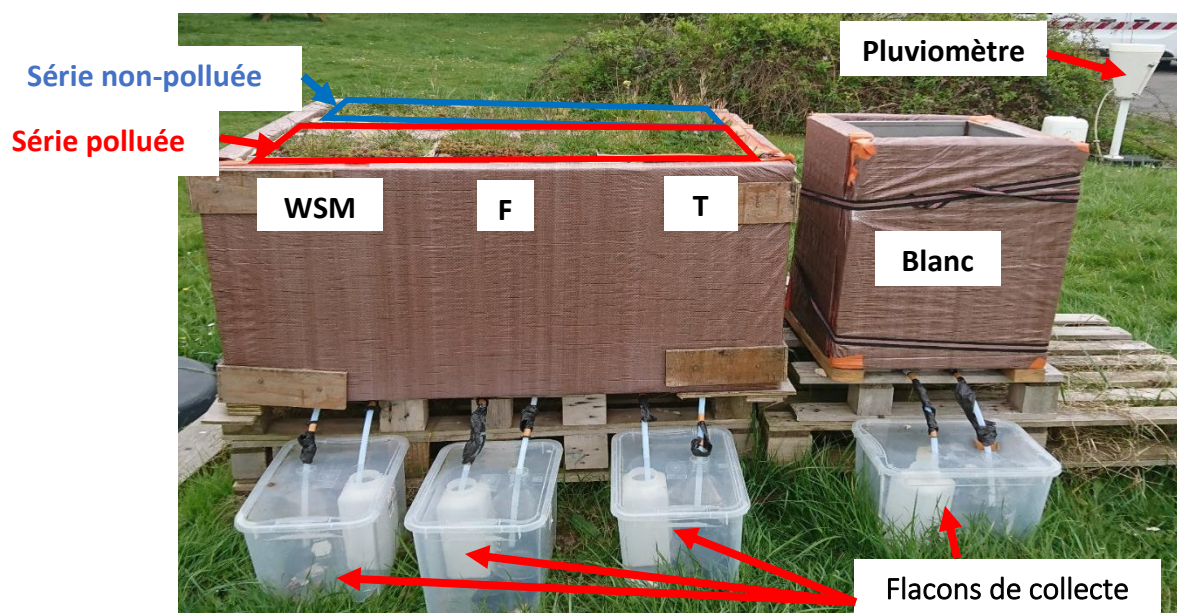


Figure VI.136 : Dispositif expérimental des colonnes

Dans la suite, chaque colonne sera désignée par son type (T, F ou WSM) et par sa série (p pour polluée et np pour non polluée), tel que présenté dans le Tableau VI.50. La colonne servant de blanc sera notée « Blanc ».

Tableau VI.50 : Désignation des colonnes

	Témoin	Avec Fertilit et dalle Mousses Précultivée	Avec Fertilit, dalle Mousses Précultivée et natte à rétention d'eau WSM
Sans apport en polluant	T_{np}	F_{np}	WSM_{np}
Avec apport en polluant	T_p	F_p	WSM_p

La dalle et le lit de pose des colonnes témoins ont été directement prélevés sur une place en ECOVEGETAL® Mousses du parking de Broué, mis en place en 2008. Ces dalles et lit de pose ont donc déjà été soumis à un lessivage des matériaux par la pluie, aux pollutions et dégradations dues au passage des véhicules, et à une évolution potentielle de la composition due aux cycles de vie de la végétation et aux conditions météorologiques. La dalle et le lit de pose de Broué correspondent à une ancienne formule de composition du substrat Mousses® (utilisé à l'époque où le parking perméable de Broué a été mis en place), qui est légèrement différente du substrat Mousses utilisé à Villeneuve-le-Roi (proportion plus élevée en terre cuite). Le choix a été fait d'utiliser la dalle et le lit de pose de Broué, déjà usagés, pour pouvoir évaluer l'efficacité de rétention des polluants sur le long terme, et parce que cela offrait l'avantage de s'affranchir du temps de croissance de la végétation dans le cas d'une dalle Mousses non précultivée. Le substrat Mousses® remplissant la dalle et utilisé pour le lit de pose de Broué est le même, et est composé de compost, de pouzzolane 7/15, et de terre cuite 3/15 et 0/3.

Les colonnes « innovantes » (colonnes F et WSM) sont composées d'une dalle mousse Précultivée qui consiste en une dalle Ecoraster® 33 x 33 x 5 cm en PEBD, remplie par un mélange

plus riche en compost que le substrat Mousses® (entre 30 et 40 % de plus), mélangé à de la pouzzolane 7/15 et de la terre cuite 3/15 et 0/3. Les dalles Précultivées ont été développées par ECOVEGETAL® pour permettre un rendu immédiat lors de la mise en œuvre des parkings. Pour cela, elles sont cultivées pendant plusieurs semaines et enrichies avec de l'engrais. Pendant la pousse, elles sont soumises aux conditions météorologiques. Avant leur installation sur les colonnes en début d'année 2018, les dalles mousses Précultivées avaient été utilisées pour des tests de ruissellement de surface 6 mois plus tôt et ont subi plusieurs simulations de pluies extrêmes (≈ 230 mm en 1 heure). Après ces tests les dalles sont restées à l'air libre jusqu'à leur installation sur les colonnes.

Pour le lit de pose de ces colonnes « innovantes », le substrat Fertilit® est utilisé pour sa part plus importante en compost (25 % de plus que pour le substrat Mousses®) et est composé en plus de pouzzolane 7/15, et de terre cuite 0/3. De la Fertilit® neuve a été utilisée pour les colonnes.

La natte à rétention d'eau WSM 150, installée sous le lit de pose des colonnes WSM est composée de fibres synthétiques recyclées aiguilletées, et a été installée neuve.

Chacune des colonnes est entourée d'une couche d'isolant en fibre de bois pour limiter les changements de températures accentués par la structure en acier inoxydable (Figure VI.136).

Chaque colonne fait l'objet d'un suivi hydrologique hebdomadaire, avec la mesure des volumes d'eau collectés dans les flacons en verre et en plastique placés en sortie de colonne (Figure VI.136) et d'un suivi de la qualité des eaux.

6.3.2. Simulation d'une pollution chronique

La simulation d'une pollution chronique est faite pour reproduire sur les colonnes une pollution typique d'un parking en taille réelle. Pour être le plus réaliste possible sur la simulation de pollution, un état de l'art a été réalisé sur les vitesses d'accumulation de polluants qui se déposent en surface de voiries et de parkings en période de temps sec. La gamme de valeur sur les vitesses d'accumulation donnée par la littérature va permettre de calculer la quantité de polluants nécessaire pour reproduire une pollution de surface pour une durée de temps sec donnée.

6.3.2.1. Etat de l'art sur la vitesse d'accumulation des polluants sur un parking

Les polluants sur les surfaces des parkings sont très peu étudiés car la très grande majorité d'entre eux sont privés et les propriétaires sont encore peu conscients de la nécessité de contrôler la qualité de l'eau de ces parkings (Revitt *et al.*, 2014).

Quelques chercheurs ont essayé de modéliser l'accumulation des polluants, notamment des solides, à la surface. Ils s'accordent à dire que le principal facteur influençant l'accumulation des particules est la durée de temps sec entre 2 événements pluvieux. Les équations d'accumulation prennent aussi en compte le fait que tous les polluants ne sont pas lessivés lors des pluies (Revitt *et al.*, 2014).

Quelques vitesses d'accumulation et a minima des mesures de masses de particules par m² de surface de voirie (route ou parking) ont pu être trouvées dans la littérature (Tableau VI.51).

Tableau VI.51 : Masses de particules en surface de voirie, durée de temps sec avant mesure et vitesses d'accumulation des particules trouvées dans la littérature (les valeurs en italique ont été calculées à partir des données de la littérature)

Références	Type de surface	Charge (g/m ²)	Temps sec avant mesure (jr)	Vitesse accumulation (g/m ² /jr)
(Vaze and Chiew, 2002)	Parking et route mélangés	20	Après pluie	-
		55	4	13,75
(Deletic and Orr, 2005)	Centre de la route (4,45 m du trottoir)	10 – 50	-	-
	Route (à 2,85 m du trottoir)	5 – 25	-	-
	Route (à 0,75 m du trottoir)	25 – 200	-	-
	Caniveau (0,25 m)	150 – 240	-	-
	Trottoir	190 - 205	-	-
(Egodawatta and Goonetilleke, 2007)	Route en zone résidentielle	1,9	1	-
		2,2	23	0,095
(Charlesworth <i>et al.</i> , 2017)	Essais en laboratoire (données d'entrée)	21	30	0,7
(Bris <i>et al.</i> , 1999)	Trottoir	3,3	1 – 5	-
	Caniveau	40,5		-
	Moitié de route	10,2		-
	Route entière	9,4		-
(Wicke <i>et al.</i> , 2012)	Béton bitumineux grossier	0,05	2	0,025
		0,13	13	0,01
(Hong <i>et al.</i> , 2016)	Route	Estimation 0,1 - 10	-	-
(Lundy <i>et al.</i> , 2012)	Zone résidentielle faible trafic (ruissellement de surface)	-	-	0,014 – 0,05
	Zone résidentielle faible trafic (ruissellement de surface)	-	-	0,036 – 0,23
	Autoroutes et routes importantes	-	-	0,22 – 1,7
	Avaloirs	-	-	0,11 – 0,47
	Zone industrielle	-	-	0,17 – 0,64
(Pitt, 1985)	Zones résidentielles	-	2 – 5	0,055 – 0,096
(Pitt <i>et al.</i> , 2005)	Zone résidentielle	1,7 – 12,6	-	-

Que ce soit en termes de stock ou de vitesse d'accumulation des particules, les données montrées dans le Tableau VI.51 sont fortement variables avec des stocks de particules entre 0,05 g/m² et 240 g/m² et des vitesses d'accumulation entre 0,01 g/m²/jr et 0,7 g/m²/jr sauf pour 2 valeurs (1,7 g/m²/jr pour une autoroute et 13,75 g/m²/jr pour une voirie bordée de places de parkings très fréquentée). La variabilité importante des valeurs présentées dans le Tableau VI.51 s'explique par les différences d'usage des voiries, de trafic, d'environnement des voiries, mais aussi par la nature du revêtement qui est plus ou moins sujet à l'érosion et peut présenter des zones de dépression où peuvent s'accumuler les particules. Elle peut également être liée aux différences entre les méthodes de collecte des particules (aspiration sèche ou humide, avec ou sans brosseage ...) (Bris *et al.*, 1999; Vaze and Chiew, 2002).

Pour simuler la pollution sur les colonnes, une vitesse d'accumulation de 1 g/m²/jr a été retenue, ce qui est supérieur aux valeurs trouvées dans la majorité des études présentées dans le Tableau VI.51. Ce choix a été fait pour avoir une valeur réaliste de la quantité de polluant à apporter sur les colonnes, tout en simulant un taux de contamination relativement élevé pour « forcer » la pollution et évaluer si les colonnes sont capables de retenir des charges de

polluants importantes. Cette valeur est proche de celle retenue dans l'étude de Charlesworth *et al.* (2017) ($0,7\text{g}/\text{m}^2/\text{jr}$), qui ont pollué un système perméable en béton bitumineux poreux en colonne, et évalué sa capacité à retenir des polluants contenus dans des eaux de ruissellement. Pour simuler la pollution des eaux de ruissellement, Charlesworth *et al.* (2017) ont d'abord collecté de l'eau ruisselant en surface, puis ont retiré les matériaux grossiers, l'ont fait sécher puis ont récupéré la fraction de particules inférieures à $500\ \mu\text{m}$.

6.3.2.2. Collecte, conservation et application des particules polluées sur les colonnes

La collecte des particules polluées a été réalisée par aspiration à sec sur $47,25\ \text{m}^2$ d'un parking en enrobé imperméable avec un nombre de rotations journalières élevé (Figure VI.137). L'aspiration à sec a été préférée à une aspiration humide car moins contraignante, même si une part des fines n'est pas récupérée (Bris *et al.*, 1999). Avant d'aspirer, le sol a été brossé afin de récupérer le plus de particules fines possibles. Les particules ont été collectées dans un sac en papier.

Pour limiter le nombre d'analyses à faire sur les polluants apportés aux colonnes, il a été décidé de collecter les poussières en 1 seule fois puis de créer des sous-échantillons à chaque apport de polluants sur les colonnes.



Figure VI.137 : Aspiration à sec de poussières polluées sur un parking en enrobé imperméable (Castorama, Coignières, 23/03/2018)

Une fois au laboratoire, les particules ont été tamisées, pour ne garder que les particules avec un diamètre inférieur à $500\ \mu\text{m}$ comme dans l'étude de (Charlesworth *et al.*, 2017). Les particules ont ensuite été lyophilisées pour être conservées au noir à température ambiante.

Alors que dans l'étude de Charlesworth *et al.* (2017) les polluants étaient appliqués tous les mois, dans notre cas les polluants ont été appliqués 1 fois par semaine pour lisser l'apport de polluants et être plus réaliste sans que le suivi ne soit trop chronophage. L'application des particules sur les colonnes de la série polluée s'est déroulée entre Mai 2018 et Août 2019. Pour correspondre à une pollution de $1\ \text{g}/\text{m}^2/\text{jr}$, la simulation de pollution chronique des colonnes de parkings perméables végétalisés a été réalisée en mélangeant $4\ \text{g}$ de particules à $500\ \text{mL}$

d'eau déminéralisée afin de simuler une contamination d'environ 7 g/m²/semaine. Pour avoir un apport homogène sur toute la surface des colonnes, 4 mL du mélange sont appliqués dans chaque alvéole des dalles (25 alvéoles / dalle) à l'aide d'une pipette manuelle, soit 100 mL du mélange eau/particules sur chaque colonne. Comme l'application des particules sur les colonnes de la série polluée implique un apport d'eau hebdomadaire, de l'eau déminéralisée a aussi été versée sur les colonnes de la série non polluée, en suivant la même méthodologie (4 mL d'eau par alvéole), afin que toutes les colonnes soient soumises à un même apport hydrique.

6.3.2.3. Caractérisation des polluants appliqués sur les colonnes

Les Tableau VI.52, Tableau VI.53 et Tableau VI.54 ci-dessous présentent les concentrations de chaque polluant présent dans les particules appliquées sur la série de colonnes polluées, ces concentrations sont comparées à la concentration médiane des MES du parking référence de Villeneuve-le-Roi. Les masses de chacun des polluants appliquées chaque semaine sont également indiquées. Quand cela est possible, les concentrations des polluants dans les particules sont comparées avec des gammes de concentrations moyennes obtenues dans la littérature pour des dépôts collectés sur des parkings et des voiries.

Éléments majeurs et éléments traces métalliques

Dans le Tableau VI.52, les concentrations en éléments majeurs sont nettement supérieures à celles des autres familles de polluants analysés, exceptés pour le manganèse, dont la concentration de 168 mg/kg est dépassée par le baryum (576 mg/kg), le cuivre (372 mg/kg) et le zinc (289 mg/kg). Al, Fe et Ca sont les éléments majeurs avec les concentrations les plus élevées dans les particules, supérieures à 20 000 mg/kg. La concentration en Mn est plus faible que ce que l'on trouve dans la littérature (entre 240 et 1450 mg/kg, synthèse par Deletic and Orr (2005)). Les concentrations en Al, Fe, Mn, Ti, et Mg sont plus faibles dans les particules que dans les MES du parking référence de Villeneuve-le-Roi, et plus élevées pour Na, K et Ca. Ces différences peuvent s'expliquer par la nature des revêtements imperméables, leur état de dégradation (abimé dans le cas du parking du Castorama où les particules ont été collectées, et revêtement presque neuf dans le cas de Villeneuve), mais aussi par la nature des échantillons analysés (solides pour les particules et MES à Villeneuve-le-Roi).

Parmi les ETM, Ba, Cu et Zn sont les plus présents avec des concentrations respectives de 576, 372 et 289 mg/kg (Tableau VI.52), alors que les autres ETM ont tous des concentrations inférieures à 100 mg/kg. Le cadmium présente une concentration inférieure à la limite de détection et le molybdène est inférieur à la limite de quantification.

Les concentrations en polluants des particules appliquées sur les colonnes entrent dans les gammes basses des concentrations de la littérature pour Cr, Cu et Zn et sont plus faibles pour Cd, Ni et Pb (Bris *et al.*, 1999; Charlesworth *et al.*, 2017; Deletic and Orr, 2005). La littérature montre une variabilité importante des concentrations pour un même élément, qui est due à différentes conditions d'utilisation de la voirie ou du parking et aux méthodes de prélèvements des particules (Deletic and Orr, 2005). Le profil des ETM est différent entre les particules appliquées sur les colonnes et les MES de Villeneuve-le-Roi, avec des concentrations en As, Cd, Cr, Ni, Pb, Sr, V et Zn plus faibles pour les particules, et des concentrations en Ba, Co, et Cu plus

élevées (Tableau VI.52). De manière générale, la contamination en ETM est plus faible dans les particules apportées aux colonnes qu'à Villeneuve-le-Roi, et la contamination en Ba, Co et Cu peut être due à la nature des revêtements, ou aux conditions d'utilisations du parking, avec des rotations de véhicules plus importantes sur le parking du Castorama que sur le parking référence de Villeneuve-le-Roi.

Tableau VI.52 : Concentrations en éléments majeurs et éléments traces métalliques (ETM) dans les particules comparées aux données de la littérature quand c'est possible (Bris *et al.*, 1999; Charlesworth *et al.*, 2017; Deletic and Orr, 2005)

Paramètres		Concentration de polluants dans les particules appliquées sur les colonnes (mg/kg)	Concentrations moyennes de polluants dans les dépôts en surface de voiries et parkings d'après la littérature (mg/kg)	Concentrations médianes des MES dans le ruissellement du parking référence à Villeneuve-le-Roi (mg/kg)	Masses hebdomadaires appliquées sur les colonnes (mg)
Eléments majeurs	Al	30584	-	38752	122,3
	Fe	22841	-	34465	91,4
	Mn	168	240 – 1450	661	0,67
	Ti	3056	-	3191	12,2
	Na	10104	-	6787	40,4
	K	12560	-	10554	50,2
	Mg	2199	-	11424	8,8
	Ca	48703	-	41409	194,8
ETM	As	3	-	10	0,012
	Ba	576	-	397	2,3
	Cd	< 0,1	0,17 – 3,7	1,4	< 0,0004
	Co	47	-	14	0,19
	Cr	34	17 – 1450	135	0,14
	Cu	372	50 – 3170	223	1,5
	Mo	< 10	-	5,0	< 0,04
	Ni	13	24,9	69	0,05
	Pb	42	80 – 8300	142	0,17
	Sr	72	-	110	0,29
	V	22	-	90	0,09
	Zn	289	110 – 4300	880	1,2

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)

En ce qui concerne les HAPs, le Tableau VI.53 indique que les concentrations les plus élevées (> 100 µg/kg) sont obtenues pour Phen, Fluo, Pyr, Bper et BbF. La concentration en Acen est inférieure à la limite de quantification. Les concentrations en HAPs dans les particules sont toutes nettement plus faibles que ce qui a été obtenu dans les MES du parking référence de Villeneuve-le-Roi, d'un facteur 10 en moyenne. Les particules prélevées sur le parking du Castorama sont certainement plus grossières que dans les eaux du parking référence, or les particules les plus fines présentent en général des charges de polluants plus élevées. De plus, les particules les plus grossières ont moins tendance à être entraînées par les eaux de pluie. Ainsi, les particules prélevées peuvent potentiellement avoir subi une dégradation plus poussée car présentes depuis plus longtemps que les particules les plus fines.

La concentration de la somme de 16 HAPs ($< 1245 \mu\text{g}/\text{kg}$) est plus faible que ce qui est donné par Bris *et al.* (1999) ($\approx 5000 \mu\text{g}/\text{kg}$), mais cette dernière concentration a été obtenue pour une voirie.

Tableau VI.53 : Concentrations en HAPs analysés dans les particules (Bris *et al.*, 1999)

Paramètres		Concentration de polluants dans les particules ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Concentrations moyennes de polluants en surface de voiries et parkings dans la littérature ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Concentrations particulières médianes du parking référence à Villeneuve-le-Roi ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Masses hebdomadaires appliquées sur les colonnes (μg)
HAPs	Nap	36	-	267	0,14
	1MN	16	-	80	0,06
	2MN	21	-	215	0,08
	Acyl	23	-	405	0,09
	Acen	< 10	-	103	$< 0,04$
	F	15	-	119	0,06
	A	26	-	614	0,10
	Phen	145	-	1775	0,58
	Fluo	198	-	2531	0,79
	Pyr	229	-	3488	0,92
	BaA	54	-	882	0,22
	Chry	84	-	1879	0,34
	BaP	62	-	1024	0,25
	BkF	43	-	779	0,17
	BPer	123	-	1665	0,49
	IP	63	-	1252	0,25
	BbF	122	-	2733	0,49
	DahA	32	-	385	0,13
Cor	56	-	580	0,22	
Σ_{16} HAP	< 1245	5000	20683	$< 4,98$	

La distribution entre les 19 HAPs dans les particules est présentée en Figure VI.138. La signature en HAPs ressemble à celle des MES des eaux de ruissellement du parking référence de Villeneuve-le-Roi présentée dans la figure V.3 du chapitre V et rappelée ici dans la Figure VI.139. Même si de légères variations peuvent être remarquées entre les deux figures (% en Acen, F, A, Chry, BbF, BkF et IP plus faibles dans les colonnes, et plus élevées pour Fluo, Pyr, BPer et Cor – les autres HAPs ont des valeurs similaires), celles-ci sont comprises dans les barres d'erreur pour tous les éléments. La signature des 19HAPs indique que la source de ces polluants est pyrogène.

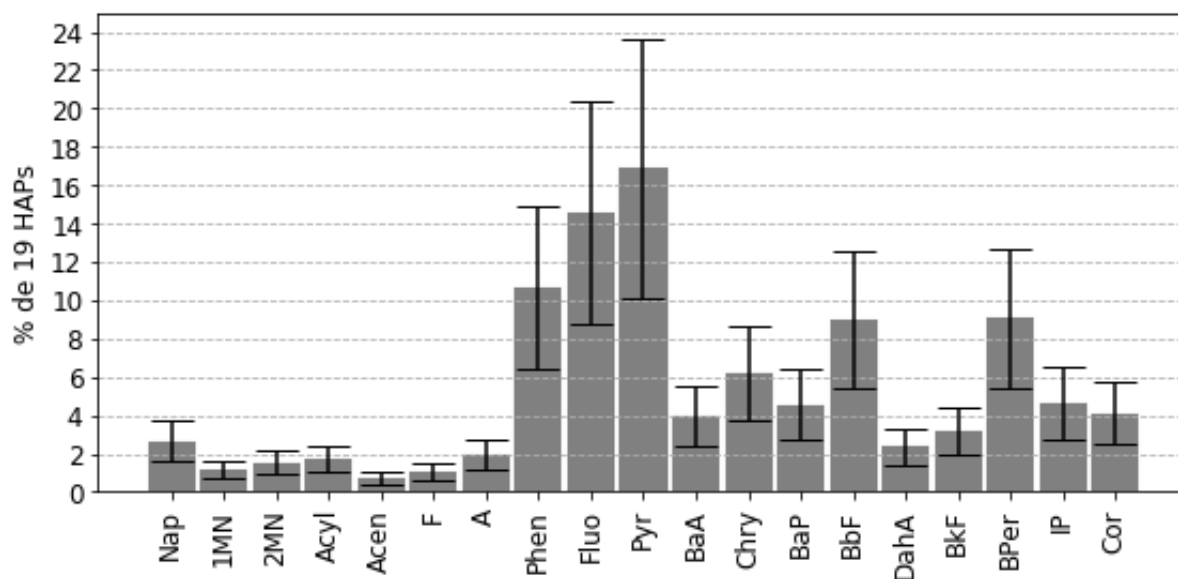


Figure VI.138 : Signature des 19 HAPs analysés (en %) dans les particules appliquées sur les colonnes. Les barres noires représentent l'erreur analytique

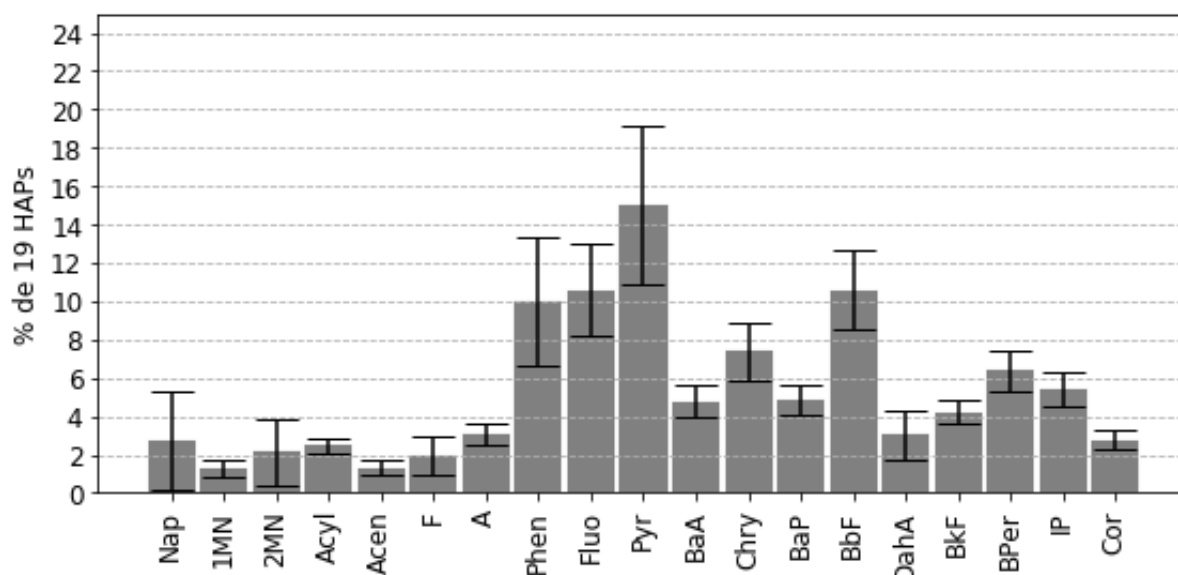


Figure VI.139 : Signature des 19 HAPs analysés (en %, moyenne \pm écart - type) dans les eaux de ruissellement du parking référence de Villeneuve-le-Roi

BPA, alkylphénols et phtalates

Pour les BPA, alkylphénols et phtalates, les concentrations dans les particules sont montrées dans le Tableau VI.54.

Pour les phtalates et pour le BPA, on note, tout comme dans le cas des HAP, des concentrations nettement plus faibles (facteur 10) dans les particules collectées par aspiration du parking que dans les MES des eaux de ruissellement du parking référence de Villeneuve. En revanche, la distribution entre les différents phtalates est relativement similaire entre les deux types de particules.

Dans les cas des alkylphénols, les distributions entre les différents composés sont très différentes entre les particules collectées et les MES du ruissellement. Les concentrations en OP et NP, qui sont les composés majoritaires dans le ruissellement, sont très faibles dans les particules collectées (11 et 7 µg/kg), ce qui indique probablement qu'une dégradation de ces composés a eu lieu.

La concentration plus élevée en NP1EC (140 µg/kg) par rapport à NP1EO (26 µg/kg) et NP2EO (31 µg/kg) dans les particules collectées montre une dégradation aérobie de ces derniers.

Tableau VI.54 : Concentrations en Bisphénol A, alkylphénols et phtalates analysés dans les particules

Paramètres		Concentration de polluants dans les particules (µg/kg)	Concentrations particulaires médianes du parking référence à Villeneuve-le-Roi (µg/kg)	Masses hebdomadaires appliquées sur les colonnes (µg)
	BPA	98	1279	0,39
Alkylphénols	OP	11	1113	0,04
	OP ₁ EO	121	198	0,48
	OP ₂ EO	49	34	0,20
	NP	7	1706	0,03
	NP ₁ EC	140	36	0,56
	NP ₁ EO	26	261	0,10
	NP ₂ EO	31	367	0,12
Phtalates	DMP	< 66	1164	< 0,26
	DiBP	2564	21377	10,3
	DBP	789	7562	3,2
	DEHP	8726	91931	34,9
	DNP	230	6940	0,92

6.3.3. Suivi expérimental

6.3.3.1. Suivi hydrologique

Le suivi hydrologique permet de connaître la quantité d'eau reçue, stockée et rejetée par chaque colonne, et de calculer des indicateurs de performance hydrologiques (coefficient d'écoulement, abattement, etc.) et de qualité (flux de polluants, masses).

Les volumes d'eau reçus par les colonnes sont mesurés par un pluviomètre, placé près des colonnes (Figure VI.136). Le pluviomètre a une précision de 20 mL (ou 0,2 mm) et l'enregistrement se fait au basculement.

Les volumes d'eau rejetés par chaque colonne sont collectés dans des flacons en plastique et en verre de 2 L, connectés aux colonnes par des tuyaux en téflon (Figure VI.136). Les volumes d'eau contenus dans chaque flacon sont mesurés par pesée une fois par semaine ou après une pluie, lorsque l'eau ne s'écoule plus des colonnes. La précision de la balance est de 0,01 g quand la masse est inférieure à 600 g, 0,02 g quand la masse est comprise entre 600 et 1200 g, 0,05 g quand la masse est comprise entre 1200 g et 3000 g et 0,1 g entre 3000 g et 4140 g.

La méthode de collecte de l'eau en sortie des colonnes signifie que les colonnes reflètent le comportement d'un parking perméable dont le fond de forme est étanche et drainé puisque toute l'eau rejetée par les colonnes est collectée et mesurée.

La colonne « blanc » étant vide, elle permet aussi de contrôler les volumes d'eau en comparant les données à la pluviométrie.

6.3.3.2. Suivi de la qualité des eaux

Le suivi de qualité des eaux issues des colonnes porte sur les eaux drainées en pied de chaque colonne.

A cause de la surface limitée de chaque colonne et de leur capacité de rétention importante, il n'est pas possible de collecter en une fois les volumes nécessaires pour les analyses. De ce fait, des sous-échantillons sont collectés chaque semaine ou après chaque pluie. Après la pesée des volumes collectés, les sous-échantillons sont ajoutés dans un flacon représentant l'échantillon moyen pour chacune des colonnes.

Pour les métaux, les sous-échantillons sont stabilisés avec de l'acide nitrique, puis ajoutés à l'échantillon moyen, conservés dans une pièce à 20°C dans le noir. Quand le volume des échantillons moyens est suffisant (500 - 1000 ml) alors les échantillons sont envoyés pour analyse.

Pour les micropolluants organiques (HAP, alkylphénols, phtalates, bisphénol A), les prélèvements se font après chaque événement pluvieux pour éviter que les sous-échantillons ne soient altérés. Les sous-échantillons sont ajoutés à un échantillon moyen, conservé au congélateur. Dès que le volume obtenu est suffisant (> 2 L), l'échantillon est envoyé pour analyse.

Les analyses sont réalisées sur la phase totale pour les métaux et les HAPs (voir Chapitre 5). Etant donnée la quantité très limitée de MES en sortie des colonnes et des concentrations dissoutes dominantes pour le bisphénol A, les alkylphénols et les phtalates (> 60 % de la concentration totale, sauf OP et DEHP, voir Chapitre 5), ces derniers sont analysés sur la phase dissoute uniquement.

6.4. Caractérisation physico-chimique des matériaux

Pour mieux caractériser les matériaux utilisés dans les colonnes et essayer de mieux appréhender les différents comportements observés, les mêmes paramètres physico-chimiques que présentés dans le chapitre 2 ont été analysés (densité apparente, granulométrie, CME (Capacité Maximale en Eau), paramètres chimiques : capacité d'échange cationique (CEC), pH, Ca, P, K, Mg, Na, % de matière organique (MO), % de carbone (C), % d'azote total (N) et rapport C/N). Les méthodes de mesure des différents paramètres sont présentées en [Annexe 1](#). Hormis pour la densité apparente qui est spécifique à chaque site, les résultats de la granulométrie, de la CME et des paramètres chimiques sont déjà en partie présentés dans le chapitre 2 pour les dalles et les lits de pose, mais vont être repris ici pour mieux se focaliser sur les colonnes.

Pour ra

6.4.1. Densité apparente

L'analyse de la densité apparente des matériaux des colonnes est présentée dans la Figure VI.140. Les mesures ont été faites sur toutes les colonnes (série polluée et non polluée) pour les couches de dalles, lits de pose et fondations. Plusieurs réplicas ont été réalisés, entre 3 et 6 selon les couches. Le détail des densités apparentes pour chacune des couches de chaque colonne est donné en [Annexe 1](#). Puisque le matériau des dalles des colonnes F et WSM est le même, et que leur mise en place n'a pas nécessité de compactage (substrat mousse précultivé protégé et supporté par la dalle plastique ECORASTER®), la mesure de densité apparente n'a été réalisée que sur une seule dalle.

Il faut noter que les valeurs de densité apparentes pouvaient être très variables pour une même couche d'un même type de colonne, c'est pourquoi, pour plus de lisibilité, les données présentées dans la Figure VI.140 correspondent à la moyenne des densités apparentes estimées entre la série polluée et la série non polluée, pour chaque colonne et chaque couche.

Les densités apparentes sont plus faibles pour les matériaux de remplissage des dalles de toutes les colonnes ($T = 465 \text{ kg/m}^3$, F et WSM = 758 kg/m^3) comparativement au lit de pose. Cela reflète la volonté de ne pas compacter ces matériaux pour un meilleur développement de la végétation. Pour la colonne témoin, la densité apparente dans la dalle est plus faible que celle de la dalle précultivée des 2 autres colonnes. Visuellement, le matériau dans la dalle témoin présentait très peu d'éléments grossiers en comparaison au substrat Mousses® précultivé. Cela peut être dû à une dégradation des matériaux au cours du temps (pour rappel : la dalle témoin a été prélevée sur le parking perméable de Broué, construit en 2008). Cette faible densité apparente montre aussi que les matériaux placés dans la dalle ne se sont pas tassés au cours du temps, grâce à la dalle ECORASTER®, malgré le passage des véhicules.

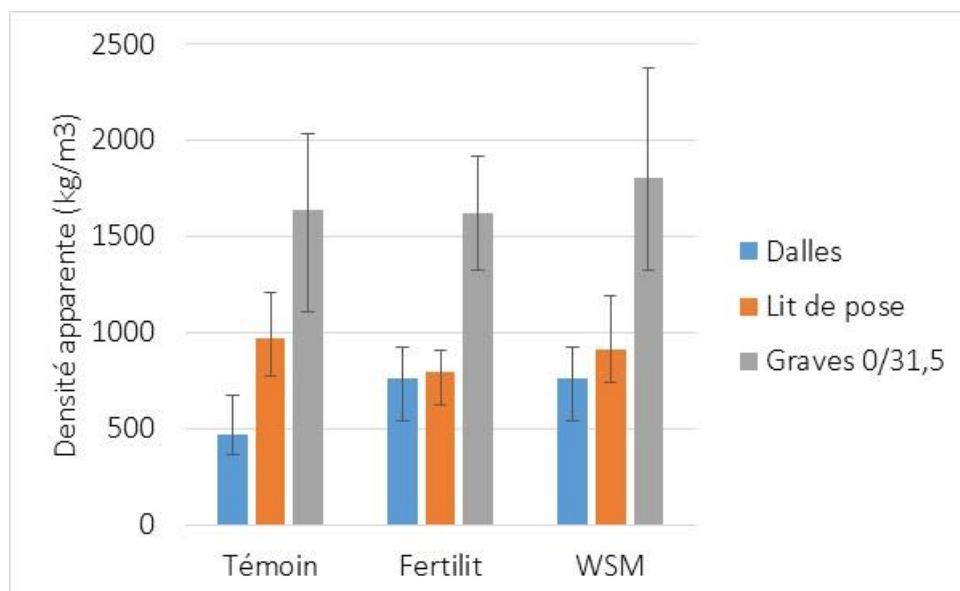


Figure VI.140 : Densité apparente moyenne des matériaux utilisés dans les colonnes

Pour les lits de pose, les densités apparentes des colonnes F et WSM ne sont que très légèrement supérieures à celles des dalles ($F = 794 \text{ kg/m}^3$; $WSM = 907 \text{ kg/m}^3$). Pour la colonne

témoin, même si la densité apparente du lit de pose est équivalente à celle des 2 autres colonnes (974 kg/m³), la différence de densité est nettement marquée avec la dalle.

Pour les graves drainantes, les densités apparentes sont bien plus élevées que pour les autres couches, mais elles sont similaires d'une colonne à l'autre (T = 1638 kg/m³; F = 1624 kg/m³; WSM = 1804 kg/m³). Ce premier paramètre montre que la compaction réalisée lors de la mise en œuvre des colonnes est assez homogène entre les différentes colonnes.

6.4.2. Granulométrie

Les données de l'analyse granulométrique des matériaux des colonnes sont reprises dans le Tableau VI.55.

Pour rappel, le choix des matériaux des colonnes F et WSM voulait un enrichissement en matière organique par rapport à un parking perméable en ECOVEGETAL® Mousses classique reproduit avec les colonnes T. L'analyse des teneurs en matière organique dans la fraction inférieure à 2 mm montre que la dalle de la colonne témoin présente la valeur la plus élevée (9,1 %), tandis que la dalle et le lit de pose des colonnes F et WSM ont une teneur en MO plus faible, de 3,9 et 5,4 % respectivement. Il faut aussi noter que la teneur en MO n'a été analysée que dans la fraction inférieure à 2 mm, ce qui laisse supposer que la teneur en MO élevée de la dalle de la colonne T provient de la dégradation du compost présent dans la fraction supérieure à 2 mm et que les teneurs totales en MO de tous les matériaux sont sous-estimées.

Tableau VI.55 : Résultats de l'analyse granulométrique sur les substrats des dalles et des lits de pose des colonnes (en %)

	Colonnes Témoin		Colonnes F et WSM	
	Dalle (Substrat Mousses® de Broué)	Lit de pose (Substrat Mousses® de Broué)	Dalle (Substrat Mousses® précultivé)	Lit de pose (Fertilit® neuve)
Éléments minéraux et organiques > 2mm	16,9	38,3	56,3	44,0
Argiles (< 2µm)	7,6	4,0	3,4	4,4
Limons fins (entre 2 µm et 20 µm)	10,8	5,5	2,2	5,4
Limons grossiers (entre 20 µm et 50 µm)	14,7	3,4	6,0	4,9
Sables fins (entre 50 µm et 500 µm)	10,4	10,4	7,1	8,0
Sables grossiers (entre 500 µm et 2 mm)	30,4	32,8	21,0	28,0
Matière organique <2mm	9,1	5,5	3,9	5,4

6.4.3. Capacité maximale en eau (CME)

Les hauteurs d'eau retenue à CME pour la totalité de la structure de chaque colonne ont été estimées à partir des parts d'eau retenues par les matériaux à CME (Figure VI.141). Les colonnes T peuvent théoriquement retenir 77,6 mm d'eau à CME, les colonnes F 82,6 mm et les colonnes

WSM 83,9 mm. Une grande partie de la CME totale des colonnes (38 mm) est associée à la couche de grave drainante, du fait de l'importante épaisseur de cette couche. Cependant, c'est la CME des couches de surface qui va être déterminante pour le comportement de rétention des colonnes pour les événements courants. Les résultats montrent que le choix des matériaux de remplacement (Fertilit®) ou ajoutés (natte à rétention d'eau) est pertinent pour une meilleure rétention d'eau par rapport à un système ECOVEGETAL® Mousses classique. L'enrichissement en MO dans les dalles et lits de pose des colonnes F et T permet en théorie de retenir 5 mm d'eau en plus que les colonnes témoin. La hauteur d'eau retenue par la natte à rétention d'eau étant de 12 L/m², la hauteur d'eau supplémentaire pouvant être retenue pour les colonnes WSM est de 1,3 mm.

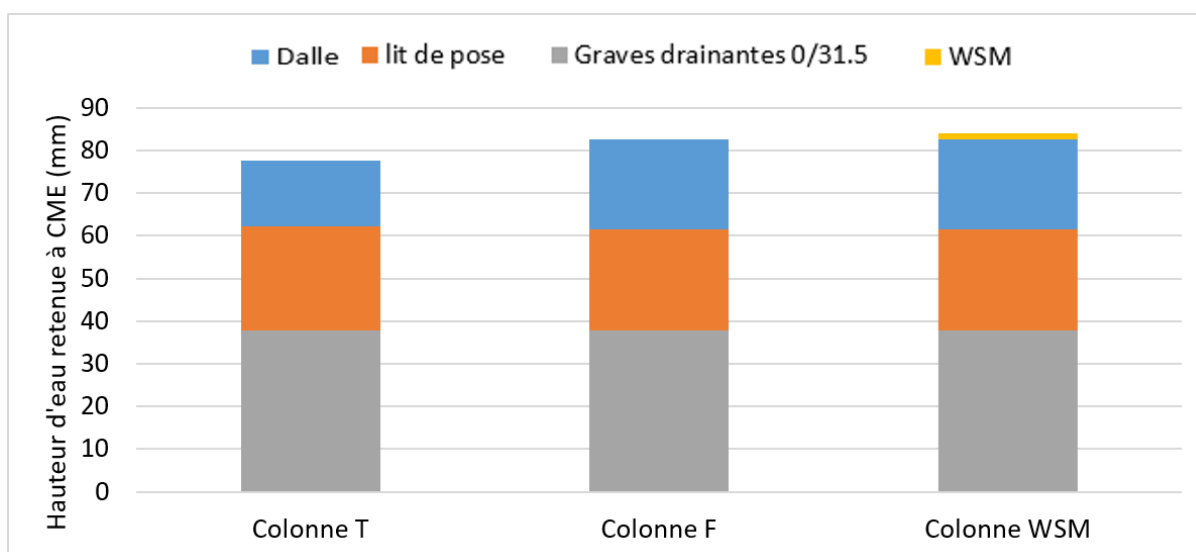


Figure VI.141 : Hauteurs d'eau retenues à CME pour chacune des colonnes

6.4.4. Paramètres chimiques

Pour rappel, les paramètres chimiques ont été analysés sur les éléments inférieurs à 2 mm. Les résultats déjà présentés dans le chapitre 2 sont repris dans le Tableau VI.56.

Tableau VI.56 : Paramètres chimiques analysés sur les matériaux (sur fraction inférieure à 2 mm)

		pH	CEC (meq/100g)	Ca (mg/kg)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Na (mg/kg)	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
Colonnes T	Dalle (Substrat Mousses® de Broué)	7,1	28,9	13339	1963	752	600	62	11	6,4	1,0	6,7
	Lit de pose (Substrat Mousses® de Broué)	7,7	16,9	11589	926	263	350	22	9	5,2	0,5	10,8
Colonnes F et WSM	Dalle (Substrat Mousses® précultivé)	7,4	15,3	9006	834	342	422	64	8,9	5,2	0,7	7
	Lit de pose (Fertilit® neuve)	7,9	15	13280	702	2535	929	235	9,6	5,6	0,6	9,8

La dalle de la colonne témoin se différencie des autres matériaux avec une CEC environ 2 fois plus élevée à 28,9 meq/100 g. Cette différence est liée à une proportion en éléments très fins (ex : argiles) et une teneur en MO < 2 mm élevées dans la dalle témoin comme l'a montré l'analyse granulométrique. Ces résultats semblent indiquer que la dalle de la colonne témoin est plus à même de retenir les polluants dissous, que les matériaux utilisés dans les colonnes F et WSM, malgré un apport en compost et donc en MO plus important.

6.4.5. Conclusion sur les caractéristiques physico-chimiques des matériaux composant les colonnes

L'évaluation des caractéristiques physico-chimiques des matériaux des colonnes a montré une augmentation de la capacité de rétention d'eau des colonnes F et WSM par rapport aux colonnes T grâce à l'enrichissement en MO et à l'ajout d'une natte à rétention d'eau, et ce malgré des matériaux plus fins dans la dalle et le lit de pose des colonnes T. Cette amélioration de la capacité de rétention d'eau pourrait impliquer une meilleure rétention des flux de polluants par les colonnes F et WSM, malgré une CEC qui indique un potentiel de rétention des polluants dissous plus important pour les colonnes T que les colonnes F et WSM.

6.5. Validation et traitement des données

6.5.1. Validation des données

6.5.1.1. Données hydrologiques

La validation des données pluviométriques reprend la méthodologie donnée dans le chapitre II (partie 5.1.). Lors de la période de suivi des colonnes, des problèmes de mesure de la pluviométrie ont eu lieu, comme des épisodes neigeux à l'hiver 2018/2019, ou une obstruction de l'impluvium du pluviomètre. Dans ces cas les données pluviométriques ont été complétées à l'aide de données rassemblées sur le site Météociel.fr (Météociel, 2020) pour la station météorologique de Météo-France située à Trappes, à environ 400 m de l'emplacement des colonnes. Une vérification a préalablement été faite en comparant les données du pluviomètre des colonnes et celles de Météociel, afin de s'assurer de la cohérence des mesures entre les 2 pluviomètres.

La validation des données hydrologiques mesurées en sortie de colonnes repose sur le contrôle des volumes dans les flacons de collecte, c'est-à-dire vérifier si les flacons ne sont pas pleins à ras bord ce qui indiquerait un débordement et donc un volume de drainage sous-estimé.

Le détail des périodes invalidées est présenté dans la [partie 6.6.1.](#) de ce chapitre.

6.5.1.2. Données de qualité des eaux

Une validation des données a été réalisée par inter-comparaison des résultats des différents échantillons, et, pour chaque polluant, en comparant avec les résultats de Villeneuve-le-Roi et de la littérature (quand c'était possible) afin de s'assurer de l'absence de toute valeur aberrante.

6.5.2. Traitement des données

6.5.2.1. Données hydrologiques

Avec une mesure hebdomadaire des volumes écoulés depuis les colonnes, le traitement des données est limité. Cependant, les données permettent de calculer le coefficient d'écoulement (CE) déjà utilisé pour évaluer les performances hydrologiques des places de parking de Broué. Pour rappel, le CE (sans unité) est calculé avec la formule suivante :

$$CE = \frac{\text{Volume d'eau sortant}}{\text{Volume de pluie}} \quad (\text{VI.1})$$

Les performances hydrologiques des colonnes sont aussi exprimées en termes d'abattement des hauteurs d'eau (noté HC) tel que :

$$HC = \text{Hauteur de pluie} - \text{Hauteur d'eau sortante}$$

Afin de comparer les résultats avec les sites de Broué et de Villeneuve-le-Roi, les abattements des hauteurs d'eau de chacune des colonnes, calculés pour la durée totale du suivi et avec les données des périodes valides, ont été normalisés et rapportés à 650 mm de pluie, soit une année pluviométrique type en Ile de France, tel que :

$$\text{Abattement normalisé} = \frac{\text{Abattement total pendant périodes valides} \times 650}{\text{Hauteur de pluie totale pendant périodes valides}} \quad (\text{VI.2})$$

Les CE calculés pour chaque colonne sont ensuite comparés entre eux à l'échelle hebdomadaire et sur la période totale de suivi, pour déterminer si la modification des matériaux utilisés dans les parkings perméables peut permettre une meilleure rétention d'eau.

Les périodes invalidées ne sont pas prises en compte dans l'évaluation des performances hydrologiques

6.5.2.2. Données de qualité des eaux

Dans un premier temps, il s'agira de déterminer quels polluants sont potentiellement émis par les matériaux des colonnes, ou issus des apports atmosphériques. Pour ce faire, les concentrations moyennes volumiques sur la durée totale du suivi ainsi que pour chaque période de collecte de la série de colonnes non polluées sont comparées à celles de la colonne « Blanc ».

Les concentrations moyennes volumiques ont été calculées telles que :

$$C_{moy} = \frac{\sum(C_{per} \times V_{per})}{\sum(V_{per})}$$

Avec C_{per} la concentration sur la période où l'échantillon a été collecté,

V_{per} le volume d'eau écoulé pendant la période où l'échantillon a été collecté.

Dans un second temps, les concentrations et les masses des 2 séries de colonnes (polluées et non polluées) seront comparées pour observer l'influence éventuelle de l'apport des particules polluées sur les colonnes de la série polluée. Les masses de chaque polluant issues de la colonne sont calculées à partir des concentrations et du volume d'eau écoulé pendant la période de collecte de l'échantillon tel que :

$$M_{tot} = \sum (C_{per} \times V_{per}) \quad (VI.3)$$

Avec M_{tot} la masse totale de polluant sur la période de suivi de la qualité des eaux,
 C_{per} la concentration sur la période où l'échantillon a été collecté,
 V_{per} le volume d'eau écoulé pendant la période où l'échantillon a été collecté.

Les périodes invalides écartées pour l'évaluation des performances hydrologiques ont été prises en compte pour le calcul des masses, car les eaux collectées pendant ces périodes font partie des sous-échantillons formant les échantillons finaux analysés. Les masses calculées sont donc sous-estimées.

Un abattement des masses, E_M (en %), est calculé entre les masses de polluants en sortie des colonnes de la série polluée et les masses de polluants présents dans les particules ($M_{particules}$) appliquées sur les colonnes, tel que :

$$E_M = \frac{M_{particules} - M_{tot}}{M_{particules}} \times 100 \quad (VI.4)$$

Lorsqu'une concentration en entrée ou en sortie est inférieure à la LQ, la valeur de la LQ est utilisée pour le calcul de la masse du polluant concernée. Cela revient alors à surestimer les masses en polluants émises et à sous-estimer l'abattement.

Enfin, les masses de polluants issues des colonnes sont normalisées par m^2 et par mm de pluie pour permettre une comparaison des résultats avec ceux des parkings de Villeneuve-le-Roi.

$$M_{tot/BV/P} = \frac{M_{tot}}{Sur_{BV} \times H_{Pluie}} \quad (VI.5)$$

Avec $M_{tot/BV/P}$ la masse normalisée par m^2 et par mm de pluie,
 M_{tot} la masse totale de polluant collectée en sortie de colonne sur la période de suivi de la qualité des eaux,
 Sur_{BV} la surface du bassin versant,
 H_{Pluie} la hauteur de pluie sur la période de suivi de la qualité des eaux.

La comparaison des évaluations taille réelle (Villeneuve-le-Roi) et colonnes permettra d'analyser l'influence éventuelle des conditions d'expérimentations sur les résultats et de discuter de l'utilisation de matériaux « améliorés » pour une meilleure rétention des polluants.

6.6. Bilan sur les données acquises

6.6.1. Données hydrologiques

Le suivi expérimental des colonnes s'est déroulé du 16 Mai 2018 à fin Octobre 2019. Les hauteurs de pluie et hauteurs d'eau mesurées tout au long du suivi des colonnes sont présentées dans la Figure VI.142. Les périodes pour lesquelles les hauteurs d'eau ne sont pas valides (neige, débordement des flacons...) sont également présentées. Sur la période de suivi, 1 période de 3 semaines n'a pas été validée pour la pluie, due à la neige qui s'est accumulée dans l'impluvium du pluviomètre, faussant les mesures. En ce qui concerne les sorties des colonnes, 11 périodes invalides ont été recensées pour la colonne « blanc », 5 pour la colonne Tnp, 2 pour la colonne Tp, 3 pour la colonne Fnp, 2 pour la colonne Fp, 4 pour la colonne WSMnp et 1 pour la colonne WSMp. En plus des périodes invalidées à cause du débordement

des flacons de collecte, certaines périodes ont aussi été écartées car elles présentaient des coefficients d'écoulements hebdomadaires supérieurs à 1. Ces périodes avec $CE > 1$ correspondent à des périodes où tout ou une partie des volumes d'eau en sortie de colonnes résultaient des pluies de la période précédente.

Pendant les périodes valides communes à la pluie et à la colonne « Blanc », 489,8 mm de pluie ont été enregistrés, tandis que la colonne « Blanc » a rejeté 321 mm d'eau. Comme visible sur la Figure VI.142, des écarts de hauteurs d'eau sont régulièrement constatés entre la pluie et la colonne « Blanc », avec le plus souvent des hauteurs d'eau plus élevées pour la pluie. Ces informations indiquent qu'il est possible qu'un biais se produise au niveau de la colonne « Blanc », qui peut être dû à un effet de bord à cause du vent et/ou une rétention d'eau au niveau de la grille en inox perforée et sur les parois de la colonne. Pour quelques périodes, les hauteurs d'eau collectées par la colonne « Blanc » sont plus élevées que les hauteurs de pluie. Ces périodes correspondent à des orages.

Pour les colonnes témoins, les hauteurs d'eau hebdomadaires sont plus ou moins similaires entre la colonne non polluée et la colonne polluée, mais les périodes non valides différentes entre les deux colonnes, impliquent des écarts en termes de hauteur d'eau cumulée. Ainsi, la colonne Tp a rejeté 161,5 mm d'eau pour 772,8 mm de pluie, et la colonne Tnp 191,3 mm pour 704,9 mm de pluie. Les hauteurs d'eau hebdomadaires de ces colonnes sont bien plus faibles que celles de la colonne « Blanc », indiquant une capacité de rétention d'eau importante. Cette rétention d'eau est variable au cours de l'année puisqu'entre Juin et Octobre 2018, et Juillet à Octobre 2019, les hauteurs d'eau écoulées sont nulles ou presque pour les deux colonnes témoin, alors qu'entre Novembre 2018 et Avril 2019, de l'eau s'écoule des colonnes dès qu'il pleut. Cela montre à nouveau l'importance de la saison et de l'évapotranspiration sur l'efficacité de rétention d'eau (cf. chapitre III partie 3.1.2.).

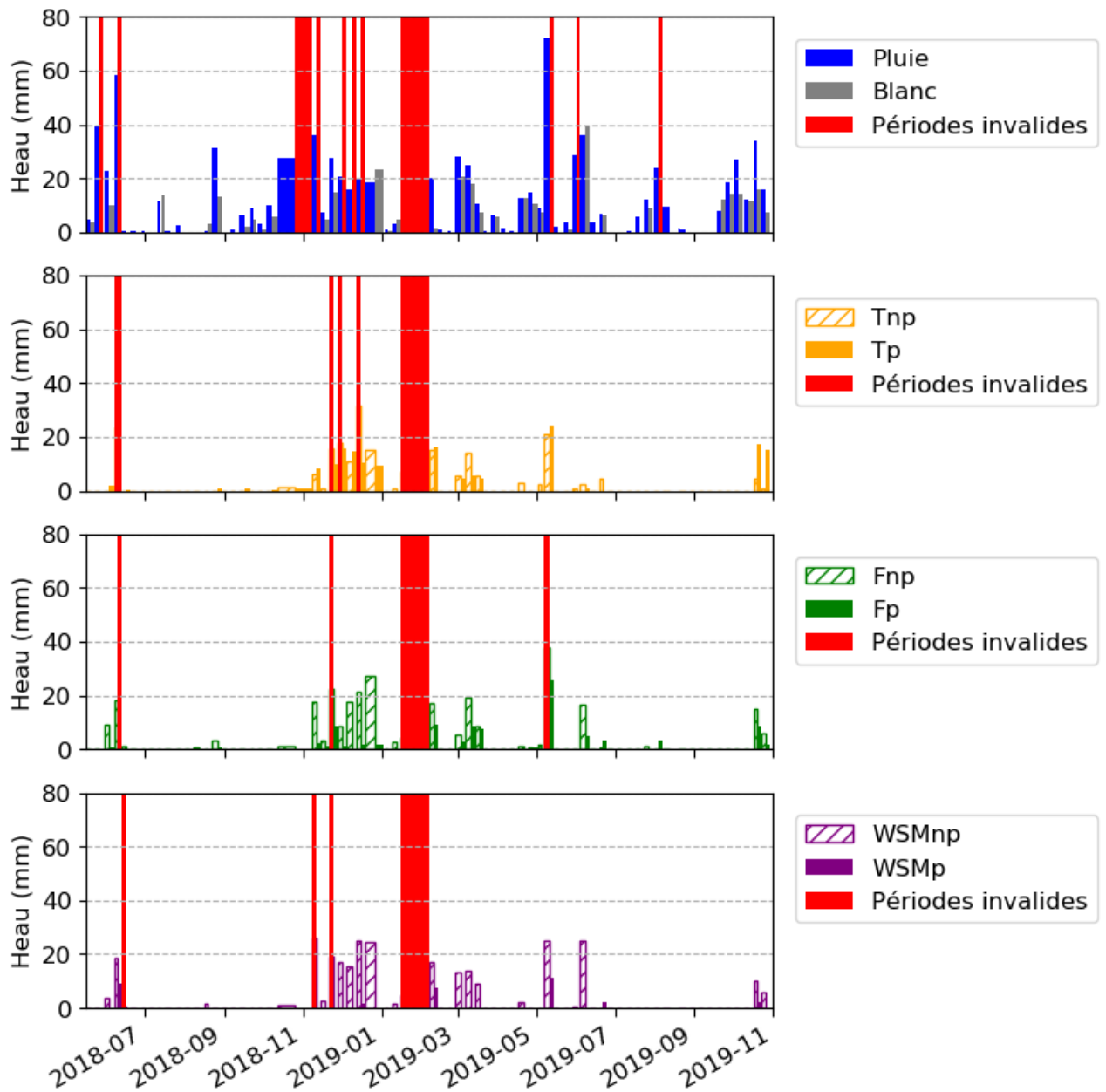


Figure VI.142 : Hauteur de pluie et hauteurs d'eau écoulées des colonnes du 16 Mai 2018 au 30 Octobre 2019

Pour les colonnes F et WSM, les résultats sont difficiles à exploiter. En effet, sur la Figure VI.142, les hauteurs d'eau sont différentes entre la série non polluée et la série polluée pour un même type de colonne. Les colonnes Fnp et WSMnp ont des hauteurs d'eau écoulée largement supérieures à celles des colonnes Fp et WSMp. Sur la période totale, la colonne Fp a rejeté 95,7 mm d'eau pour 772,8 mm de pluie, alors que la colonne Fnp a rejeté 227,8 mm d'eau pour 731 mm de pluie. Cet écart est encore plus important avec les colonnes WSM puisque la colonne non polluée a rejeté 233,6 mm d'eau pour 767,1 mm de pluie quand la colonne polluée n'a rejeté que 34,0 mm d'eau pour 831 mm de pluie. Cet écart de comportement hydrologique entre 2 colonnes d'un même type a été rapidement observé comme le montrent les résultats dans la Figure VI.142. Une hypothèse pouvant expliquer ces comportements serait la présence d'écoulements préférentiels pour les colonnes Fnp et WSMnp. Cette hypothèse est appuyée

par le fait que la plupart des hauteurs d'eau hebdomadaires des colonnes Fnp et WSMnp sont plus élevées que celles des colonnes Tp et Tnp (Figure VI.142). Or, avec le choix des matériaux fait pour les colonnes F et WSM, on s'attend plutôt à une rétention d'eau plus importante que pour les colonnes témoins, comme le laissent envisager les mesures des CME qui donnent une capacité de rétention d'eau maximale de 77,6 mm pour les colonnes T, 82,6 mm pour les colonnes F et 83,9 mm pour les colonnes WSM.

Les colonnes Fp et WSMp, ont des comportements hydrologiques proches de ce qui était attendu lors du choix des matériaux, c'est-à-dire des hauteurs d'eau hebdomadaires plus faibles ou au moins similaires à celles des colonnes témoins pour la colonne Fp (hauteurs d'eau hebdomadaires d'écoulement ne dépassant pas les 9 mm), et des hauteurs d'eau rejetées significativement plus faibles pour la colonne WSMp, ne dépassant pas 8,9 mm (Figure VI.142).

Comme pour les colonnes T, une variation saisonnière est observée pour les colonnes Fp et Fnp avec un écoulement très faible entre Juin et début Novembre 2018, et entre Juillet et mi-October 2019. Pour la WSMp, la variation saisonnière n'est pas observable à cause du faible nombre d'écoulements au cours du suivi, mais la colonne WSMnp montre une variation saisonnière identique à celle des colonnes F (Figure VI.142).

6.6.2. Données de qualité des eaux

Sur la période de suivi, 3 échantillons moyens ont été collectés et analysés pour les métaux et pour les polluants organiques pour toutes les colonnes, sauf la colonne WSMp à cause d'un volume collecté insuffisant. Pour cette dernière, 2 échantillons ont été collectés pour les métaux et seulement 1 pour les polluants organiques et l'analyse des polluants organiques a seulement été réalisée pour le BPA, les alkylphénols et les phtalates.

En ce qui concerne les métaux, les 3 échantillons moyens des colonnes Tp, Tnp, Fp, Fnp et WSMnp recouvrent les périodes suivantes :

- Du 16 Mai au 11 Juillet 2018,
- Du 11 Juillet au 5 Décembre 2018,
- Du 5 Décembre 2018 au 15 Mai 2019.

Pour la colonne WSMp, les 2 échantillons analysés pour les métaux recouvrent les périodes suivantes :

- Du 16 Mai au 11 Juillet 2018,
- Du 11 Juillet 2018 au 15 Mai 2019.

Les périodes, où les échantillons sont analysés pour les polluants organiques des colonnes Tp, Tnp, Fp, Fnp et WSMnp, sont les suivantes :

- 16 Mai au 5 Décembre 2018,
- 5 Décembre 2018 au 3 Avril 2019,
- 3 Avril au 10 Juillet 2019.

Pour la colonne WSMp, l'échantillon analysé pour le BPA, les alkylphénols et les phtalates recouvre la période du 16 Mai 2018 au 10 Juillet 2019. Cette période est plus courte que le suivi hydrologique, car il était prévu l'analyse de 3 échantillons maximums par colonnes par famille de polluants.

Pour chaque période d'échantillonnage la hauteur de pluie cumulée et la hauteur d'écoulement cumulée de chaque colonne sont présentées dans le Tableau VI.57. Ces hauteurs d'eau comprennent aussi les périodes invalides déterminées pour le suivi hydrologique puisque les sous-échantillons collectés pendant ces périodes ont aussi contribué aux volumes finaux des échantillons analysés. Seul le débordement des flacons a entraîné une sous-estimation des hauteurs d'eau écoulée cumulée pendant les périodes d'échantillonnage.

Tableau VI.57 : Hauteurs de pluie cumulée et hauteur d'eau écoulée cumulée pour chaque colonne et pour chaque période d'échantillonnage. Les hauteurs d'eau comprenant des périodes invalides du suivi hydrologique due à des débordements de flacons sont caractérisées par *.

Familles de polluants	Périodes d'échantillonnage (date de début - date de fin)	Hpluie (mm)	Colonne "Blanc" (mm)	Colonne Tp (mm)	Colonne Tnp (mm)	Colonne Fp (mm)	Colonne Fnp (mm)	Colonne WSMp (mm)	Colonne WSMnp (mm)
Éléments majeurs et ETM	16/05/2018 - 11/07/2018	125,4	58,7*	26,3*	24,4*	25,1	30,0*	9,2	23,8*
	11/07/2018 - 05/12/2018	194,5	122,0	37,5*	43,6*	15,1	59,2*	-	69,9*
	05/12/2018 - 15/05/2019	323,1	279,3	138,1*	185,2*	85,4	227,4*	-	204,5
	11/07/2018 - 15/05/2019	517,6	-	-	-	-	-	21,0	-
HAPs, BPA, Alkylphénols et Phtalates	16/05/2019 - 05/12/2018	319,9	180,7*	63,8*	68,0*	40,2*	89,3*	-	93,7*
	05/12/2018 - 03/04/2019	211,9	187,9	113,0*	157,9*	58,2	184,1*	-	176,4*
	03/04/2019 - 10/07/2019	192,2	139,9	26,3*	35,5*	35,5	61,4*	-	54,6
	16/05/2018 - 10/07/2019	724,0	-	-	-	-	-	32,5	-

6.7. Résultats et discussions

6.7.1. Performances hydrologiques

6.7.1.1. Coefficients d'écoulement et abattements totaux

Les CE totaux de la période de suivi sont similaires pour les colonnes Tp et Tnp, avec des CE respectifs de 0,21 et 0,27 (Figure VI.143). Ces CE sont plus élevés que pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi (CE = 0,09) et plus faibles que celui de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué (CE = 0,42), qui pour rappel possède un fond de forme imperméable. L'écart entre les CE des colonnes T et de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué peut s'expliquer par la durée des suivis (1 an et 5 mois environ pour les colonnes contre 3 ans et 3 mois pour Broué), les caractéristiques des pluies durant ces suivis (hauteur, fréquence, intensité, etc.) et la durée des périodes sèches. Ce dernier facteur est important pour la période de suivi des colonnes puisque 2 périodes sèches ont été suivies, contre 1 période humide. L'invalidation de données en février 2019 entraîne aussi une sous-estimation des CE puisque lors de cette période un volume d'eau important a été rejeté par les colonnes.

L'abattement normalisé (hauteurs d'eau abattues rapportées à une hauteur de pluie annuelle de 650 mm) des colonnes Tp (514,1 mm) et Tnp (473,6 mm) est plus élevé que celui de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué (377 mm), mais plus faible que pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi (591,5 mm). Les capacités de rétention d'eau des colonnes T sont légèrement moins bonnes que le parking perméable de Villeneuve-le-Roi, mais cela est dû à l'infiltration de l'eau dans le fond de forme à Villeneuve, tandis que pour les colonnes toute l'eau est récupérée en sortie, ce qui se rapproche du comportement de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué.

Contrairement à ce qui était attendu par l'enrichissement en MO et l'ajout d'une natte à rétention d'eau, et comme évoqué dans la partie 6.5.1. où des écoulements préférentiels sont soupçonnés, les CE totaux des colonnes Fnp et WSMnp (respectivement de 0,31 et 0,30) sont supérieurs à ceux des colonnes T et les hauteurs d'eau abattues normalisées sont plus faibles (447,5 mm pour Fnp et 452,0 mm pour WSMnp) (Figure VI.143).

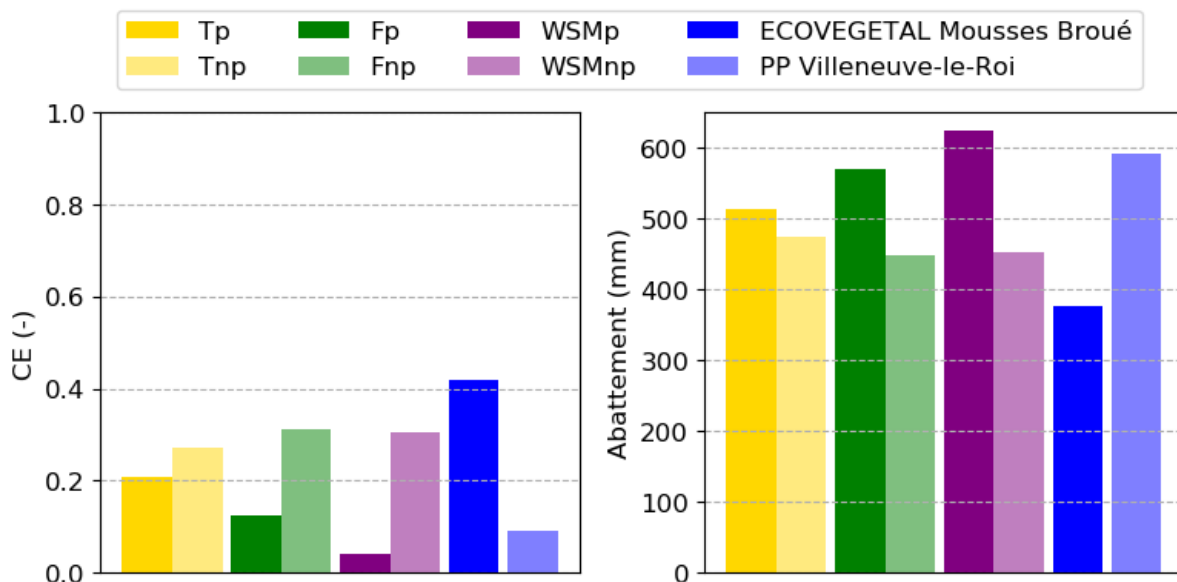


Figure VI.143 : Coefficients d'écoulement totaux et abattements normalisés à 650 mm de pluie des colonnes, de l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué et du parking perméable (PP) de Villeneuve-le-Roi

La colonne Fp a un CE total de 0,12 et la colonne WSMp de 0,04. Ces valeurs plus faibles que pour les colonnes T concordent avec les hypothèses faites pour les choix des matériaux et avec les résultats de CME, qui sont plus élevées que pour la colonne témoin. Les abattements normalisés pour ces 2 colonnes sont importants avec 569,5 mm pour Fp et 623,4 mm pour WSMp, pour des précipitations annuelles de 650 mm. Les capacités de rétention d'eau à l'échelle de la période de suivi des colonnes Fp et WSMp sont améliorées par rapport aux colonnes T et à l'ECOVEGETAL® Mousses de Broué, et sont similaires voire meilleures que celles du parking perméable de Villeneuve-le-Roi (dont le fond de forme n'est pas imperméable).

6.7.1.2. Coefficients d'écoulement et abattements hebdomadaires

Les coefficients d'écoulement hebdomadaires sont montrés dans la Figure VI.144 et mis en regard de la pluie. Pour les colonnes Tnp et Tp, les CE sont nuls ou presque pendant les périodes estivales. Ils augmentent de manière significative en hiver et se rapprochent même fortement

d'une valeur de 1 pour quelques points, lorsque la fréquence des pluies est importante. Pour la colonne Fp, le CE est inférieur ou égal à 0,5 pour tous les relevés hebdomadaires sauf un (0,81). En été les CE sont proches de 0. Pour la colonne WSMp, la valeur de CE la plus élevée est de 0,42 parmi les 7 relevés hebdomadaires où de l'eau s'est écoulée de la colonne. Les CE des colonnes Fnp et WSMnp sont plus élevés que pour les colonnes Fp et WSMp pour les mêmes périodes (CE dépassant plus fréquemment 0,5 et s'approchant parfois de 1), et les abattements sont plus faibles (abattements dépassant moins fréquemment les 25 mm). Leurs CE et abattements présentent également des tendances saisonnières.

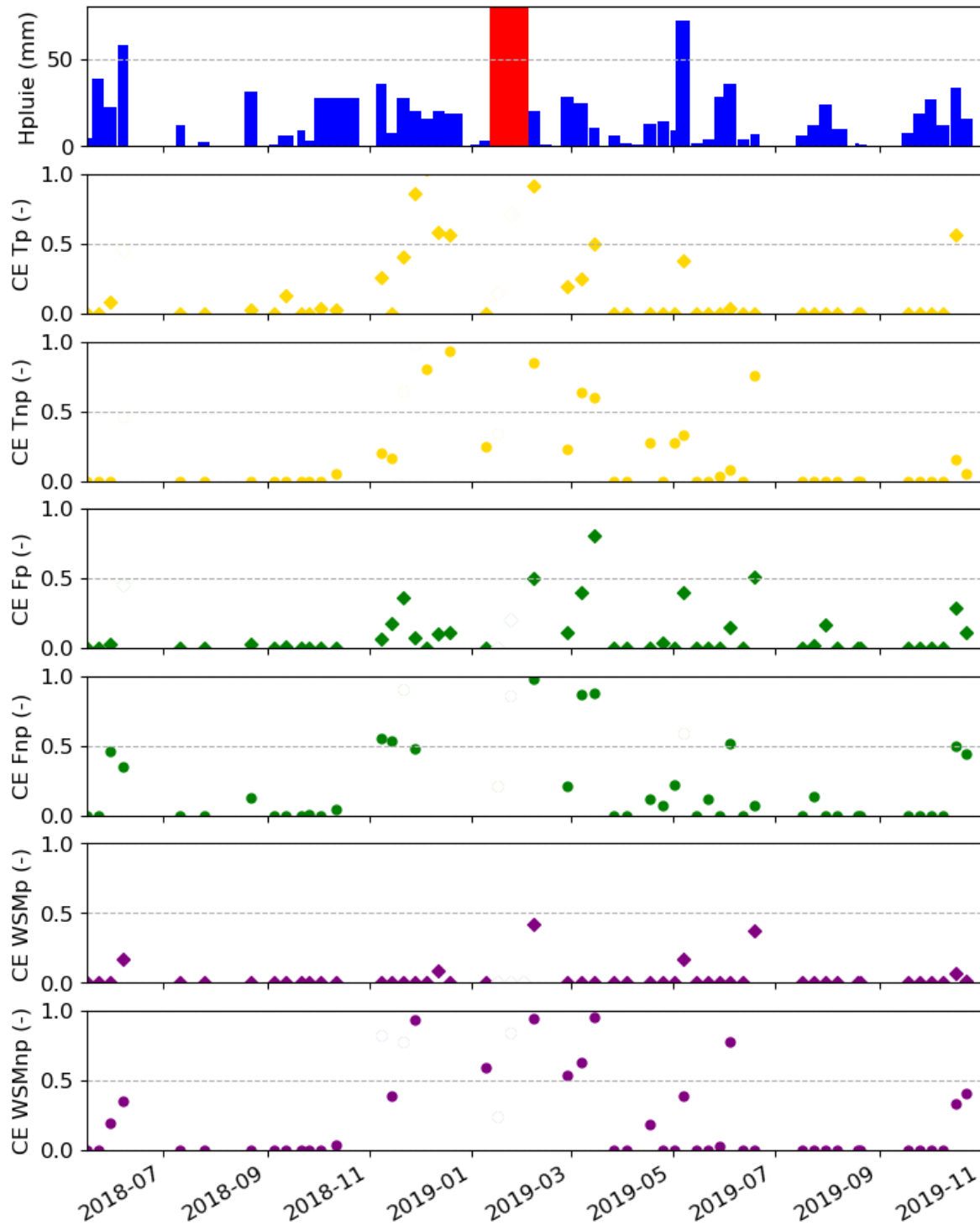


Figure VI.144 : Coefficients d'écoulement hebdomadaires pour chaque colonne et hauteurs de pluie (en rouge : période invalide)

En termes d'abattements (Figure VI.145), les valeurs sont plus élevées pour la colonne Fp et encore plus pour la colonne WSMp par rapport aux colonnes T. Cela montre à nouveau une meilleure rétention d'eau de ces colonnes « améliorées ». La tendance saisonnière n'est pas visible avec les abattements car il peut aussi bien y avoir des abattements proches de 0 en hiver quand la fréquence des pluies ne permet pas aux substrats de sécher, qu'en été quand les

abattements sont limités par des hauteurs des pluies très faibles. Ceci est illustré par la Figure VI.146 qui montre la dépendance des hauteurs d'abattement aux hauteurs de pluies, avec des comportements similaires pour toutes les colonnes.

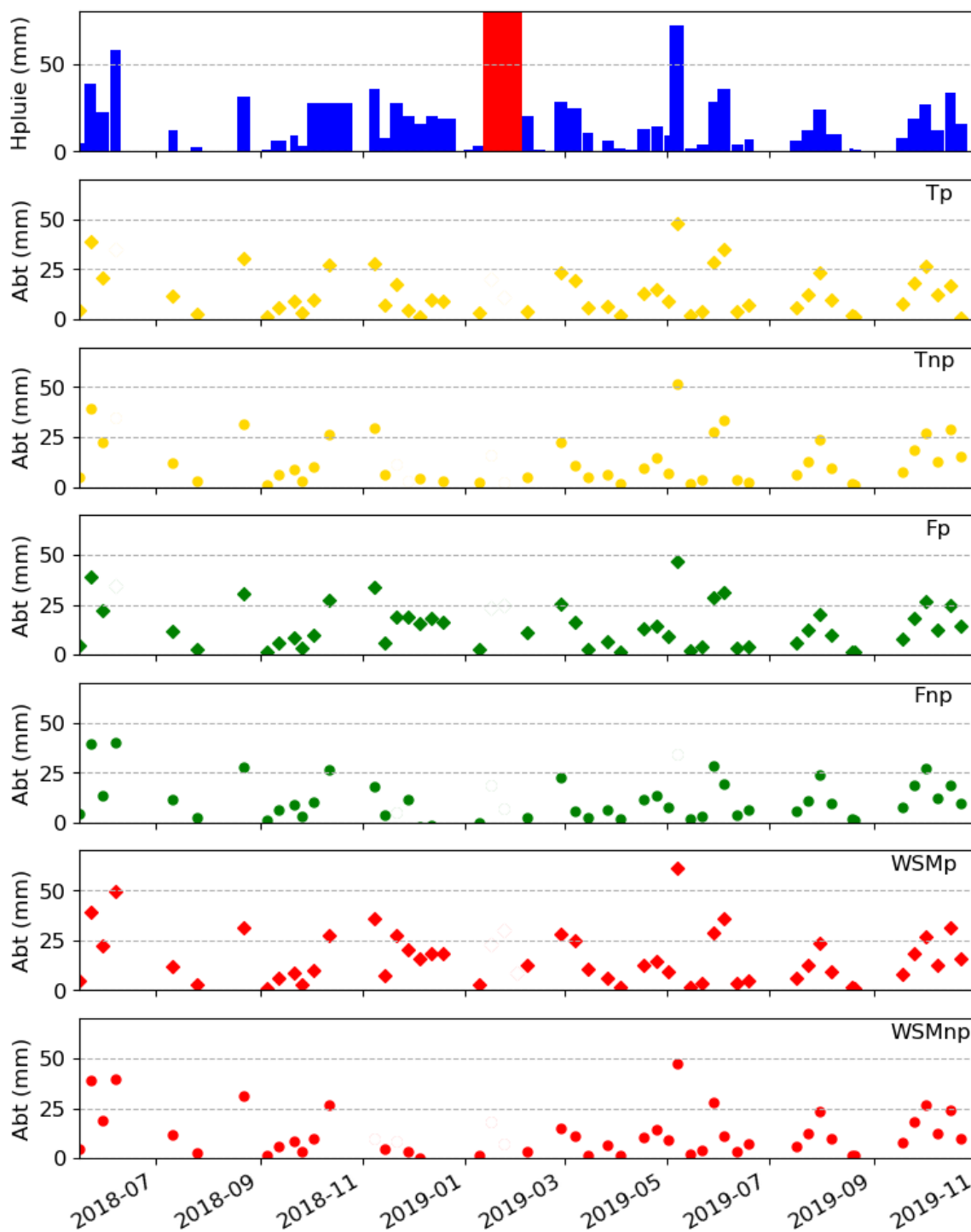


Figure VI.145 : Abattements hebdomadaires pour chaque colonne et hauteurs de pluie (en rouge : période invalide)

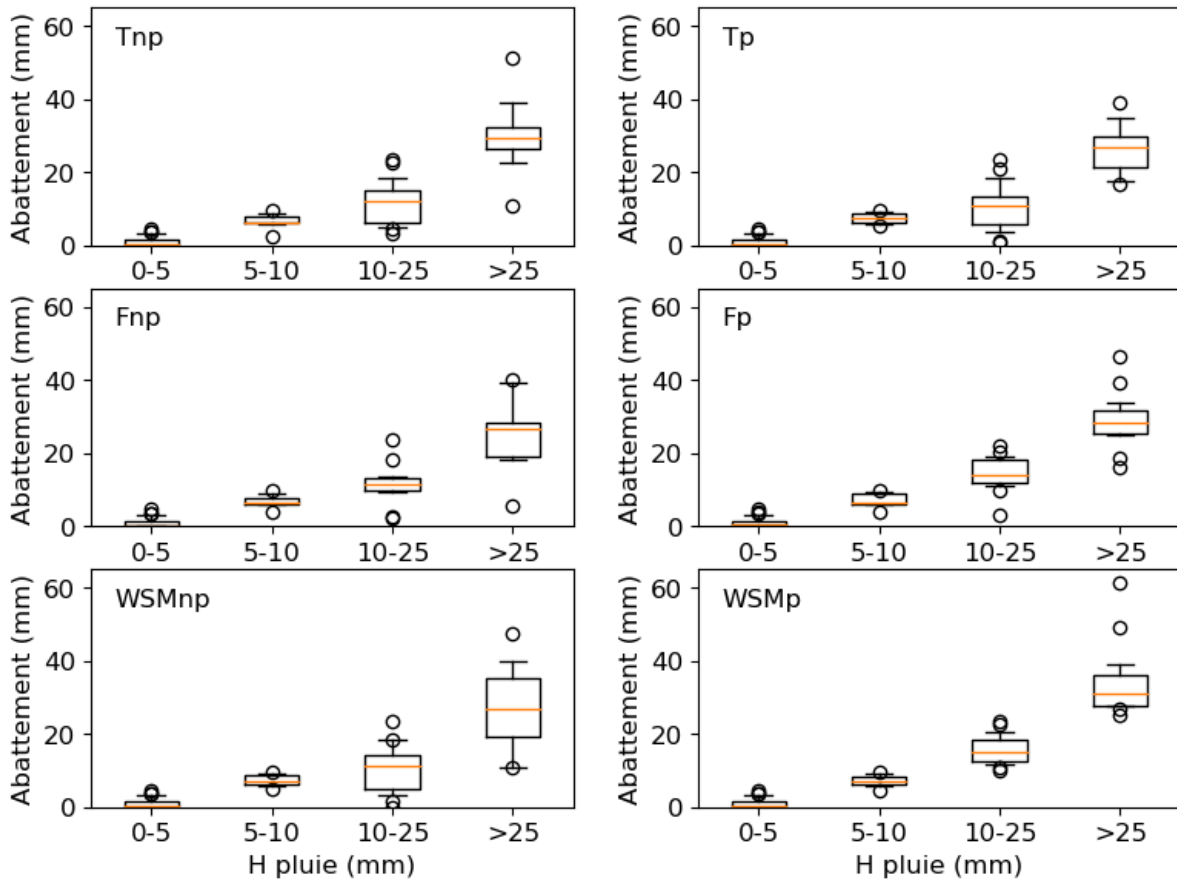


Figure VI.146 : Abattements en fonction des classes de hauteurs d'eau

La comparaison des valeurs d'abattements hebdomadaires aux hauteurs de pluies hebdomadaires (Figure VI.147) montre pour les colonnes Tp et Tnp des tendances similaires. Ainsi, les 10 premiers mm de pluie sont bien abattus par les colonnes T, avec des abattements souvent égaux à la hauteur de la pluie. Au-delà de 10 mm, les hauteurs d'abattements sont très variables entre 0 mm et la valeur de la pluie, dépendant de la teneur d'eau déjà stockée dans le substrat au début de l'événement (liée à la fréquence des pluies), et de l'évapotranspiration. On peut aussi noter que pour les périodes où les hauteurs de pluies cumulées sont les plus élevées, les hauteurs d'eau abattues correspondantes sont souvent très proches voire égales aux valeurs de la pluie, ce qui démontre une capacité de rétention importante de ces colonnes, jusqu'à 40 mm. Cette valeur est donc ici limitée par les hauteurs de pluie hebdomadaires observées pendant la période de suivi et non par la capacité de rétention en eau puisque pour rappel, la CME des colonnes témoins est d'environ 78 mm.

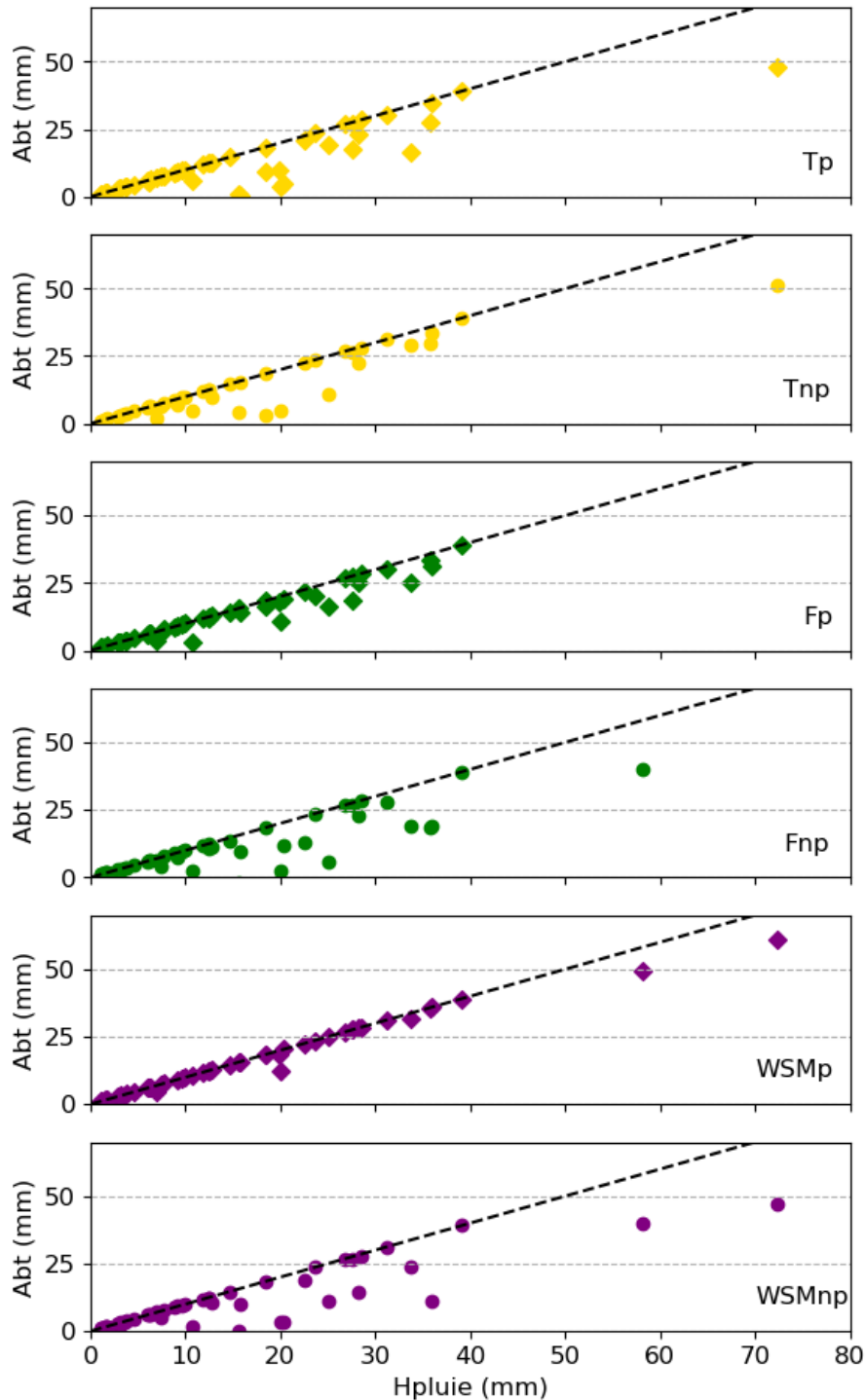


Figure VI.147 : Abattements hebdomadaires en fonction des hauteurs de pluies hebdomadaires (droite pointillée : bissectrice)

Pour la colonne Fp, les abattements sont souvent égaux aux hauteurs de pluie cumulées et ne s'éloignent que rarement de la bissectrice (Figure VI.147). Comme pour les colonnes témoins, les abattements de la colonne Fp et même de la colonne Fnp sont égaux à la hauteur de pluie pour des pluies allant jusqu'à 40 mm. Cette capacité de rétention s'explique par une CME d'environ 83 mm et des conditions météorologiques permettant d'avoir des matériaux avec une teneur en eau faible avant la pluie et donc une capacité de rétention d'eau élevée.

Pour la colonne WSMp, les pluies hebdomadaires sont presque toutes abattues dans leur intégralité (Figure VI.147). Pour la pluie hebdomadaire la plus importante (72,4 mm), 61,1 mm d'eau ont été retenus par la colonne WSMp. Même la colonne WSMnp qui a rejeté plus d'eau pendant le suivi a permis d'abattre 47,3 mm de la pluie de 72,4 mm.

6.7.1.3. Conclusions sur les performances de rétention d'eau des colonnes

Le suivi hydrologique des colonnes avait pour principal objectif d'évaluer les volumes d'eau drainés par les colonnes pour le calcul des masses de micropolluants. Les données collectées ont cependant permis d'évaluer si le choix des matériaux utilisés dans les colonnes avait un impact sur leur capacité de rétention en eau. Malgré un dispositif expérimental simplifié pour la mesure des volumes d'eau, il a été possible d'évaluer les performances hydrologiques par les calculs de coefficients d'écoulement et d'abattements à l'échelle de la période de suivi (de Mai 2018 à Octobre 2019) et à l'échelle hebdomadaire (= fréquence des relevés).

Toutes les colonnes ont montré une capacité à retenir une quantité d'eau significative durant tout le suivi avec des coefficients d'écoulement sur la période totale ne dépassant pas 0,31 et des hauteurs d'eau abattues supérieures à 440 mm pour 650 mm de pluie. Ces résultats sont similaires voire meilleurs que pour le parking perméable en ECOVEGETAL® Mousses de Broué.

L'observation des coefficients d'écoulement hebdomadaire a permis de mettre en évidence une tendance saisonnière pour toutes les colonnes, avec des valeurs élevées en hiver pouvant aller jusqu'à 1, et des valeurs faibles voire nulles en été.

Les abattements hebdomadaires ont montré que toutes les colonnes étaient capables d'abattre des pluies dont la hauteur cumulée hebdomadaire est inférieure ou égale à 40 mm. Bien sûr, un tel abattement n'est pas observable pour toutes les pluies ≤ 40 mm, et dépend fortement des conditions météorologiques (fréquence des pluies, évapotranspiration, durée de temps sec) et de la teneur en eau dans les colonnes.

L'évaluation des performances hydrologiques des colonnes a montré que les colonnes Fnp et WSMnp renaient moins d'eau que les colonnes T, avec des coefficients d'écoulement sur la période totale plus élevés (Fnp : 0,31 ; WSMnp : 0,30 et T : 0,21 – 0,27) et des abattements moins bons (Fnp : 447 mm ; WSMnp : 451 mm et T : 473 – 514 mm). Des écoulements préférentiels pourraient être la cause de ces résultats.

Les coefficients d'écoulement et les abattements sont meilleurs pour les colonnes Fp et WSMp par rapport aux colonnes T, que ce soit à l'échelle de la période d'étude, ou à l'échelle hebdomadaire. La colonne WSMp présente les meilleurs résultats, avec à l'échelle de la période d'étude un coefficient d'écoulement de 0,04 et un abattement des hauteurs d'eau de 623 mm pour 650 mm de pluie. Ces résultats sont meilleurs que ceux obtenus pour le parking perméable en ECOVEGETAL® Mousses de Villeneuve-le-Roi (CE = 0,09 et abattement = 546 mm).

Comme espéré, la modification de la proportion de compost dans les dalles et dans les lits de pose des colonnes F et WSM, et l'ajout d'une natte à rétention d'eau pour la colonne WSM, ont permis d'améliorer la quantité d'eau retenue par rapport à un parking perméable en ECOVEGETAL® Mousses classique (colonnes T), mais pour une colonne expérimentale sur deux seulement.

6.7.2. Qualité des eaux

Pour juger des performances globales des systèmes de parkings perméables améliorés, il est nécessaire d'évaluer si les matériaux qui les composent sont susceptibles d'émettre des polluants, ou si au contraire ces matériaux permettent de retenir les polluants issus de l'utilisation du parking et de son environnement

6.7.2.1. Concentrations issues des colonnes « non polluées »

Les colonnes « blanc » et « non polluées » mises en place nous permettent d'évaluer si des émissions de polluants sont à attribuer :

- Au dispositif expérimental : matériaux utilisés pour la construction des supports de colonnes, ou environnement atmosphérique des colonnes (colonne blanc) ;
- Aux matériaux constituant les couches d'un parking perméable : comparaison entre les concentrations et flux de sortie de la colonne blanc et ceux de la série « non polluée ».

Éléments majeurs et éléments traces métalliques (ETM)

Pour les éléments majeurs et les ETM, les concentrations moyennes pondérées par les volumes sont présentées dans le Tableau VI.58. Les concentrations moyennes en Mn, Cd, Ni et Pb de la colonne « Blanc » sont supérieures ou similaires à celles des colonnes Tnp, Fnp et WSMnp, ce qui indique que ces éléments sont émis soit par la structure en inox des colonnes ou soit qu'ils proviennent des retombées atmosphériques. Il est difficile de distinguer les retombées atmosphériques de l'émission de polluants par l'acier inoxydable, mais au cours du projet TVGEP sur des toitures végétalisées, des mesures des retombées atmosphériques ont été réalisées sur le même site que les colonnes, au Cerema de Trappes. La concentration totale médiane des retombées atmosphériques en Ni était de 1 µg/L (Gromaire *et al.*, 2013) et est nettement inférieure aux concentrations mesurées sur les 3 périodes d'échantillonnage pour la colonne « Blanc » (20,5 ; 13,3 et 18,6 mg/L), ce qui montre que le nickel provient de l'acier inoxydable du support des colonnes, dont il est un des composants principaux (entre 10 et 12,5 % en masse, Petit Chanon, communication personnelle, 25 Janvier 2019).

CHAPITRE 6 : ÉVALUATION DE SOLUTIONS INNOVANTES DE PARKINGS PERMEABLES VEGETALISES

Tableau VI.58 : Concentrations moyennes pondérées par les volumes (Cmoy) et concentrations de chaque période d'échantillonnage en éléments majeurs et éléments traces métalliques (ETM) de la colonne "Blanc" et des colonnes de la série non polluée et de la série polluée, et fréquences de quantification associées (f). A, B, C et D correspondent aux concentrations pour chaque période d'échantillonnage (A : 16/05/2018 - 11/07/2018 ; B : 11/07/2018 - 05/12/2018 ; C : 05/12/2018 - 15/05/2019 ; D : 11/07/2018 - 15/05/2019)

Paramètres	Colonne « Blanc »		Colonne Tnp		Colonne Tp		Colonne Fnp		Colonne Fp		Colonne WSMnp		Colonne WSMp		
	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; D)	f (%)	
Eléments majeurs	Al (mg/L)	0,2 (0,5 ; <0,1 ; <0,2)	33	0,6 (3,6 ; 0,4 ; <0,2)	67	0,2 (0,6 ; <0,1 ; <0,2)	33	0,2 (0,5 ; <0,1 ; <0,2)	33	0,2 (<0,1 ; <0,1 ; <0,2)	0	0,2 (0,2 ; <0,1 ; <0,2)	33	0,4 (0,8 ; <0,2)	50
	Fe (mg/L)	0,1 (0,45 ; 0,12 ; 0,03)	100	0,3 (1,8 ; 0,3 ; 0,04)	100	0,09 (0,5 ; 0,08 ; 0,02)	100	0,2 (0,3 ; 0,08 ; 0,2)	100	0,1 (0,1 ; 0,1 ; 0,1)	100	0,07 (0,3 ; 0,09 ; 0,04)	100	0,2 (0,6 ; 0,05)	100
	Mn (mg/L)	0,008 (0,02 ; 0,01 ; 0,004)	100	0,008 (0,03 ; 0,007 ; 0,005)	100	0,009 (0,02 ; 0,03 ; 0,001)	100	0,004 (0,01 ; 0,004 ; 0,002)	100	0,006 (0,009 ; 0,006 ; 0,004)	100	0,01 (0,01 ; 0,004 ; 0,01)	100	0,01 (0,02 ; 0,004)	100
	Ti (mg/L)	0,005 (0,03 ; 0,004 ; 0,0005)	100	0,02 (0,1 ; 0,02 ; 0,0008)	100	0,003 (0,01 ; 0,001 ; 0,0008)	100	0,002 (0,01 ; 0,002 ; 0,0004)	100	0,003 (0,003 ; 0,006 ; 0,002)	100	0,01 (0,1 ; 0,003 ; 0,001)	100	0,01 (0,03 ; 0,002)	100
	Na (mg/L)	1,0 (0,4 ; 0,7 ; 1,2)	100	34,4 (63,7 ; 58,2 ; 24,9)	100	54,8 (86,1 ; 59,8 ; 47,5)	100	34,9 (115,8 ; 91,5 ; 9,4)	100	51,3 (99,4 ; 62,4 ; 35,2)	100	48,8 (102,2 ; 76,3 ; 33,1)	100	30,6 (52,8 ; 20,9)	100
	K (mg/L)	0,5 (0,3 ; 0,4 ; 0,6)	100	50,0 (104,8 ; 77,5 ; 36,3)	100	64,6 (99,4 ; 64,8 ; 57,9)	100	52,8 (159,2 ; 115,5 ; 22,4)	100	129,8 (243,9 ; 154,6 ; 91,9)	100	84,9 (164,5 ; 106,8 ; 68,1)	100	92,3 (141,0 ; 70,9)	100
	Mg (mg/L)	0,3 (0,19 ; 0,33 ; 0,23)	100	1,3 (1,7 ; 1,7 ; 1,2)	100	1,0 (0,7 ; 0,7 ; 1,1)	100	1,1 (2,3 ; 2,5 ; 0,5)	100	4,2 (14,6 ; 5,4 ; 1,5)	100	1,9 (4,4 ; 2,2 ; 1,5)	100	3,0 (5,4 ; 2,0)	100
	Ca (mg/L)	3,0 (4,3 ; 3,7 ; 2,5)	100	20,2 (38,5 ; 25,8 ; 16,5)	100	28,3 (28,5 ; 19,8 ; 30,6)	100	18,0 (62,9 ; 36,0 ; 7,3)	100	68,1 (217,9 ; 88,6 ; 20,5)	100	36,3 (121,6 ; 48,6 ; 22,1)	100	55,3 (109,4 ; 31,6)	100
ETM	As (µg/L)	0,13 (<0,05 ; 0,15 ; 0,13)	67	7,6 (11,9 ; 13,5 ; 5,6)	100	7,6 (8,6 ; 9,1 ; 7,0)	100	3,5 (11,3 ; 7,1 ; 1,6)	100	6,5 (6,6 ; 8,3 ; 6,2)	100	6,3 (9,3 ; 5,7 ; 6,2)	100	8,3 (11,5 ; 7,0)	100
	Ba (µg/L)	3,3 (6,0 ; 5,0 ; 2,0)	100	8,3 (15,0 ; 10,0 ; 7,0)	100	6,2 (9,0 ; 5,0 ; 6,0)	100	7,2 (22,0 ; 12,0 ; 4,0)	100	26,5 (89,0 ; 27,0 ; 8,0)	100	21,3 (146,0 ; 12,0 ; 10,0)	100	21,3 (47,0 ; 10,0)	100
	Cd (µg/L)	0,05 (0,12 ; 0,04 ; 0,04)	100	0,05 (0,04 ; 0,08 ; 0,04)	100	0,03 (0,06 ; 0,02 ; <0,02)	67	0,04 (0,2 ; 0,03 ; 0,03)	100	0,04 (0,07 ; 0,08 ; 0,03)	100	0,05 (0,04 ; 0,04 ; 0,06)	100	0,03 (0,06 ; 0,02)	100
	Co (µg/L)	0,5 (0,53 ; 1,31 ; 0,2)	100	0,8 (1,7 ; 2,2 ; 0,3)	100	0,9 (2,4 ; 1,0 ; 0,5)	100	0,6 (2,1 ; 1,3 ; 0,2)	100	1,1 (1,9 ; 1,3 ; 0,8)	100	1,0 (2,2 ; 1,8 ; 0,6)	100	1,0 (1,7 ; 0,7)	100
	Cr (µg/L)	3,6 (17,7 ; 3,3 ; 0,7)	100	7,6 (14,7 ; 14,3 ; 5,1)	100	21,5 (54,4 ; 16,7 ; 16,6)	100	7,6 (25,1 ; 20,5 ; 1,9)	100	15,8 (12,3 ; 13,5 ; 17,2)	100	16,5 (33,9 ; 19,5 ; 13,5)	100	8,5 (12,5 ; 6,7)	100
	Cu (µg/L)	5,1 (4,9 ; 5,0 ; 5,2)	100	7,9 (10,8 ; 13,6 ; 6,2)	100	11,2 (18,1 ; 10,7 ; 10,0)	100	9,8 (23,5 ; 17,1 ; 6,1)	100	17,7 (23,6 ; 19,0 ; 15,8)	100	14,3 (21,3 ; 15,2 ; 13,1)	100	18,2 (22,2 ; 16,5)	100
	Mo (µg/L)	0,7 (1,06 ; 1,03 ; 0,55)	100	3,0 (6,6 ; 5,7 ; 1,9)	100	6,3 (11,9 ; 6,8 ; 5,2)	100	9,2 (33,2 ; 16,4 ; 4,1)	100	25,9 (41,9 ; 26,2 ; 21,2)	100	13,0 (33,5 ; 11,1 ; 10,9)	100	19,2 (38,7 ; 10,7)	100
	Ni (µg/L)	17,4 (20,5 ; 13,3 ; 18,6)	100	5,0 (7,2 ; 11,9 ; 3,1)	100	9,3 (36,4 ; 7,8 ; 4,5)	100	5,1 (15,3 ; 11,0 ; 2,2)	100	11,8 (11,8 ; 10,8 ; 12,0)	100	7,4 (17,2 ; 9,2 ; 5,7)	100	7,5 (8,7 ; 6,9)	100
	Pb (µg/L)	1,0 (4,6 ; 0,91 ; 0,2)	100	0,6 (1,9 ; 0,8 ; 0,4)	100	0,3 (1,1 ; 0,4 ; 0,1)	100	0,4 (0,8 ; 0,4 ; 0,3)	100	0,5 (0,5 ; 1,4 ; 0,3)	100	1,5 (12,5 ; 0,5 ; 0,6)	100	0,5 (1,1 ; 0,2)	100
	Sr (µg/L)	10,9 (11,4 ; 21,9 ; 6,0)	100	159,9 (280,6 ; 185,0 ; 138,1)	100	239,6 (243,0 ; 175,8 ; 256,3)	100	146,1 (512,4 ; 280,5 ; 62,7)	100	382,3 (1095,6 ; 417,0 ; 166,6)	100	257,6 (784,1 ; 285,7 ; 186,7)	100	286,8 (532,4 ; 179,1)	100
	V (µg/L)	0,4 (1,4 ; 0,5 ; 0,2)	100	16,9 (52,3 ; 30,1 ; 9,1)	100	20,9 (4,0 ; 33,2 ; 20,7)	100	12,8 (49,7 ; 24,2 ; 5,0)	100	17,6 (22,1 ; 14,1 ; 16,9)	100	16,9 (37,4 ; 17,0 ; 14,5)	100	16,1 (20,4 ; 14,2)	100
	Zn (µg/L)	15,5 (33,3 ; 17,2 ; 11,0)	100	19,7 (39,5 ; 24,3 ; 16,0)	100	13,0 (57 ; 15,3 ; 4,0)	100	13,9 (21,3 ; 17,4 ; 12,0)	100	14,2 (16,7 ; 28,3 ; 11,0)	100	42,2 (22,7 ; 14,5 ; 54,0)	100	10,4 (18,3 ; 7,0)	100

Pour Al, Fe, Ti et Zn, les concentrations sont assez similaires entre les colonnes. Pour Al et Fe, les concentrations de la première période d'échantillonnage pour la colonne Tp sont plus beaucoup élevées que celles des périodes suivantes ou des autres colonnes, d'où une moyenne supérieure à celle des autres colonnes (Tableau VI.58). La décroissance des concentrations au cours du temps indique un lessivage probable de ces polluants.

Malgré une décroissance des concentrations parfois visible au cours du temps et donc un lessivage des matériaux composant les colonnes au début du suivi, les concentrations (moyennes et par période) des colonnes Tnp, Fnp et WSMnp sont plus élevées pour Na, K, Mg, Ca, As, Ba, Co, Cr, Cu, Mo, Sr et V, que pour la colonne « Blanc », ce qui met en évidence une émission de ces éléments par les matériaux (Tableau VI.58). Na, K, Mg et Ca sont naturellement présents dans les sols et les roches calcaires, et en grandes quantités. Ils peuvent être aussi bien émis par les substrats des dalles et des lits de pose que par les graves drainantes 40/60 où du béton concassé est, entre autres, présent. As, Ba, Co, Cr, Cu, Mo, Sr et V sont aussi présents naturellement dans les sols, mais en plus faibles quantités (CCME, 1999; Danel, 2017; Lenntech, 2020; Ontario, 2001).

La comparaison des Fnp et WSMnp avec la colonne témoin montre que les concentrations en Na, K, Ca et dans une moindre mesure Mg sont plus importantes pour les colonnes « améliorées » que pour la colonne témoin (Tableau VI.58). Ceci reflète bien la concentration plus élevée de ces éléments dans la Fertilit[®]. Les concentrations en Cr, Cu, et Mo sont aussi plus élevées pour les colonnes Fnp et WSMnp, ce qui indique que ces éléments seraient plutôt émis par le substrat de la dalle précultivée et/ou par la Fertilit[®] utilisée dans les lits de pose. Co et V ayant des gammes de concentrations équivalentes entre les différents types de colonnes, ces éléments sont certainement émis par des matériaux communs entre les colonnes, comme la grave drainante 0/31,5 et /ou la grave drainante 40/60.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)

En ce qui concerne les HAPs, seuls le naphthalène (Nap), le fluorène (F), le phénanthrène (Phen) et le fluoranthène (Fluo) ont été quantifiés dans la colonne « Blanc » pour au moins un échantillon, mais pas pour chaque période de collecte comme le montrent les fréquences de quantification indiquées dans le Tableau VI.59. De plus, les concentrations obtenues pour ces 4 éléments sont relativement faibles et assez proches des limites de quantification (LQ) pour F et Fluo.

Pour la colonne Tnp, seuls Nap et A ont été quantifiés respectivement 2 fois et 1 fois sur les 3 échantillons analysés, et les concentrations sont toujours très proches de la LQ. Pour la colonne Fnp, un peu plus de HAPs ont été quantifiés : Nap, A, Phen, Fluo, Pyr et BbF, mais toujours avec des concentrations faibles et proches des LQ. Ces résultats indiquent que les matériaux composant les colonnes T et F n'émettent pas de HAPs.

La colonne WSMnp se comporte différemment des 3 autres colonnes, puisque tous les HAPs ont été quantifiés au moins une fois. Même si les concentrations moyennes sont faibles, elles sont 2 à 3 fois supérieures à ce qui a pu être mesuré pour les autres colonnes. Ces informations indiquent une émission de HAPs par la natte à rétention d'eau WSM.

Tableau VI.59 : Concentrations moyennes pondérées par les volumes (Cmoy) et concentrations de chaque période en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) de la colonne "Blanc" et des colonnes de la série non polluée et de la série polluée, et fréquences de quantification associées (f).). A, B, C et D correspondent aux concentrations pour chaque période d'échantillonnage (A : 16/05/2018 – 05/12/2018 ; B : 05/12/2018 – 03/04/2019 ; C : 03/04/2019 - 10/07/2019). Pour rappel, il n'y a pas eu d'analyses pour les HAPs sur la colonne WSMp à cause du volume insuffisant.

Paramètres	Colonne « Blanc »		Colonne Tnp		Colonne Tp		Colonne Fnp		Colonne Fp		Colonne WSMnp		
	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	
HAPs	Nap (ng/L)	9,4 (7 ; 15 ; <5)	67	8,2 (8 ; 9 ; <5)	67	7,6 (8 ; 8 ; <5)	67	6,9 (<6 ; 8 ; <5)	67	6,0 (7 ; <6 ; <5)	33	19,5 (10 ; 29 ; <5)	67
	1MN (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	14,5 (<6 ; 22 ; <5)	33
	2MN (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	20,0 (<6 ; 32 ; <5)	33
	Acyl (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	15,6 (<6 ; 24 ; <5)	33
	Acen (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	6,2 (7 ; <6 ; <5)	33	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	17,8 (<6 ; 28 ; <5)	33
	F (ng/L)	<5,4 (<6 ; 5 ; <5)	33	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	14,0 (<6 ; 21 ; <5)	33
	A (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	7,7 (<6 ; 9 ; <5)	33	7,9 (7 ; 9 ; <5)	67	6,4 (<6 ; 7 ; <5)	33	7,2 (8 ; 8 ; <5)	67	23,1 (13 ; 34 ; <5)	67
	Phen (ng/L)	11,3 (6 ; 21 ; <5)	67	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	6,4 (<6 ; 7 ; <5)	33	6,9 (<6 ; 8 ; <5)	33	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	23,2 (<6 ; 38 ; <5)	33
	Fluo (ng/L)	6,5 (<6 ; 8 ; <5)	33	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	6,5 (8 ; 6 ; <5)	67	6,1 (7 ; 6 ; <5)	67	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	20,0 (10 ; 30 ; <5)	67
	Pyr (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	6,2 (7 ; <6 ; <5)	33	5,8 (<6 ; 6 ; 5)	33	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	18,9 (8 ; 29 ; <5)	67
	BaA (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	18,9 (<6 ; 30 ; <5)	33
	Chry (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	21,7 (14 ; 31 ; <5)	67
	BaP (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	14,3 (7 ; 21 ; <5)	67
	BkF (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	14,6 (8 ; 21 ; <5)	67
	BPer (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	16,8 (10 ; 24 ; <5)	67
	IP (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	16,2 (8 ; 24 ; <5)	67
	BbF (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	5,8 (8 ; <5 ; <5)	33	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	22,2 (25 ; 26 ; <5)	67
	DahA (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	15,1 (<6 ; 23 ; <5)	33
Cor (ng/L)	<5,4 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,9 (<6 ; <6 ; <5)	0	<5,3 (<6 ; <5 ; <5)	0	<5,7 (<6 ; <6 ; <5)	0	11,8 (<6 ; 17 ; <5)	33	
Σ ₁₆ HAP (ng/L)	96,8 (<97 ; <109 ; <80)	-	98,0 (<98 ; <102 ; <80)	-	99,5 (<103 ; <102 ; <80)	-	89,5 (<99 ; <88 ; <80)	-	93,5 (<99 ; <98 ; <80)	-	291,6 (<149 433 ; <80)	-	

Bisphénol A, Alkylphénols et Phtalates

Comme le montre le Tableau VI.60, les concentrations en bisphénol A sont très variables d'une colonne à l'autre, mais semblent montrer que cet élément n'est pas émis par les matériaux des parkings. En effet, la concentration moyenne pour la colonne « Blanc » est de 348 ng/L, et est plus élevée que pour les colonnes Fnp (256,9 ng/L) et WSMnp (54,8 ng/L). La concentration moyenne de la colonne Tnp est nettement supérieure (1756 ng/L), mais la concentration de la deuxième période est nettement plus élevée (2848 ng/L) que pour les autres périodes (105, 2 et 62,3 ng/L), ce qui semble indiquer une probable contamination de l'échantillon. Le BPA ne semble pas provenir des retombées atmosphériques, puisque la concentration médiane dans les retombées atmosphériques mesurées sur ce même site durant le projet TVGEP (Gromaire *et al.*, 2013) était de seulement 20 ng/L. Lors de la réception des structures en acier inoxydable, celles-ci étaient couvertes par un film protecteur qui pourrait avoir laissé des résidus de BPA à la surface de l'inox. Cette hypothèse est appuyée par l'observation d'une diminution des concentrations en BPA par période de collecte pour les colonnes « Blanc » (de 862,1 ng/L à 17,9 ng/L), et la colonne Fnp (de 672,3 ng/L à 8,4 ng/L). Pour la colonne Tnp, hormis le pic important de la deuxième période, les concentrations ont également diminué entre la première et la dernière période. Pour la colonne WSMnp, les concentrations en BPA étaient faibles dès le début du suivi.

Pour les alkylphénols et les phtalates, les concentrations moyennes de la colonne « Blanc » sont similaires à celles de Tnp, Fnp et WSMnp pour OP2EO et DBP, ce qui indique que ces éléments proviennent des retombées atmosphériques et/ou de la structure en inox, et ne sont pas émis par les matériaux des colonnes (Tableau VI.60). Pour OP, OP1EO, NP, NP1EC, NP1EO, DMP, DEHP et DNP, les concentrations moyennes pondérées aux volumes sont plus élevées pour les colonnes Tnp, Fnp et WSMnp que pour la colonne « Blanc », ce qui indique une émission de ces éléments par les matériaux des colonnes. Le phtalate DMP n'a jamais été quantifié dans la colonne « Blanc », alors qu'il l'a été au moins une fois pour les autres colonnes, ce qui indique une émission de cet élément par les matériaux des colonnes. La concentration en OP de la colonne Tnp est plus importante que pour les colonnes Fnp et WSMnp. Ceci peut indiquer une pollution déjà retenue par les matériaux de la colonne Tnp, puisque ces derniers ont été prélevés sur le site de Broué (sur une place de parking régulièrement occupée par des voitures depuis 2008). Après lessivage des matériaux par la pluie, les OP ont pu se retrouver dans les eaux drainées par la colonne. Cette augmentation peut aussi être due à la dégradation des octylphénols éthoxylés (OP1EO et OP2EO) ou à l'incertitude d'analyse pour la quantification de concentrations aussi faibles puisque l'incertitude analytique sur les OP est de 61 %. Pour NP et DMP, les concentrations sont similaires entre les colonnes non polluées, ce qui indique une émission de ces polluants par des matériaux communs aux 3 colonnes, comme la dalle ECORASTER® en PEBD, la grave drainante 0/31,5, la grave drainante 40/60 ou le géotextile STEX.

Tableau VI.60 : Concentrations moyennes pondérées par les volumes (Cmoy) et concentrations de chaque période en bisphénol A (BPA), alkylphénols et phtalates de la colonne "Blanc" et des colonnes de la série non polluée et fréquences de quantification associées (f). A, B, C et D correspondent aux concentrations pour chaque période d'échantillonnage (A : 16/05/2018 – 05/12/2018 ; B : 05/12/2018 – 03/04/2019 ; C : 03/04/2019 - 10/07/2019 ; D : 16/05/2018 – 10/07/2019).

Paramètres	Colonne « Blanc »		Colonne Tnp		Colonne Tp		Colonne Fnp		Colonne Fp		Colonne WSMnp		Colonne WSMp (D)
	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	Cmoy (A ; B ; C)	f (%)	
BPA (ng/L)	348,0 (862,1 ; 99,2 ; 17,9)	100	1756,0 (105,2 ; 2848,1 ; 62,3)	100	237,5 (576,2 ; 99,6 ; 7,7)	100	256,9 (672,3 ; 138,4 ; 8,4)	100	575,6 (33,6 ; 1299,4 ; 2,4)	100	54,8 (38,3 ; 70,4 ; 33,1)	100	2,4
OP (ng/L)	9,6 (11,8 ; 8,9 ; 7,7)	100	50,6 (13,7 ; 77,1 ; 3,5)	100	30,9 (44,5 ; 26,8 ; 15,3)	100	18,8 (35,5 ; 15,7 ; 3,6)	100	77,5 (36,8 ; 149,2 ; 5,7)	100	16,6 (17,9 ; 19,2 ; 6,0)	100	5,2
OP ₁ EO (ng/L)	14,9 (8,5 ; 29,0 ; 4,2)	67	44,8 (14,8 ; 43,4 ; 108,5)	67	25,4 (41,0 ; 13,5 ; 38,5)	100	44,6 (45,7 ; 19,0 ; 119,6)	100	59,3 (64,5 ; 45,5 ; 76,1)	100	69,9 (91,1 ; 48,5 ; 102,9)	100	194,5
OP ₂ EO (ng/L)	2,3 (2,0 ; 1,4 ; 3,8)	100	2,3 (5,9 ; 0,5 ; 2,9)	67	2,2 (4,5 ; 1,2 ; 1,4)	68	1,7 (2,9 ; 1,0 ; 2,3)	33	3,0 (6,5 ; 0,9 ; 2,4)	67	2,6 (6,0 ; 0,8 ; 2,7)	67	1,6
NP (ng/L)	82,5 (49,3 ; 132,4 ; 58,3)	100	142,5 (138,8 ; 165,7 ; 46,5)	100	180,9 (259,6 ; 166,2 ; 53,2)	100	123,0 (197,3 ; 107,6 ; 61,1)	100	262,1 (446,2 ; 267,8 ; 44,4)	100	202,0 (277,9 ; 208,4 ; 50,9)	100	65,5
NP ₁ EC (ng/L)	11,2 (6,2 ; 17,0 ; 9,9)	100	73,4 (208,4 ; 0,2 ; 140,7)	100	796,3 (332,0 ; 1023,7 ; 946,3)	100	151,7 (104,1 ; 207,1 ; 54,5)	100	329,4 (561,4 ; 226,7 ; 235,1)	100	1080,9 (2146,9 ; 755,1 ; 304,1)	100	148,6
NP ₁ EO (ng/L)	16,3 (10,4 ; 26,9 ; 9,6)	100	51,6 (73,9 ; 52,0 ; 6,7)	100	57,3 (68,7 ; 58,1 ; 26,4)	100	48,0 (46,0 ; 53,5 ; 34,3)	100	101,0 (256,5 ; 50,5 ; 7,9)	100	92,6 (153,9 ; 69,1 ; 63,2)	100	25,4
NP ₂ EO (ng/L)	44,3 (21,9 ; 64,4 ; 46,4)	100	51,4 (162,7 ; 10,5 ; 20,2)	100	74,4 (124,4 ; 51,6 ; 50,9)	100	38,8 (80,3 ; 19,7 ; 35,6)	100	265,3 (769,7 ; 67,6 ; 18,5)	100	211,6 (578,5 ; 58,8 ; 75,9)	100	89,7
DMP (ng/L)	<134 (<134 ; <134 ; <134)	0	164,1 (<134 ; 178 ; 160)	67	989,0 (2854 ; <134 ; <134)	33	166,0 (254 ; <134 ; <134)	33	<134 (<134 ; <134 ; <134)	0	178,7 (289 ; <134 ; <134)	33	< 134
DiBP (ng/L)	386,1 (<334 ; 475 ; <334)	33	411,3 (631 ; <334 ; <334)	33	1061,1 (1718 ; 859 ; <334)	67	439,2 (351 ; 517 ; <334)	67	<334 (<334 ; <334 ; <334)	0	346,1 (376 ; <334 ; <334)	33	< 334
DBP (ng/L)	292,6 (<212 ; 430 ; <212)	33	262,1 (<212 ; 295 ; <212)	33	721,2 (961 ; 704 ; <212)	67	252,4 (277 ; 245 ; 239)	100	<212 (<212 ; <212 ; <212)	0	212,3 (213 ; <212 ; <212)	33	< 212
DEHP (ng/L)	2445,8 (4610 ; 979 ; 1620)	100	4179,7 (10783 ; 763 ; 6722)	100	2907,1 (7191 ; 916 ; 1060)	100	7964,3 (26648 ; 562 ; 3000)	100	9861,6 (25769 ; 3480 ; 2321)	100	5880,1 (13263 ; 1628 ; 6943)	100	3742
DNP (ng/L)	296,3 (<268 ; <268 ; 371)	33	1129,9 (<268 ; 778 ; 4345)	67	588,4 (940 ; 427 ; 428)	100	528,6 (343 ; <268 ; 1580)	67	1260,5 (911 ; 1635 ; 1042)	100	1092,1 (<268 ; 860 ; 3255)	67	2590

Enfin, la colonne WSMnp a des concentrations supérieures à celles de Tnp et Fnp pour OP1EO, NP1EC, NP1EO et NP2EO (Tableau VI.60), montrant une émission de ces éléments par la natte à rétention d'eau WSM. Cette pollution vient potentiellement du processus de fabrication des textiles qui dans certains cas utilise des nonylphénols (INERIS, 2011). Les concentrations en ces éléments étaient nettement plus élevées lors de la première période de collecte par rapport aux deux autres périodes indiquant un lessivage des polluants présents dans la natte à rétention lors des premières pluies. Cependant, les concentrations par périodes restent systématiquement plus élevées pour la colonne WSMnp que pour les Tnp et Fnp.

6.7.2.2. Concentrations et flux polluants issus des colonnes avec apports de polluants en surface

Après avoir défini les polluants émis par les matériaux et les concentrations associées, la capacité de rétention des polluants issus de l'usage d'un parking peut être évaluée.

Éléments majeurs et éléments traces métalliques (ETM)

Pour la colonne Tp, les concentrations moyennes en Na, K, Ca, Cr, Cu, Mo, Ni, Sr et V des eaux drainées sont plus élevées que pour la colonne Tnp (Tableau VI.58). Pour Ni cependant, cette concentration est plus faible (9,3 µg/L) que celle de la colonne « Blanc » (17,4 µg/L). L'augmentation de la concentration moyenne entre la colonne polluée et la colonne non polluée est donc certainement due à une émission de Ni par l'acier inoxydable, surtout que les concentrations par période de la colonnes Tp montrent une décroissance des valeurs au cours du temps (de 36,4 à 4,5 µg/L), ce qui correspond à un lessivage de l'inox par la pluie au début du suivi. Une partie de la pollution émise par l'inox peut aussi être retenue par la structure de parking, ce qui expliquerait des concentrations plus faibles que pour la colonne « Blanc ». Ainsi, les concentrations en Ni en sortie de la colonne Tp sont dues à la fois aux émissions par l'acier inoxydable et à une non rétention d'une partie de la pollution apportée en surface de la colonne. Pour Na, K et Ca l'écart entre Tp et Tnp est certainement dû à une variabilité dans la composition des matériaux, impliquant une émission plus ou moins importante de ces éléments. En effet, les concentrations en Na et K dans les particules polluées ne sont pas plus élevées que les concentrations en Al ou Fe (Tableau VI.52), or les concentrations moyennes en Al, et Fe sont plus faibles pour la colonne Tp. Pour Cr, Cu, Mo, Ni, Sr et V, même si les concentrations dans les particules ne sont pas très élevées (notamment pour Mo qui est inférieur à la LQ, Tableau VI.52), leur concentration plus élevée en sortie de colonne Tp est à attribuer à l'ajout des particules et à la mobilité de ces éléments dans l'eau, d'autant plus que les concentrations par période de collecte de ces éléments pour la colonne Tp sont plus élevées pour la dernière période que pour la colonne Tnp.

Pour les autres éléments majeurs et éléments traces métalliques, les concentrations moyennes de la colonne Tp sont plus faibles ou similaires à la colonne Tnp malgré l'ajout des particules polluées (Tableau VI.58). Ceci indique donc une rétention par la colonne de Al, Fe, Mn, Ti, Mg, As, Ba, Co, Pb et Zn. Cependant, la concentration plus élevée pour la colonne Tp par rapport à la colonne blanc suggère une émission de Al, Mg, As, Ba, Co, Pb et Zn par les matériaux. Pour le cadmium, la concentration dans les particules étant inférieure à la limite de détection, la concentration en sortie de colonne Tp est similaire à la colonne Tnp.

Suite aux calculs des masses pour chaque polluant, des abattements de masses (noté E_M) entre ce qui est ajouté avec les particules et ce qui drainé par les colonnes polluées ont été calculés. La prise en compte des volumes d'eau dans le calcul des masses joue un rôle important puisque les masses en Ca, Cr, Cu et Mo (dont les concentrations sont plus élevées pour la colonne polluée que la colonne non polluée) sont respectivement abattues de 74, 71, 99 et 71 % par la colonne Tp (Figure VI.148). Excepté pour Na, K, As et Sr qui présentent des abattements négatifs, toutes les masses en ETM sont abattues par la colonne Tp d'au moins 43 %.

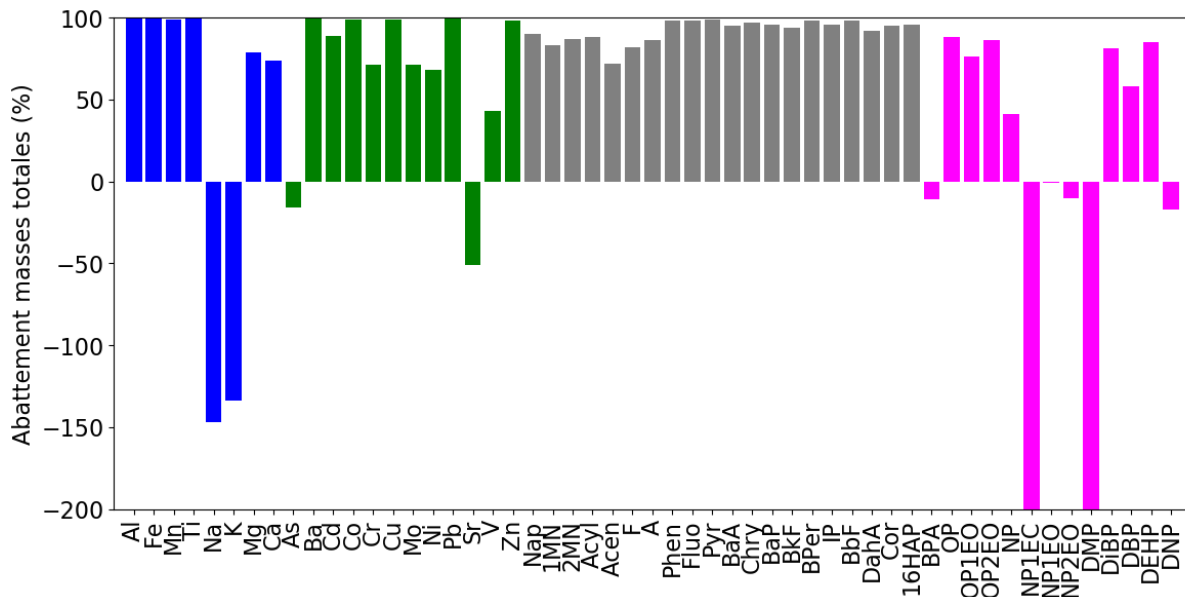


Figure VI.148 : Abattements des masses de polluants entre les particules polluées et la colonne Tp sur la période de suivi totale

Pour la colonne Fp, les concentrations moyennes en Al, Fe, Mn, Ti, Cd, Pb et Zn sont inférieures ou similaires à celles de la colonne Fnp (Tableau VI.58), ce qui indique que l'ajout des particules polluées n'a pas d'effet sur la concentration de ces éléments qui sont principalement émis par les matériaux (substrats, graves drainantes), la structure en inox et/ou les retombées atmosphériques. Les concentrations en Na, K, Mg, Ca, As, Ba, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Sr et V sont plus élevées pour la colonne Fp que pour la colonne Fnp, indiquant une incapacité à retenir toute la pollution apportée par les particules.

En ce qui concerne l'abattement des masses, la colonne Fp n'arrive pas à abattre Na, K et Sr qui ont des abattements négatifs, indiquant que la masse totale de ces éléments émise par la colonne pendant la période de suivi est supérieure à celle apportée avec les particules. La colonne Fp abat de manière similaire à la colonne Tp les éléments majeurs, tandis que pour les ETM, les valeurs d'abattement sont toutes plus élevées pour la colonne Fp sauf pour Mo avec un abattement de 27 %, contre 71 % pour la colonne Tp.

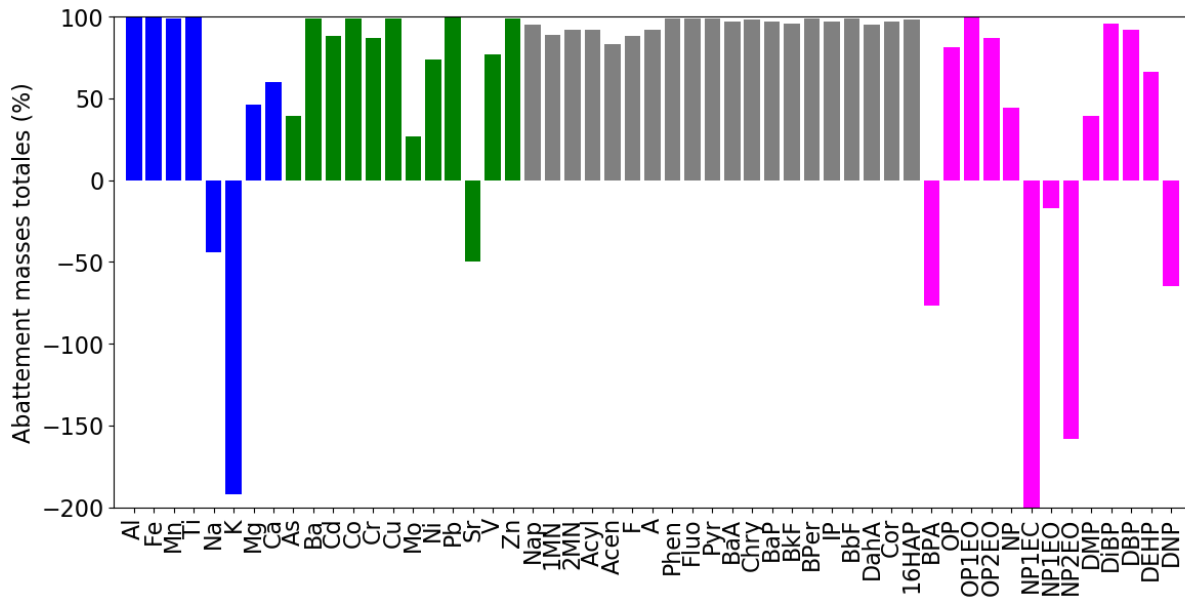


Figure VI.149 : Abattements des masses de polluants entre les particules polluées et la colonne Fp sur la période de suivi totale

Pour la colonne WSMp, Al, Fe, K, Mg, Ca, As, Cu, Mo et Sr ont des concentrations moyennes plus élevées que pour la colonne WSMnp (Tableau VI.58). Les autres éléments majeurs et ETM analysés ont des concentrations plus faibles ou similaires à celles de la colonne WSMnp. La comparaison de la colonne WSMp avec la colonne Fp – dont la composition diffère seulement par la présence de la natte à rétention WSM – indique des concentrations moyennes plus faibles pour Na, K, Mg, Ca, Ba, Cr, Mo, V et Zn pour la colonne WSMp ce qui semble montrer une meilleure rétention de ces éléments, notamment pour Ba, Cr, Mo et V dont les émissions dans la colonne Fp semblent être principalement dues à l’ajout des particules polluées.

L’abattement des masses en Figure VI.150 confirme ce qui est montré avec les concentrations, puisque toutes les masses en éléments majeurs et ETM sont abattues à plus de 80 % hormis Na (79%), K (50%) et Sr (73 %). Que ce soit en termes de concentrations ou d’abattement de masses, l’ajout de la natte à rétention d’eau WSM a permis d’améliorer significativement la capacité de rétention des éléments traces métalliques.

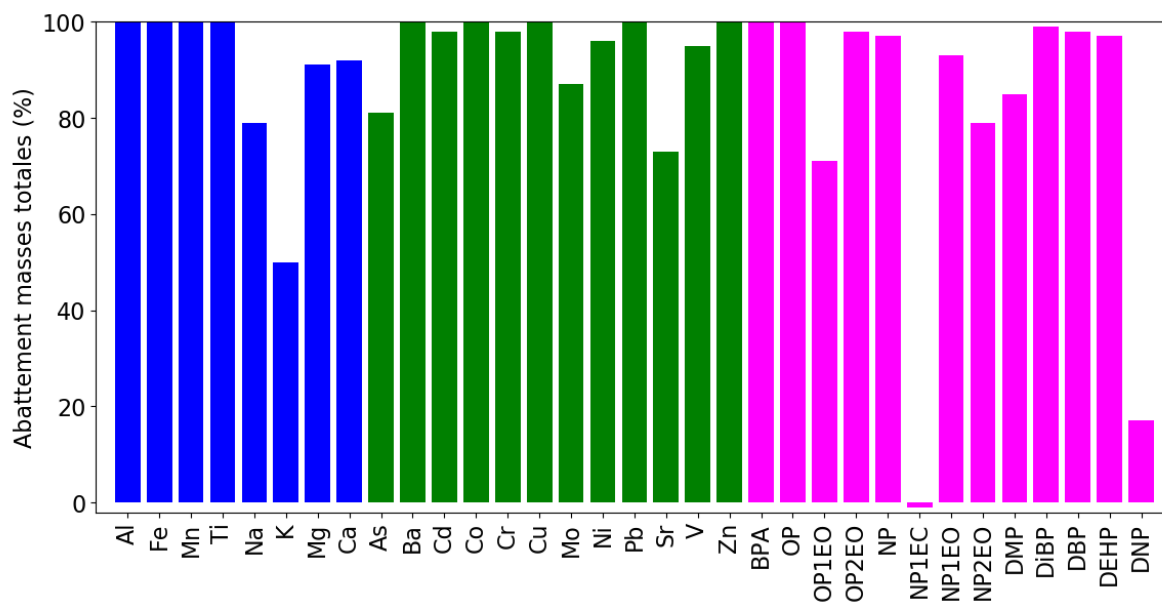


Figure VI.150 : Abattements des masses de polluants entre les particules polluées et la colonne WSMp sur la période de suivi totale

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)

Pour rappel, le volume d'eau insuffisant collecté en sortie de la colonne WSMp n'a pas permis d'analyses des HAPs pour cette colonne.

Comme le montre le Tableau VI.59, les concentrations en HAPs, sont pour la majorité inférieures aux limites de quantifications (LQ). Pour la colonne Tp, seuls Nap, Acen, A, Phen, Fluo et Pr ont été quantifiés au moins une fois sur les 3 échantillons. Les concentrations en Nap, A et la somme de 16 HAPs sont similaires à celles de la colonne Tnp. L'ajout des particules polluées n'a donc pas d'impact sur ces éléments. Pour Acen, Phen, Fluo et Pyr les concentrations sont plus élevées que pour la colonne Tnp. Cependant, pour Phen et Fluo, les concentrations sont similaires voire plus faibles que celle de la colonne « Blanc », ce qui indique que ces éléments sont émis par les retombées atmosphériques ou la structure en inox et ne proviennent pas de l'ajout des particules. Dans les particules, tous les HAPs (sauf Acen qui est inférieur à la LQ), sont présents. Or la majorité d'entre eux ne sont pas quantifiés en sortie de colonne Tp. Cela indique que les HAPs sont tous retenus par la colonne Tp, même Acen et Pyr puisque les concentrations sont très proches des LQ et qu'ils n'ont été quantifiés qu'une seule fois. En termes d'abattement des masses de HAPs sur la période de suivi, la colonne Tp permet d'abattre à plus de 72 % tous les HAPs (Figure VI.148). Il faut aussi rappeler que lorsque les concentrations sont inférieures aux limites de quantifications (LQ), la valeur de la LQ est attribuée pour le calcul des masses, ce qui implique une sous-estimation des abattements. Les HAPs les plus lourds (Phen à Cor) sont mieux abattus (entre 92 et 99 %) que les HAPs légers (de Nap à A, entre 72 et 89 %).

Pour la colonne Fp, seuls Nap et A ont été quantifiés au moins une fois (Tableau VI.59). Les concentrations sont très faibles, proches des LQ. Ces résultats indiquent que l'ajout des particules n'a pas eu d'influence sur les concentrations. Les HAPs sont donc retenus par la colonne Fp. Les abattements de masses des HAPs pour la colonne Fp sont tous supérieurs à 83

% (Figure VI.149). Par rapport à la colonne Tp, la colonne Fp abat mieux les masses de HAPs, grâce à la prise en compte des flux d'eau qui sont plus faibles pour la colonne Fp.

Bisphénol A, Alkylphénols et Phtalates

En ce qui concerne la colonne Tp, les concentrations en BPA, OP, OP1EO, OP2EO, DEHP et DNP (Tableau VI.60) sont inférieures ou similaires à celles de la colonne Tnp, ce qui indique que ces éléments ne sont pas impactés par l'ajout des particules polluées. Pour NP, NP1EC, NP1EO, NP2EO, DMP, DiBP et DBP, les concentrations sont plus élevées. Cela indique que les polluants ajoutés avec les particules ne sont pas complètement retenus par la colonne Tp ou que certains éléments ont été lessivés.

L'abattement des masses en Figure VI.148 montre des capacités de rétention variables d'un polluant à l'autre. Avec des abattements négatifs, BPA, NP1EC, NP1EO, NP2EO, DMP et DNP sont émis en plus grande quantité en sortie de colonne Tp que ce qui est apporté avec les particules, ce qui confirme une émission de BPA par l'inox et une émission de NP1EC, NP1EO, NP2EO, DMP et DNP par les matériaux du parking. Pour OP, OP1EO, OP2EO, NP, DiBP, DBP et DEHP les abattements de masses totales sur la période de suivi sont compris entre 41 et 88 %.

Pour la colonne Fp, DMP, DiBP, DBP ont des concentrations plus faibles (Tableau VI.60) que la colonne Fnp, ce qui indique une rétention de ces polluants par la colonne Fp. Les concentrations moyennes en BPA, OP, OP1EO, OP2EO, NP, NP1EC, NP1EO, NP2EO, DEHP et DNP de la colonne Fp (Tableau VI.60) sont plus élevées que celles de la colonne Fnp. Pour BPA, la concentration moyenne est influencée par une concentration très élevée (1299,4 ng/L) lors de la deuxième période d'échantillonnage, alors que les concentrations des 2 autres périodes sont inférieures à 34 ng/L. La valeur pour la seconde période peut être due à une contamination et impliquerait que la colonne Fp n'est pas plus polluée en BPA que la colonne Fnp. Pour OP, OP1EO, OP2EO, NP, NP1EC, NP1EO, NP2EO, DEHP et DNP, l'ajout des particules a pu avoir un impact sur leur concentration, mais on remarque pour NP, NP1EO, NP2EO et DEHP des concentrations décroissantes au cours du temps pour arriver à des concentrations similaires voire plus faibles que pour la colonne Fnp lors de la dernière période d'échantillonnage. Pour OP, OP1EO, OP2EO, NP1EC et DNP, les concentrations par période peuvent montrer des variabilités importantes au cours du temps, mais pas de tendance nette de décroissance, croissance ou équilibre des valeurs. Il est donc difficile de conclure sur la source de ces éléments (matériaux, dispositif expérimental ou particules polluées). En termes d'abattement des masses, bien qu'OP, OP1EO et OP2EO soient plus concentrés en sortie de colonne Fp, l'abattement des masses (Figure VI.149) montre des abattements respectifs de 81 %, 64 % et 87 % pour cet élément par rapport à ce qui est apporté avec les particules polluées. Pour BPA, NP1EC, NP1EO, NP2EO et DNP, les abattements sont négatifs indiquant une quantité de polluants émis par la colonne plus importante que ce qui est apporté par les particules. La colonne Fp est capable d'abattre les masses en OP, OP1EO, OP2EO, NP, DMP, DiBP, DBP et DEHP avec des abattements compris entre 39 et 100 %.

Pour la colonne WSMp, il est important de rappeler qu'un seul échantillon a pu être analysé. L'observation des concentrations en BPA, alkylphénols, et phtalates montre que pour OP1EO et DNP les concentrations sont proches voire plus élevées que les maximums de concentrations

par périodes mesurées pour la colonne WSMnp (Tableau VI.60), ce qui montre que la colonne WSMp n'est pas capable de retenir toute la pollution apportée pour ces éléments. Pour BPA, OP, NP1EC, DMP, DiBP et DBP les concentrations de la colonne WSMp sont plus faibles que les valeurs minimums mesurées par période de collecte pour la colonne WSMnp, indiquant que ces éléments sont bien retenus par la colonne WSM malgré l'ajout de polluants. En ce qui concerne OP, OP2EO, NP, NP2EO et DEHP, les concentrations mesurées pour la colonne WSMp entrent dans la gamme de valeurs des concentrations de la colonne WSMnp. L'ajout de polluants n'a donc pas eu d'impact sur la concentration de ces éléments, qui sont filtrés et/ou adsorbés par la colonne WSMp. En comparaison avec les colonnes Tp et Fp, la colonne WSMp, est capable d'abattre toutes les masses en BPA, alkylphénols et phtalates analysés sauf NP1EC dont la masse dans les particules et en sortie de colonne est similaire sur la période de suivi (Figure VI.150). Il faut cependant prendre ces résultats avec prudence puisqu'un seul échantillon a été obtenu pour cette colonne. Hormis DNP qui a un abattement assez faible (17%) et NP1EC, tous les autres éléments ont un abattement compris entre 71 et 100 %. Pour cette colonne, la rétention d'eau observée dans la [partie 6.7.1.](#) de ce chapitre et les faibles concentrations mesurées sur un seul échantillon expliquent les abattements de masses significativement plus élevés pour la colonne WSMp par rapport aux colonnes Tp et Fp.

6.7.2.3. Conclusions sur les performances de rétention des polluants

Pour juger de la capacité des différents types de colonnes à retenir les polluants, l'émission de polluants par les matériaux utilisés a dans un premier temps été évaluée. Cette évaluation s'est faite en comparant les concentrations en éléments majeurs, ETM, HAPs, BPA, alkylphénols et phtalates des colonnes de la série non polluée avec la colonne « Blanc ». Les résultats de la série polluée ont ensuite été comparés, pour évaluer la capacité de rétention des polluants par les colonnes.

Pour y voir plus clair, les résultats sont synthétisés dans le Tableau VI.61. Dans ce tableau et à partir des résultats des concentrations, sont indiqués quels polluants sont émis par l'acier inoxydable, les matériaux d'un parking perméable ECOVEGETAL®, l'enrichissement en MO, la natte à rétention d'eau WSM, et /ou l'ajout de particules polluées. Les polluants retenus par chacune des colonnes sont aussi présentés à partir des résultats sur les abattements de masses. Les polluants ayant les mêmes comportements ont été regroupés.

Tableau VI.61 : Synthèse récapitulative des résultats sur la qualité des eaux des colonnes. (+ : émission faible ; ++ : émission modérée ; +++ : émission forte ; - rétention faible ; - - : rétention modérée ; - - - : rétention forte

Polluants	Effet sur les concentrations					Effet sur les masses		
	Emissions par les retombées atmosphériques ou l'acier inoxydable (Cmoy séries p et np < Cmoy blanc)	Emissions par les matériaux des parkings (Cmoy série np > Cmoy blanc)	Emissions par l'enrichissement en MO (Cmoy F et WSM > Cmoy T)	Emissions par la natte WSM (Cmoy WSM > Cmoy F et T)	Emission par les particules (Cmoy série p > Cmoy série np)	Rétention (-) / émissions (+) en masses Colonne T (masses T < masses particules)	Rétention (-) / émissions (+) en masses Colonne F (masses F < masses particules)	Rétention (-) / émissions (+) en masses Colonne WSM (masses WSM < masses particules)
Fe, Mn, Ti, Cd	+					- - -	- - -	- - -
Ni	++				+	- -	- -	- - -
HAPs	+			++		- - -	- - -	n.d.
BPA	+					+	++	- - -
Al, Pb, Zn, OP ₂ EO, DBP	+	+				- - -	- - -	- - -
Na, K		+++	+		+	+++	++	- -
Mg, Ca, Cu, Mo, NP		+++	+		++	- -	-	- - -
Ba, DEHP		++	+			- - -	- - -	- - -
OP ₁ EO		++	+	+	+	- -	- - -	- -
NP ₁ EC		+++		+++	+++	+++	+++	+
NP ₁ EO, NP ₂ EO		+		++	++	+	++	- - -
As		++			+	+	-	- - -
Cr, V		++			+	- -	- - -	- - -
Sr		+++			+	++	+	- -
Co, OP, DIBP		+				- - -	- - -	- - -
DMP		+				+++	-	- - -
DNP		++				+	+	-

Le Tableau VI.61 met en évidence la complexité à connaître la provenance exacte des polluants quantifiés dans les eaux en sortie de colonne. Ainsi, pour une majorité d'entre eux listés dans le Tableau VI.61, au moins 2 sources ont été identifiées.

Les matériaux de construction des parkings perméables en ECOVEGETAL® Mousses classiques constituent une source pour la majorité des polluants. Seuls Fe, Mn, Ti, Cd, Ni, les HAPs et BPA ne semblent pas être émis par les matériaux.

Les retombées atmosphériques et la structure portante en acier inoxydable sont responsables de l'émission d'éléments traces métalliques (Al, Fe, Mn, Ti, Cd, Ni, Pb et Zn) ou de polluants organiques (BPA, HAPs, OP2EO et DBP). Les concentrations en Fe, Mn, Ti, Cd et BPA ne sont dues qu'aux retombées atmosphériques et/ou à l'acier inoxydable, c'est-à-dire qu'ils ne sont émis ni par les différents matériaux utilisés dans les colonnes ni par les particules.

L'enrichissement en compost dans les colonnes F et WSM implique une augmentation des concentrations en Na, K, Mg, Ca, Cu, Mo, Ba, DEHP et OP1EO. Certains composés majeurs (Na, Ca, K, Mg) sont susceptibles d'avoir été lixiviés depuis le compost. Par ailleurs, lors des collectes des eaux en sortie de ces colonnes, les eaux avaient une teinte jaunâtre (Figure VI.151) synonyme de la présence de matière organique dissoute. Les micropolluants tels que Cu, DEHP, OP1EO présentant une affinité pour la matière organique, leur complexation avec la matière organique dissoute des percolas peut favoriser leur émission. Ceci nous indique que l'enrichissement en MO peut altérer la rétention de certains polluants en termes de concentrations.

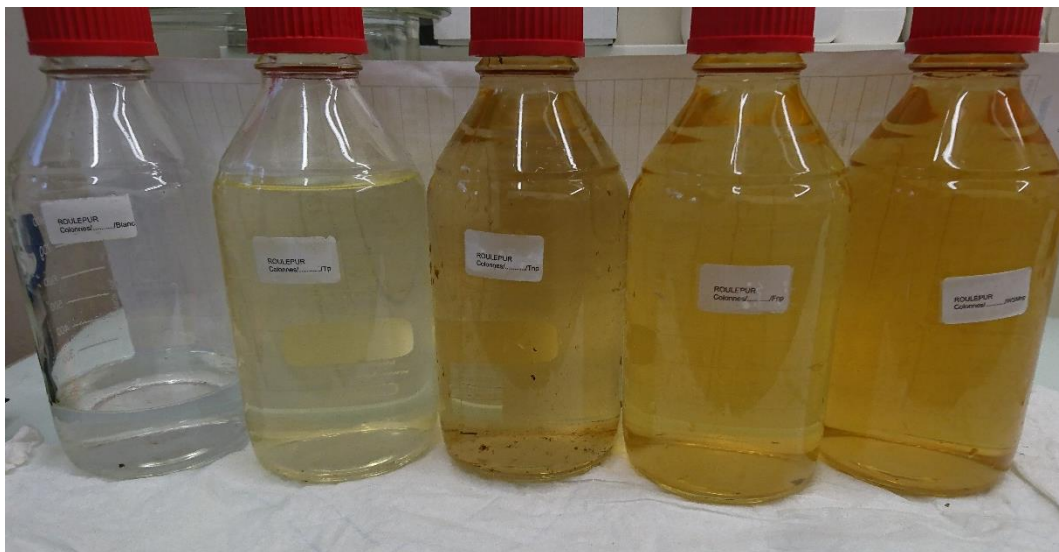


Figure VI.151 : Collecte des échantillons des colonnes du 28 novembre 2018

L'ajout de la natte à rétention d'eau pour les colonnes WSM est responsable de l'émission de nombreux polluants organiques : HAPs, OP1EO, NP1EC, NP1EO et NP2EO (Tableau VI.61), ce qui peut provenir de la matière en fibres synthétiques recyclées et des différents traitements subis pour la confection de la natte WSM.

L'ajout des particules polluées en surface des colonnes de la série polluée a entraîné l'augmentation des concentrations en sortie de colonnes pour de nombreux polluants (Ni, Na,

K, M, Ca, Cu, Mo, NP, OP1EO, NP1EC, NP1EO, NP2EO, As, Cr, V et Sr (Tableau VI.61). Tous les autres polluants listés dans le Tableau VI.61 ont été efficacement retenus par toutes les colonnes.

L'abattement des masses de polluants calculé entre les masses de polluants des particules et les masses en sortie de colonnes a souligné l'importance de la rétention d'eau. Certains polluants dont les concentrations en sortie de colonnes montraient une émission due à l'apport des particules en surface, sont ainsi abattus en termes de masses par les 3 types de colonnes (Ni, Mg, Ca, Cu, Mo, NP, OP1EO, Cr et V ; Tableau VI.61). Cependant, pour d'autres polluants dont l'émission par les particules est avérée (Na, K, NP1EO, NP2EO, et Sr) la rétention d'eau ne suffit pas puisque les abattements de masses de ces polluants pour les colonnes T et F sont négatifs, ce qui met en évidence une non rétention potentielle et une autre source d'émission pour ces éléments. A l'inverse des colonnes T et F, la rétention d'eau par la colonne WSMp montre un abattement de ces éléments.

Enfin, l'émission de polluants par d'autres sources que les particules ajoutées aux colonnes polluées, peut impliquer un abattement des masses négatif quand les masses en sortie de colonnes sont supérieures à celles ajoutées avec les particules. C'est le cas pour BPA, DMP et DNP dont les abattements sont négatifs pour les colonnes T et/ou F, mais pas pour la colonne WSM dont le faible volume d'eau rejeté permet une rétention en termes de masses (Tableau VI.61).

6.7.3. Comparaison entre les colonnes et le site de Villeneuve-le-Roi

Afin d'évaluer si la modification et/ou l'ajout de matériaux permet une meilleure rétention des polluants par rapport à un parking perméable *in situ*, les flux de polluants mesurés en sortie des colonnes sont comparés avec les flux de polluants en sortie du parking perméable (PP) de Villeneuve-le-Roi. Comme les surfaces et les conditions météorologiques diffèrent entre les colonnes et le PP, les masses ont été normalisées par m² et par mm de pluie. Les données sont présentées dans la Figure VI.152.

La comparaison de la colonne Tp avec le PP indique que Ba, Cd, Pb, Sr, BPA, NP, OP2EO et tous les HAPs ont des émissions massiques similaires entre les 2 sites. Pour tous les autres polluants, les flux sont plus importants pour la colonne Tp. La même chose est observée avec la colonne Fp, même si les flux sont en moyennes légèrement plus faibles que pour la colonne Tp, ce qui est dû à des volumes d'eau drainés plus faibles pour cette colonne. Pour la colonne WSMp c'est l'inverse, les flux sont plus élevés pour le PP de Villeneuve-le-Roi pour tous les polluants sauf pour As, Co, Cu, Mo, Ni, OP1EO, DEHP et DNP. Ces informations indiquent que les flux d'eau drainés conditionnent fortement les flux polluants rejetés, or comme cela a été montré dans la [partie 6.7.1.](#) de ce chapitre, les hauteurs d'eau abattues par le PP de Villeneuve-le-Roi et la colonne WSMp sont similaires entre elles et plus élevées que pour les colonnes T et F. Ainsi, avec des concentrations moyennes en polluants similaires voire plus élevées pour les colonnes Tp et Fp par rapport au PP (Figure VI.153) et des hauteurs d'eau écoulées plus élevées, les flux en polluants de ces 2 colonnes sont plus élevés. Pour la colonne WSMp dont les concentrations (Figure VI.153) étaient tantôt plus élevées que le PP (ETM) ou tantôt plus faibles (BPA,

alkylphénols et phtalates), l'abattement des hauteurs d'eau a permis à la colonne d'avoir des flux de polluants émis plus faibles que pour le PP pour la majorité des polluants.

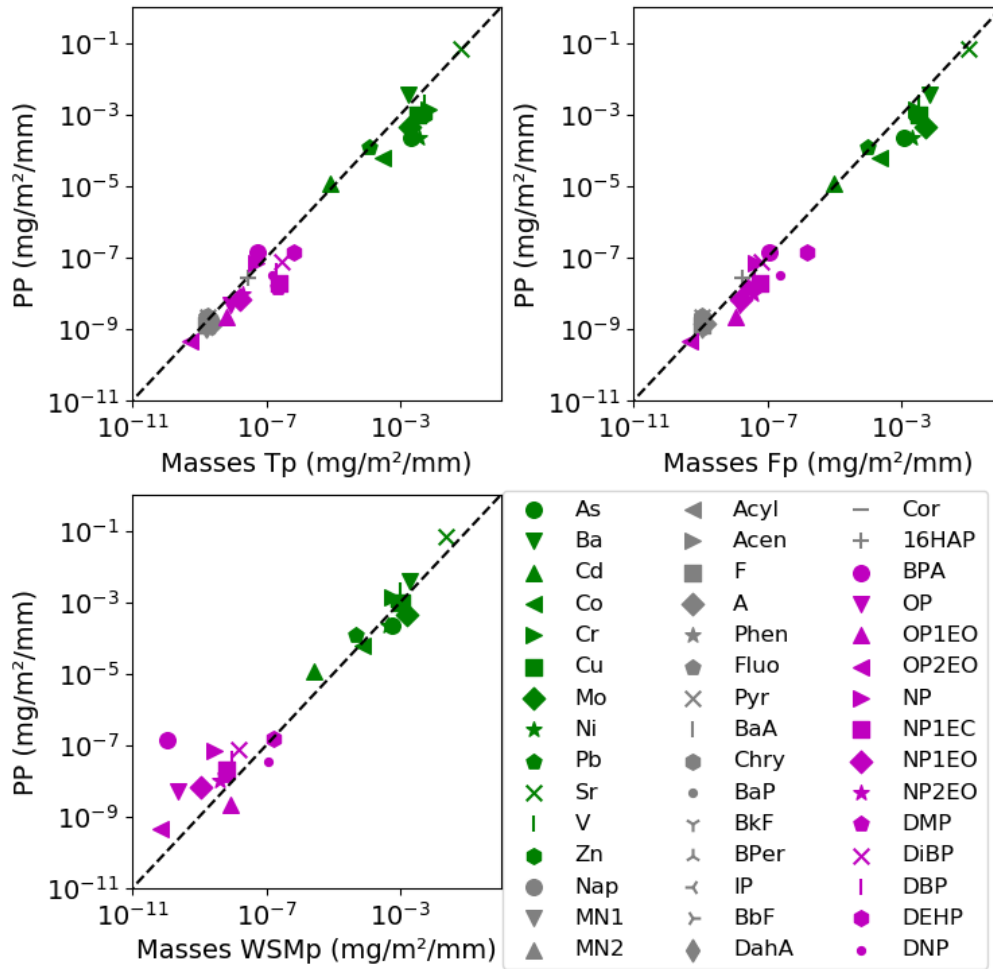


Figure VI.152 : Comparaison des masses de polluants des colonnes de la série polluée avec le parking perméable de Villeneuve-le-Roi (droite pointillée : bissectrice)

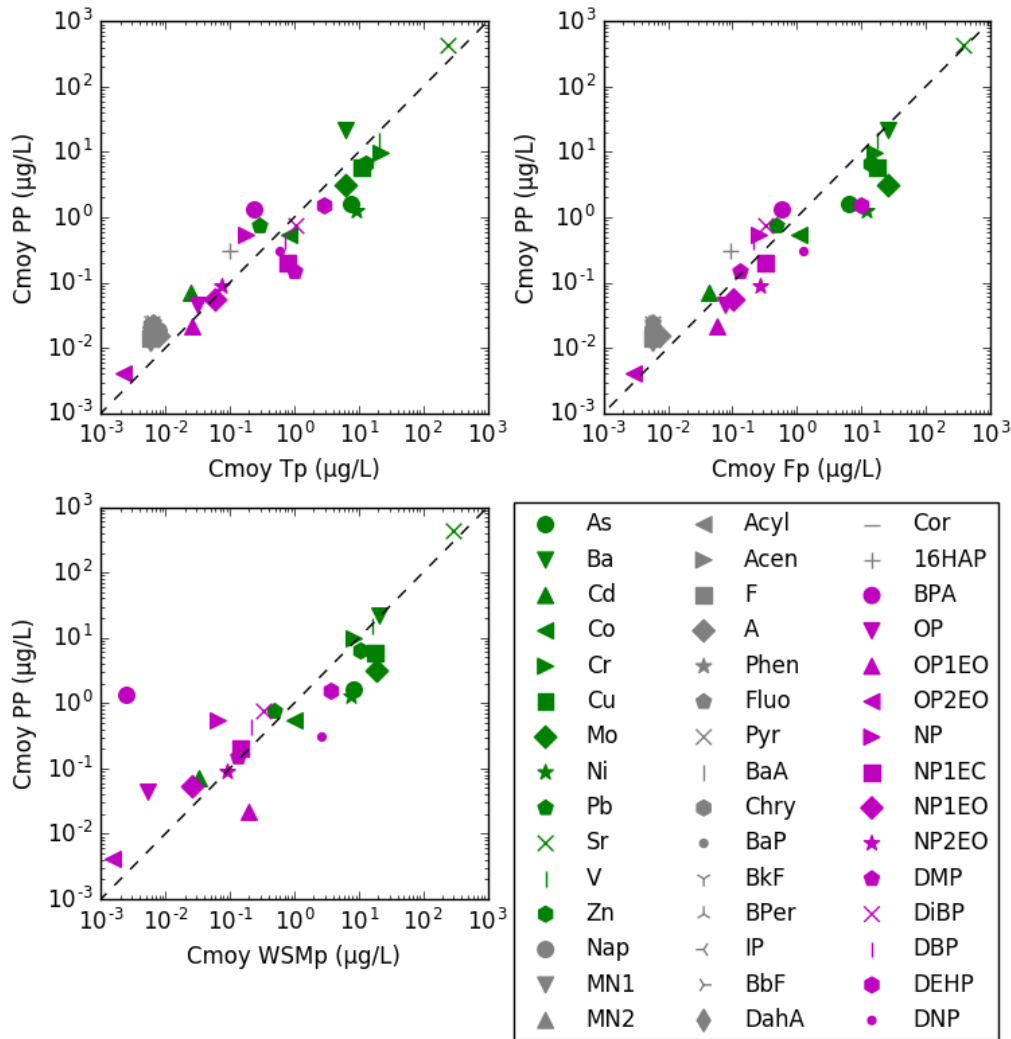


Figure VI.153 : Comparaison des concentrations moyennes de polluants des colonnes de la série polluée avec le parking perméable de Villeneuve-le-Roi (droite pointillée : bissectrice)

6.8. Conclusions sur les performances hydrologiques et de rétention des polluants des solutions de parkings perméables végétalisés améliorés

Le test de solutions améliorées de parkings perméables végétalisés avait pour objectif d'évaluer si le remplacement ou l'ajout de matériaux dans la structure d'un parking perméable végétalisé pouvait améliorer la rétention de l'eau et des polluants. Cette évaluation s'est faite en colonnes car elles ont l'avantage de permettre de tester plusieurs systèmes multicouches en parallèle et de manière continue dans le temps. 3 types de colonnes ont été évalués :

- une colonne témoin (T) avec la même structure et les mêmes matériaux qu'un parking perméable végétalisé en ECOVEGETAL® Mousses ;
- une colonne reprenant la structure de la colonne T et avec une part plus importante en compost dans les substrats de la dalle et du lit de pose (F) ;
- une colonne identique à la colonne F avec en plus une natte à rétention d'eau (WSM) placée sous le lit de pose.

Chaque colonne a été dupliquée pour avoir une série de colonnes non polluées permettant d'évaluer les polluants émis par les matériaux des colonnes, et une série polluée avec des particules préalablement prélevées sur un parking en enrobé imperméable pour évaluer la capacité des différentes colonnes à retenir une pollution chronique.

En termes de performances hydrologiques, l'évaluation a montré que les colonnes témoins (T) avaient des performances hydrologiques à mi-chemin entre l'ECOVEGETAL® Mousses et l'ECOVEGETAL® Green de Broué, avec un coefficient d'écoulement de 0,21 (T polluée) et 0,27 (T non-polluée). L'augmentation de la part en compost dans la colonne F a permis une meilleure rétention d'eau avec un coefficient d'écoulement sur la période de suivi de 0,12. La rétention d'eau la plus importante est obtenue avec la colonne WSM qui possède un coefficient d'écoulement de 0,04, ce qui implique une meilleure rétention d'eau que le parking perméable de Villeneuve-le-Roi qui a un coefficient d'écoulement total de 0,09. Il faut cependant relativiser les résultats obtenus avec les colonnes F et WSM, puisque les colonnes de la série non polluée ont drainé autant d'eau que les colonnes témoins, ce qui a été attribué à la présence potentielle d'écoulements préférentiels, sans que cela ait pu être vérifié.

L'évaluation des performances de rétention des polluants a montré que la colonne WSM était la plus efficace, puisque les concentrations en sortie de colonne de la série polluée n'ont pas augmenté par rapport à la série non polluée, que ce soit pour la majorité des métaux, le bisphénol A, la majorité des alkylphénols, et les phtalates. L'abattement des masses de polluants en sortie de cette colonne est aussi bien meilleur que pour les colonnes T et F, puisque contrairement à ces 2 colonnes, il n'a pas été observé d'abattement de masse négatif, excepté pour l'alkylphénol NP1EC dont la masse dans les particules polluées ajoutées et en sortie de colonne est quasi identique. Pour la colonne F, la capacité de rétention des polluants est légèrement améliorée par rapport à la colonne témoin.

En ce qui concerne les hydrocarbures aromatiques polycycliques, même s'ils n'ont pas pu être analysés pour la colonne WSMp, l'évaluation des colonnes F et T a montré une capacité de rétention très importante grâce à la filtration. En effet, les concentrations en HAPs en sortie de colonnes T et F de la série polluée sont équivalentes à celles obtenues pour les mêmes colonnes de la série non polluée. Il est possible d'imaginer une aussi bonne rétention pour la colonne WSM, cependant la natte à rétention d'eau émet elle-même des HAPs. Il est donc difficile de conclure sur la capacité de la colonne WSM à retenir ou non les HAPs.

La comparaison des masses totales de polluants des colonnes avec le parking perméable de Villeneuve-le-Roi a mis en évidence l'importance de l'effet de la rétention d'eau sur les masses polluantes. En effet, pour la colonne WSM, les concentrations en métaux étaient légèrement plus importantes que celles du parking perméable, mais la capacité de rétention d'eau légèrement plus élevée pour la colonne a permis d'engendrer une émission massique de polluants moins importante. Pour les colonnes T et F, les concentrations de la majorité des polluants étant plus élevées que pour le parking perméable, et les hauteurs d'eau abattues moins importantes, les masses de polluants émises par ces colonnes sont légèrement plus élevées que celles du parking perméable de Villeneuve-le-Roi. A l'inverse, quand les concentrations sont plus élevées pour le parking perméable de Villeneuve-le-Roi, les masses sont similaires à celles des colonnes.

Cette évaluation en colonne a permis de mettre en évidence que les polluants présents dans le drainage des parkings perméables sont majoritairement émis par les matériaux les constituant, mais que la quasi-totalité des polluants ajoutés avec une pollution chronique en surface est bien retenue par les colonnes grâce à la filtration des particules. Compte tenu du faible volume des eaux de drainage comparé au ruissellement d'un parking standard, les masses rejetées sont en générales bien inférieures à celles émises par un parking traditionnel.

Conclusion générale et perspectives

Rappels des objectifs et de la méthodologie

Depuis quelques années, les villes intègrent de plus en plus activement des techniques de gestion des eaux pluviales à la source pour répondre aux enjeux hydrologiques, écologiques et législatifs (DCE, loi Alur, loi sur la biodiversité). L'objectif premier de tels ouvrages est la réduction des flux d'eau alimentant les réseaux d'assainissement urbains notamment grâce à une infiltration directe des eaux pluviales, permettant potentiellement la recharge de nappes phréatiques, et à leur évapotranspiration. Ces ouvrages sont aussi capables de participer à la réduction des flux de polluants grâce à la filtration des particules.

Parmi les ouvrages de gestion des eaux pluviales à la source se trouvent les parkings perméables. En plus de permettre une infiltration des eaux pluviales pour un retour à un cycle de l'eau plus naturel, les parkings perméables cumulent un usage fonctionnel pour la population. La multiplicité des revêtements de surface de ces parkings identifiés dans la littérature permet de répondre à différents usages (parkings, voiries) et intensités d'utilisation en fonction du trafic. Ces ouvrages sont le plus souvent de type minéral, avec un revêtement de surface en pavés de béton, béton poreux ou graviers. Il existe aussi des revêtements végétalisés, mais ces derniers sont nettement moins étudiés dans la littérature que les parkings perméables de type minéral. Or, les parkings perméables végétalisés ont potentiellement une meilleure capacité de rétention d'eau et favorisent l'évapotranspiration grâce à l'utilisation d'un substrat organique, plus fin et poreux que les matériaux utilisés dans les parkings perméables minéralisés.

L'état des connaissances sur les parkings perméables a montré une très bonne capacité à retenir les eaux pluviales, ainsi qu'à filtrer les particules polluées. Cependant, sur ce point, les familles de polluants analysées sont peu variées (nutriments, Cu, Zn, et Pb), et la littérature nous renseigne principalement sur la capacité des parkings perméables à réduire les concentrations en macropolluants. La caractérisation des micropolluants – et notamment les micropolluants organiques (HAP, phtalates, bisphénol A et alkylphénols) – n'a pour ainsi dire pas été évaluée à l'exception d'une étude récente de Garnier (2020).

Pour répondre au manque d'informations sur le comportement hydrologique et la rétention des polluants des parkings perméables végétalisés, et afin d'aller plus loin dans la caractérisation des polluants dans les eaux drainées par de tels ouvrages, cette thèse, qui s'inscrit en partie dans le projet de recherche Roulépur, a cherché à évaluer les performances hydrologiques et de rétention des polluants (concentrations en phase totale et dissoute, masses). Cela a consisté en un suivi hydrologique *in situ* de 3 places de parkings perméables (ECOMINERAL[®], ECOVEGETAL[®] Mousses et ECOVEGETAL[®] Green) à Broué (28), et d'un parking perméable végétalisés de type ECOVEGETAL[®] Mousses et un parking en bitume imperméable à Villeneuve-le-Roi. Les parkings du site de Villeneuve-le-Roi (94) ont également fait l'objet de prélèvements d'échantillons d'eau pour l'analyse de différentes familles de polluants (nutriments, éléments majeurs, ETM, HT, HAPs, BPA, alkylphénols, phtalates). Sur le site de Broué, le suivi s'est déroulé entre le 21 Septembre 2015 et le 31 Décembre 2018. Durant cette

période, des événements hydrologiques⁴ avec une hauteur de pluie allant jusqu'à 116 mm ont pu être mesurés. Sur le site de Villeneuve-le-Roi, la durée de suivi est de 1 an, entre le 11 Aout 2018 et le 6 Aout 2019, où les événements hydrologiques ont présenté des hauteurs d'eau allant jusqu'à 81 mm. Les performances hydrologiques et de rétention des parkings perméables ont été évaluées à l'aide d'indicateurs (coefficients d'écoulement, abattement des hauteurs d'eau, abattement des débits de pointe, abattement des concentrations et des masses, etc.), et sur plusieurs échelles de temps (événementielle, mensuelle et/ou sur la période totale de suivi). Une caractérisation physico-chimique des matériaux a aussi été réalisée, montrant notamment une meilleure rétention d'eau pour un même matériau lorsque la densité apparente est plus élevée, et une charge maximale en eau (CME) plus élevée pour les parkings perméables végétalisés que pour l'ECOMINERAL®.

Les données hydrologiques mesurées *in situ* ont été utilisées pour caler le module LIDs du logiciel de modélisation hydrologique SWMM, avec pour objectif d'évaluer la capacité du logiciel à reproduire le comportement hydrologique des parkings perméables, notamment végétalisés, non modélisés jusqu'à ce jour. La finalité de ce travail de modélisation est d'avoir un modèle facile d'accès et d'utilisation, permettant de prédire le comportement hydrologique d'un parking perméable afin d'optimiser au mieux sa conception. Enfin, pour aller plus loin en termes de rétention des polluants, une étude en colonnes de parkings perméables végétalisés a été réalisée en conditions réelles, en modifiant ou ajoutant des matériaux potentiellement capables de mieux retenir l'eau et les polluants.

Conclusions

L'évaluation des performances hydrologiques de parkings perméables a permis de confirmer leur efficacité en termes d'abattement d'eau suite aux travaux menés par ECOVEGETAL® entre 2012 et 2015, avec de meilleurs résultats pour des parkings perméables végétalisés que pour un parking perméable de type minéral. Malgré une variation inter-événementielle due à des conditions spécifiques à chaque événement (teneur en eau initiale, durée de l'événement, hauteur d'eau événementielle, etc.), à l'échelle annuelle les parkings perméables sont capables d'abattre entre 33 et 91 % des volumes d'eau reçus. Sur le site de Broué, où les parkings perméables sont étanchés à la base pour simuler des conditions défavorables, l'ECOVEGETAL® Green présente la capacité d'abattement la plus importante (88 %) devant l'ECOVEGETAL® Mousses (58 %) et l'ECOMINERAL® (33 %). Aucun écoulement significatif, c'est-à-dire supérieur ou égal à 1 mm, n'a été observé pour plus de 76 à 85 % des événements hydrologiques pour les parkings perméables végétalisés et pour 65 % des événements pour l'ECOMINERAL®. A Villeneuve-le-Roi, les capacités d'abattement annuelles sont améliorées pour le parking perméable en ECOVEGETAL® Mousses (91 %) par rapport à celui de Broué. Ce comportement est aussi observable à l'échelle mensuelle, avec des coefficients d'écoulement et des abattements de hauteur d'eau meilleurs qu'à Broué. Ceci montre le rôle de l'infiltration d'eau dans le sol natif à Villeneuve-le-Roi, malgré une perméabilité faible de l'ordre de 10^{-8} à 10^{-7} m/s.

⁴ Un événement hydrologique est défini par un début, correspondant au début de la pluie, et une fin, correspondant à la fin des débits ou à la fin de la pluie quand il n'y a pas d'écoulement ou de ruissellement (plus de détails en Annexe 3).

Une tendance saisonnière, avec des coefficients d'écoulement plus faibles en été qu'en hiver et des abattements de hauteurs d'eau plus élevés en été qu'en hiver, a été observée pour tous les parkings perméables, soulignant l'importance de l'évapo(transpi)ration, notamment pour les systèmes végétalisés dont les substrats permettent une plus grande rétention d'eau et le couvert végétal permet la transpiration.

En comparaison avec un parking en bitume imperméable, tous les parkings perméables ont permis un abattement important des débits de pointe avec un abattement événementiel médian compris entre 76 et 84 %, au pas de temps 60 min, selon le type de parking perméable. L'analyse de courbes de débits classés a aussi mis en évidence un écrêtage important des débits, qui s'explique par le ralentissement des écoulements lors de la percolation de l'eau dans la structure.

Les performances hydrologiques des parkings perméables sont liées à la nature et aux propriétés des matériaux utilisés dans chacun des systèmes. Ainsi, la meilleure capacité de rétention d'eau de l'ECOVEGETAL® Green s'explique par une CME plus importante grâce à une granulométrie plus fine et une épaisseur de matériaux rétenteurs d'eau nettement plus importante (290 mm) que pour les autres parkings perméables (90 mm).

Un travail exploratoire de modélisation a permis une première évaluation de la capacité de logiciels de modélisation hydrologique à reproduire le comportement hydrologique des parkings perméables ECOVEGETAL® et notamment des parkings perméables végétalisés, jamais modélisés dans la littérature. Parmi 6 logiciels hydrologiques présentés dans la littérature, SWMM a été choisi pour être testé et comparé aux données hydrologiques obtenues *in situ* sur le site de Broué. Le logiciel présente différents modules LIDs permettant de reproduire différentes solutions de gestion à la source des eaux pluviales. Le module de parking perméable a été utilisé pour modéliser l'ECOMINERAL®, tandis que le module de biorétention a été utilisé pour l'ECOVEGETAL® Mousses et l'ECOVEGETAL® Green. Ce choix est justifié par la non rétention d'eau dans la couche pavée du module de parking perméable, la seule couche capable de retenir de l'eau étant la couche de sol, présente dans les 2 modules. La représentation des couches dans le module de biorétention (identique au module de parkings perméables mais sans couche pavée) est plus représentative de la structure et de la capacité de rétention d'eau dès les premiers centimètres par les parkings perméables végétalisés. Le travail de modélisation a dans un premier temps nécessité d'ajouter un coefficient de modulation de l'ETP (tel que $ET = k \times ETP$), non existant dans SWMM, pour l'ECOMINERAL® et l'ECOVEGETAL® Green, afin de mieux traduire l'effet de l'absence ou de la présence de végétation et de la nature de la végétation. Ce paramètre a été calé à 0,65 pour l'ECOMINERAL® et 1,35 pour l'ECOVEGETAL® Green. Une analyse de sensibilité et un calage des différents paramètres de la couche de sol (porosité, capacité au champ, point de flétrissement, conductivité hydraulique et constante de décroissance de la perméabilité) et de la saturation initiale du parking, ont été réalisés avec un tirage aléatoire des valeurs de chaque paramètre pour 650 simulations. Les résultats de modélisation ont été évalués à partir de deux critères : le critère de bilan (capacité de SWMM à reproduire les volumes annuels issus du parking) et le critère de Nash (capacité de SWMM à reproduire la dynamique des débits).

La modélisation de l'ECOVEGETAL® Green avec SWMM n'a pas été concluante, aucun jeu de paramètres testé n'ayant permis d'obtenir de bons critères de bilan ($\pm 5\%$) et de Nash ($\geq 0,7$). La représentation des couches de ce parking perméable végétalisé dans SWMM est certainement la cause de l'incapacité de SWMM à modéliser l'ECOVEGETAL® Green, puisque la couche de sol de SWMM est utilisée pour reproduire le comportement de 3 couches (dalle, lit de pose et mélange terre/pierres) avec des propriétés différentes (composition, granulométrie). La discrétisation du modèle pourrait aussi ne pas être assez fine pour décrire la dynamique observée puisque la teneur en eau simulée dans chaque couche est homogène sur toute l'épaisseur, soit sur 290 mm pour l'ECOVEGETAL® Green.

Les comportements hydrologiques de l'ECOMINERAL® et de l'ECOVEGETAL® Mousse sont bien reproduits par SWMM. Les indicateurs de performances (coefficient d'écoulement, abattement des hauteurs d'eau, abattements des débits de pointe, courbes de débits classés) calculés à partir des données simulées et comparés aux données observées, ont montré une bonne concordance entre les deux séries de données, malgré des pics de débits et des faibles débits parfois mal représentés par le modèle. Les valeurs de capacité au champ calées avec SWMM pour l'ECOMINERAL® et l'ECOVEGETAL® Mousse sont plus faibles que les CME mesurées lors de la caractérisation physico-chimique des matériaux, indiquant que la méthode de mesure de la CME ne peut pas être utilisée directement pour paramétrer le modèle.

L'analyse des performances de rétention des polluants a permis de confirmer la bonne filtration des particules, avec un abattement médian des MES de 88 % en concentration et de 97 % en masse par rapport à un parking enrobé imperméable. Parmi tous les polluants analysés, seuls Na, K, Ca, As, Cr, Mo, Sr, V, BPA, NP et NP1EC, présentent des concentrations médianes plus élevées en sortie de drain de parking perméable que pour le parking en bitume imperméable, tous les autres polluants ayant des concentrations médianes plus faibles. Hormis le BPA qui est certainement émis par le drain en PVC, les tests en colonnes ont permis d'identifier bien plus de polluants émis par les matériaux (Al, Pb, Zn, OP2EO, DBP, Mg, Cu, Ba, DEHP, OP1EO, NP1EO, NP2EO, Co, OP, DiBP, DMP et DNP) mais les concentrations de ces derniers en sortie du parking perméable végétalisé de Villeneuve-le-Roi sont nettement inférieures aux concentrations dans les eaux du parking imperméable. Ces informations indiquent que malgré une émission de ces éléments par les matériaux du parking perméable, la contamination reste plus faible qu'avec un parking traditionnel.

L'analyse de la phase dissoute en plus de la phase totale indique qu'une partie des polluants dissous analysés (Fe, Mn, Ti, Mg, Pb, Zn, HAPs, OP, OP2EO, DMP, DBP et DEHP) ont été retenus dans le parking perméable, mais pas pour tous les événements. Seuls Mn, Ti, Zn, les HAPs et DEHP n'ont jamais présenté d'abattements négatifs dans la phase dissoute pour tous les événements analysés.

Même si les résultats des performances épuratoires sont très variables selon les polluants et la phase considérés, l'évaluation des masses de polluants met en évidence l'efficacité du parking perméable de Villeneuve-le-Roi à réduire les flux polluants. Les plus faibles volumes d'eau rejetés par le drain impliquent en effet moins de volumes d'eau contaminée par rapport à un parking traditionnel. A l'échelle événementielle, seuls K et Mo présentent des médianes d'abattement des masses négatives, et Na, As, Sr, V, BPA, NP, NP1EC, et NP1EO ne présentent

des abattements négatifs que pour quelques événements. A l'échelle annuelle, l'abattement des masses se trouve amélioré, puisqu'aucun écoulement n'a été observé en sortie de drain pour plus de 80 % des événements. Seul K présente un abattement annuel négatif, mais ce dernier n'est pas dangereux pour l'environnement.

L'ajout de matière organique ou d'une natte à rétention d'eau lors des tests en colonnes montre des résultats variables. Ainsi, l'ajout de MO entraîne une augmentation des concentrations en Na, K, Mg, Ca, Cu, Mo, NP, Ba, DEHP et OP1EO, et l'ajout d'une natte à rétention d'eau entraîne une augmentation des concentrations en HAPs, OP1EO, NP1EC, NP1EO et NP2EO du fait probablement du procédé de fabrication et du matériau utilisé (fibres synthétiques recyclées).

Comme observé à Villeneuve-le-Roi, si l'on considère l'abattement en masse des polluants, en prenant en considération les volumes d'eau rejetés par les colonnes en plus des concentrations, les parkings perméables végétalisés testés permettent la rétention de la quasi-totalité des polluants, et l'effet de l'ajout de MO et de la natte à rétention d'eau est bien visible. L'ajout de la MO permet ainsi d'abattre complètement les masses en As et DMP qui sont émises avec un système ECOVEGETAL® Mousses classique, et l'ajout de la natte à rétention permet d'abattre tous les polluants à l'exception de NP1EC.

De manière générale, la capacité d'abattement d'eau d'un parking perméable végétalisé est son principal atout, car en plus d'infiltrer, d'évapotranspirer, et de limiter de manière significative les rejets d'eau dans les réseaux de collecte urbains en temps de pluie, la rétention d'eau permet aussi de retenir les polluants en termes de masses.

Perspectives scientifiques

Pour aller plus loin dans l'évaluation des performances hydrologiques, il serait intéressant d'allonger les durées de suivis des parkings perméables pour étudier l'impact du vieillissement de la structure, mais aussi pouvoir mesurer des pluies avec des temps de retour plus importants que ce qui a été obtenu à Broué (inférieurs ou égaux à 2 ans) ou à Villeneuve-le-Roi (inférieurs ou égaux à 6 mois). Le comportement hydrologique des parkings perméables pour des pluies avec des périodes de retour supérieures pourrait aussi être évalué grâce à des simulations de pluies. Ces données permettraient d'affiner les courbes QDF, et pourraient servir à la validation de modèles hydrologiques.

L'évaluation de SWMM pour les 3 parkings perméables ECOVEGETAL® de Broué a montré un manque de sensibilité du modèle aux paramètres testés, traduisant une surparamétrisation et la nécessité de revoir la formulation du modèle ou la définition des paramètres pour faciliter le calage. La capacité au champ a notamment présenté des valeurs calées plus faibles que les CME mesurées lors de la caractérisation des matériaux, pouvant indiquer que la méthode de mesure de la CME n'est pas adaptée. En effet, la mesure de la CME nécessite une immersion totale des matériaux pendant 24 h afin de les saturer, or, en conditions réelles, les matériaux ne sont jamais complètement saturés et des écoulements préférentiels peuvent avoir lieu. Il semble donc nécessaire à l'avenir d'adapter ou de développer un nouveau protocole d'essais pour mesurer des paramètres correspondant à ceux de SWMM. Cela pourrait consister à une mesure de la « CME » en conditions de pluie simulée, et sur toute la structure du parking

perméable avec des épaisseurs de couches équivalentes aux conditions réelles et non pas une mesure séparée de la CME pour chacun des matériaux sur des épaisseurs ne correspondant pas à la réalité. Des essais en colonnes pourraient permettre des simulations de pluie pour « saturer » les structures et s'approcher au mieux des conditions réelles.

La mauvaise reproduction de la dynamique des débits, notamment pour l'ECOVEGETAL® Green, provenant potentiellement de l'homogénéisation des teneurs en eau sur toute l'épaisseur de chaque couche avec SWMM, il faudrait tester une modification du modèle en ajustant le nombre de couches ou en calculant le transfert d'eau dans la structure par sous-sections, à l'instar de ce qui est fait dans le modèle de Huang *et al.* (2016).

La faible sensibilité du modèle à la plupart des paramètres pris séparément semble impliquer une compensation entre les paramètres et donc une surparamétrisation du modèle. Il faudrait soit reformuler les paramètres du modèle en utilisant la différence entre porosité et capacité au champ, et la différence entre la capacité au champ et la teneur en eau résiduelle, soit fixer la teneur en eau résiduelle et la porosité pour ne caler que la capacité au champ. L'utilisation d'un modèle à base physique pourrait aussi permettre de mieux discrétiser les couches. De plus, une fois le modèle à base physique bien calé et paramétré, il serait possible de changer la configuration des parkings (épaisseur des couches, types de matériaux, hauteur du drain) sans avoir à recalculer systématiquement le modèle, comme cela semble pour l'instant être le cas avec SWMM.

Le suivi des polluants ayant montré que les eaux provenant d'un parking imperméable en zone résidentielle ou d'un parking perméable sont faiblement contaminées en comparaison à des voiries à fort trafic ou des revêtements de surface différents, il sera important pour de futures recherches de bien caractériser les sources et processus d'émission de polluants depuis les matériaux utilisés pour les parkings perméables, afin de ne pas engendrer de contamination supplémentaire ou plus importante que celle entrant dans le système. Une caractérisation de la capacité de rétention des polluants de chaque matériau serait aussi intéressante. Elle pourrait permettre un meilleur usage des parkings perméables, en favorisant tel ou tel matériau en fonction des polluants qu'il est capable de piéger, notamment dans la phase dissoute où les résultats de la thèse se sont montrés assez moyens. Une telle caractérisation permettrait aussi d'estimer une durée de vie de l'ouvrage ou un temps avant de renouveler les matériaux les plus accessibles afin de maximiser le potentiel épuratoire du parking perméable.

Des suivis à long terme des parkings perméables devraient aussi être encouragés pour évaluer l'évolution des performances hydrologiques et l'abattement des flux de polluants avec le vieillissement de la structure.

Perspectives opérationnelles

D'un point de vue opérationnel, les résultats obtenus dans cette thèse sont très encourageants pour ECOVEGETAL®, notamment en ce qui concerne les capacités de rétention et d'abattement d'eau de ses parkings perméables végétalisés. Cette rétention d'eau est responsable des bonnes performances hydrologiques (réduction des coefficients d'écoulement, amélioration des abattements des hauteurs d'eau à différentes échelles de temps, abattement des débits de pointe et écrêtage des débits) et de la réduction des flux de polluants. Pour de bonnes

performances, il est donc important de maximiser la CME des matériaux, comme cela a été évalué avec le suivi des colonnes. Des parkings perméables à forte capacité de rétention d'eau (CME élevée, grâce à l'ajout de matière organique ou de matériaux rétenteurs d'eau dans le substrat, utilisation d'un mélange terre/pierre au lieu de la grave pour la fondation) sont à privilégier lorsque la perméabilité du sol natif est trop faible ou en présence d'une nappe d'eau à proximité. Quand la perméabilité du sol natif est élevée, un parking perméable avec une rétention d'eau plus faible (structure minérale) peut être utilisé puisque tout s'infiltrera. Une surélévation des drains (déjà préconisée par ECOVEGETAL®) permettrait aussi de maximiser l'infiltration d'eau vers le sol natif et d'améliorer les bilans hydrologiques.

Les parkings perméables sont efficaces pour la rétention des polluants particuliers, mais il est difficile de réduire de manière systématique et pour tous les polluants les concentrations, notamment en phase dissoute. Les matériaux des parkings perméables, ainsi que l'ajout de matériaux pour améliorer les performances (matière organique et natte à rétention d'eau) entraînent l'émission de polluants. Une évaluation environnementale des matériaux, notamment des matériaux polymériques, est à envisager à l'avenir pour s'assurer de l'absence d'émission de polluants par ces matériaux. Cette évaluation environnementale devrait suivre une procédure standardisée et représentative du fonctionnement réel, et devrait être développée et appliquée pour tous les parkings perméables, à l'instar des règles professionnelles de l'ADIVET pour les toitures végétalisées.

Un autre enjeu de la rétention des polluants dans les parkings perméables est leur devenir puisqu'une quantité non négligeable reste piégée dans les substrats. Des études permettant d'évaluer la capacité des parkings perméables végétalisés à dégrader les polluants pourraient donc être envisagées, et l'étude de solutions permettant une dégradation serait intéressante pour trouver une alternative à la mise en décharge des matériaux au moment de la déconstruction des ouvrages.

Enfin, la rétention des polluants en termes de masses événementielles ou annuelles est un résultat important et rassurant pour encourager l'utilisation de parkings perméables ECOVEGETAL®.

Références

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Alsubih, M., Arthur, S., Wright, G., Allen, D., 2017. Experimental study on the hydrological performance of a permeable pavement. *Urban Water Journal* 14, 427–434. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2016.1176221>
- Balades, J.D., Legret, M., Madiec, H., 1995. Permeable pavements: Pollution management tools. *Water Science and Technology* 32, 49–56.
- Bandel, L., 2018. Diversification de la palette végétale des aménagements sous fortes contraintes - Le cas des toitures et parkings végétalisés. Diplôme de fin d'études, ECOVEGETAL, AgroCampus Ouest d'Angers.
- Bean, E.Z., 2005. A Field Study To Evaluate Permeable Pavement Surface Infiltration Rates, Runoff Quantity, Runoff Quality, And Exfiltrate Quality (Master of Science thesis). North Carolina State University, Raleigh, North Carolina.
- Bean, E.Z., Hunt, W.F., 2005. NC State University Permeable Pavement Research: Water Quality, Water Quantity, and Clogging. *NWQEP Notes* 1–9.
- Beeldens, A., Bouteligier, R., Stevens, S., Berlamont, J., 2007. The permeable paving experimental test site at the Belgian Road Research Centre.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., 2006. URGC Hydrologie Urbaine. INSA de Lyon.
- Bester, K., Banzhaf, S., Burkhardt, M., Janzen, N., Niederstrasser, B., Scheytt, T., 2011. Activated soil filters for removal of biocides from contaminated run-off and waste-waters. *Chemosphere* 85, 1233–1240. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.017>
- Bidaud, C., 1998. Biodégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Approche microbiologique et application au traitement d'un sol pollué (phdthesis). Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.
- Björklund, K., Cousins, A.P., Strömvall, A.-M., Malmqvist, P.-A., 2009. Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of The Total Environment* 407, 4665–4672. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.040>
- Björklund, K., Li, L., 2014. Adsorption of Organic Pollutants in Stormwater: Evaluation of Four Potential Sorbents, in: *Proceedings of the 13th International Conference on Urban Drainage*. Proceedings of the 13th International Conference on Urban Drainage.
- Bouazza, A., Zornberg, J.G., McCartney, J.S., Nahlawi, H., 2006. Significance of unsaturated behaviour of geotextiles in earthen structures. *Australian Geomechanics* 41, 133–142.
- Boving, T.B., Stolt, M.H., Augenstern, J., Brosnan, B., 2008. Potential for localized groundwater contamination in a porous pavement parking lot setting in Rhode Island. *Environmental Geology* 55, 571–582. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1008-z>
- Braswell, A.S., Anderson, A.R., Hunt, W.F., 2018a. Hydrologic and Water Quality Evaluation of a Permeable Pavement and Biofiltration Device in Series. *Water* 10, 33. <https://doi.org/10.3390/w10010033>
- Braswell, A.S., Winston, R.J., Hunt, W.F., 2018b. Hydrologic and water quality performance of permeable pavement with internal water storage over a clay soil in Durham, North Carolina. *Journal of Environmental Management* 224, 277–287. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.040>

- Brattebo, B.O., Booth, D.B., 2003. Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Water Research* 37, 4369–4376. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00410-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00410-X)
- Bressy, A., 2010. Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines : effets de différents modes de gestion à l'amont.
- Bris, F.-J., Garnaud, S., Apperry, N., Gonzalez, A., Mouchel, J.-M., Chebbo, G., Thévenot, D.R., 1999. A street deposit sampling method for metal and hydrocarbon contamination assessment. *Science of The Total Environment* 235, 211–220. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00192-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00192-8)
- Brunetti, G., Šimůnek, J., Piro, P., 2016. A comprehensive numerical analysis of the hydraulic behavior of a permeable pavement. *Journal of Hydrology* 540, 1146–1161. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.07.030>
- Brunetti, G., Šimůnek, J., Turco, M., Piro, P., 2018. On the use of global sensitivity analysis for the numerical analysis of permeable pavements. *Urban Water Journal* 15, 269–275. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1439975>
- Budzinski, H., 2017. REGARD - Bilan de la contamination chimique : quels sont les micropolluants présents, en quelle quantité et où ?
- Cajet, J., 2020. Toitures végétalisées et parkings perméables, quels rôles dans la régulation des eaux pluviales. ECOVEGETAL, Université Paris-Saclay.
- CCME, 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé - Vanadium (1997). Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Canada.
- Center for Neighborhood Technology, 2004. Green Values National Stormwater Management Calculator [WWW Document]. Green Values - National Stormwater Management Calculator. URL <https://greenvalues.cnt.org/national/calculator.php> (accessed 4.15.19).
- Chandesris, A., Canal, J., Coquery, M., Bougon, N., 2013. Détermination du fond géochimique pour les métaux dissous dans les eaux continentales - Rapport final. Irstea.
- Charlesworth, S., Beddow, J., Nnadi, E., 2017. The Fate of Pollutants in Porous Asphalt Pavements, Laboratory Experiments to Investigate Their Potential to Impact Environmental Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14. <https://doi.org/10.3390/ijerph14060666>
- Chiew, F.H.S., McMahon, T.A., 1999. Modelling runoff and diffuse pollution loads in urban areas. *Water Science and Technology* 39, 241–248. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00340-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00340-6)
- Chkir, N., 1994. Mise au point d'un modèle hydrologique conceptuel intégrant l'état hydrique du sol dans la modélisation pluie-débit.
- Chocat, B., Lecomte, G., Perez, F., Stora, E., Vacherie, E., 2013. Qualité physico-chimique des flux produits par un parking en béton poreux en temps de pluie. Presented at the NOVATECH 2013, GRAIE, Lyon, France (FRA).
- Cladière, M., 2012. Sources, transfert et devenir des alkylphénols et du bisphénol A dans le bassin amont de la Seine : cas de la région Île-de-France (phdthesis). Université Paris-Est.
- Clara, M., Windhofer, G., Hartl, W., Braun, K., Simon, M., Gans, O., Scheffknecht, C., Chovanec, A., 2010. Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment. *Chemosphere* 78, 1078–1084. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.052>

- Colandini, V., 1997. Effets des structures réservoirs à revêtement poreux sur les eaux pluviales, qualité des eaux et devenir des métaux lourds (These de doctorat). Pau.
- Collins, K., Hunt, W., Hathaway, J., 2009. Side-by-Side Comparison of Nitrogen Species Removal for Four Types of Permeable Pavement and Standard Asphalt in Eastern North Carolina. *J. Hydrol. Eng.* 15, 512–521. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000139](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000139)
- Collins, K.A., 2007. A Field Evaluation Of Four Types Of Permeable Pavement With Respect To Water Quality Improvement And Flood Control (Master of Science thesis). North Carolina State University, Raleigh, North Carolina.
- Collins, K.A., Hunt, W.F., Hathaway, J.M., 2008. Hydrologic Comparison of Four Types of Permeable Pavement and Standard Asphalt in Eastern North Carolina. *Journal of Hydrologic Engineering* 13, 1146–1157. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2008\)13:12\(1146\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2008)13:12(1146))
- Cortier, O., 2018. Quantification des bénéfices des revêtements perméables. Modélisation à l'échelle de la structure et du bassin versant (Thèse de doctorat). Normandie Université, Caen, France.
- Coulaud, C., 2012. Etude des parkings perméables dans le contexte de la gestion des eaux pluviales. Diplôme de fin d'études, ECOVEGETAL, Centre d'Angers - Institut National d'Horticulture et de Paysage.
- Dambrine, E., Tessier, D., 2001. Acidité et acidification des sols ; une introduction. Presented at the Colloque INRA sur le chaulage.
- Danel, V., 2017. Eau potable [WWW Document]. Eau potable. URL <https://www.sfm.u.org/toxin/EAU/EAU.HTM> (accessed 1.27.20).
- Deletic, A., Orr, D.W., 2005. Pollution Buildup on Road Surfaces. *Journal of Environmental Engineering* 131, 49–59. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:1\(49\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:1(49))
- Deshayes, S., Gasperi, J., Gromaire, M.C., 2016. Etat de l'art sur la contamination en micropolluants des eaux de ruissellement de voirie et parking (Livrable du projet Roulépur No. L2.1). Agence Française pour la Biodiversité et Agence de l'Eau Seine-Normandie.
- DiBlasi, C.J., Li, H., Davis, A.P., Ghosh, U., 2009. Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. *Environ. Sci. Technol.* 43, 494–502. <https://doi.org/10.1021/es802090g>
- Dierkes, C., Kuhlmann, L., Kandasamy, J., Angelis, G., 2002. Pollution Retention Capability and Maintenance of Permeable Pavements, in: *Global Solutions for Urban Drainage*. American Society of Civil Engineers, pp. 1–13.
- Drake, J., Bradford, A., Van Seters, T., 2014b. Stormwater quality of spring–summer–fall effluent from three partial-infiltration permeable pavement systems and conventional asphalt pavement. *Journal of Environmental Management* 139, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.056>
- Drake, J., Bradford, A., Van Seters, T., 2014a. Hydrologic performance of three partial-infiltration permeable pavements in a cold climate over low permeability soil. *Journal of Hydrologic Engineering* 19, 04014016.
- Dreelin, E.A., Fowler, L., Ronald Carroll, C., 2006. A test of porous pavement effectiveness on clay soils during natural storm events. *Water Research* 40, 799–805. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.12.002>
- EC, 2013. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy.

- EC, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 327.
- Ecovegetal, 2016. Guide technique Parkings et voies perméables, Stabilisation de sols talus et berges.
- Egodawatta, P., Goonetilleke, A., 2007. Characteristics of pollution build-up on residential road surfaces, in: Piasecki, M., Wang, S., Holz, K., Kawahara, M., Gonzalez, A., Beran, B. (Eds.), Faculty of Built Environment and Engineering. Presented at the 7th International Conference on Hydrosience and Engineering, Drexel University, Drexel University, Philadelphia.
- Elliott, A.H., Trowsdale, S.A., 2007. A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environmental Modelling & Software*, Special section: Advanced Technology for Environmental Modelling 22, 394–405. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.12.005>
- Ernst, C., Katz, L., Barrett, M., 2016. Removal of Dissolved Copper and Zinc from Highway Runoff via Adsorption. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment* 2, 04015007. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000803>
- Fassman, E., Blackbourn, S., 2010. Urban Runoff Mitigation by a Permeable Pavement System over Impermeable Soils. *J. Hydrol. Eng.* 15, 475–485. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000238](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000238)
- Flanagan, K., 2018. Evaluation de la rétention et du devenir d'un panel diversifié de micropolluants dans un ouvrage de biofiltration des eaux de ruissellement de voirie.
- Flanagan, K., Barraud, S., Gromaire, M.C., Rodriguez, F., Ah-Leung, S., Bacot, L., Honegger, A., Deroubaix, J.F., Ramier, D., Varnède, L., 2019. Guide méthodologique pour l'évaluation de performances des ouvrages de maîtrise à la source des eaux pluviales (Guide du groupe de liaison inter-projets : Matriochkas, Micromegas, Roulépur). Agence Française pour la Biodiversité et Agence de l'Eau Seine-Normandie.
- Franks, C.A., Davis, A.P., Aydilek, A.H., 2012. Geosynthetic Filters for Water Quality Improvement of Urban Storm Water Runoff. *Journal of Environmental Engineering* 138, 1018–1028. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000565](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000565)
- Gao, J., Wang, R., Huang, J., Liu, M., 2015. Application of BMP to urban runoff control using SUSTAIN model: Case study in an industrial area. *Ecological Modelling, Ecological management for human-dominated urban and regional ecosystems* 318, 177–183. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.06.018>
- Garnier, R., 2020. Systèmes alternatifs de gestion des eaux pluviales : Contribution à l'analyse de performances conjointes en matière d'hydrologie quantitative et de piégeage de micropolluants. Comparaison systèmes à la source – système centralisé. Université de Lyon, INSA-Lyon.
- Genç-Fuhrman, H., Mikkelsen, P.S., Ledin, A., 2016. Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater using high-efficiency industrial sorbents: Effect of pH, contact time and humic acid. *Science of The Total Environment* 566–567, 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.210>
- Genç-Fuhrman, H., Mikkelsen, P.S., Ledin, A., 2007. Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents. *Water Res.* 41, 591–602. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.024>
- Good, J.F., O'Sullivan, A.D., Wicke, D., Cochran, T.A., 2014. pH Buffering in Stormwater Infiltration Systems—Sustainable Contaminant Removal with Waste Mussel Shells. *Water Air Soil Pollut* 225, 1885. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-1885-1>

- Gray, H., Parker, W., Smith, S., 2015. State of Knowledge of the Use of Sorption Technologies for Nutrient Recovery from Municipal Wastewaters. *Water Intelligence Online* 14, 9781780407319. <https://doi.org/10.2166/9781780407319>
- Grebel, J.E., Mohanty, S.K., Torkelson, A.A., Boehm, A.B., Higgins, C.P., Maxwell, R.M., Nelson, K.L., Sedlak, D.L., 2013. Engineered Infiltration Systems for Urban Stormwater Reclamation. *Environmental Engineering Science* 30, 437–454. <https://doi.org/10.1089/ees.2012.0312>
- Gregoire, B.G., Clausen, J.C., 2011. Effect of a modular extensive green roof on stormwater runoff and water quality. *Ecological Engineering* 37, 963–969. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.02.004>
- Gromaire, M.C., Seidl, M., Negro, S., 2013. Qualité des eaux de ruissellement issues des toitures végétalisées - Synthèse bibliographique et suivi expérimental (No. Livrable n°3.2). Projet TVGEP.
- Hong, Y., Bonhomme, C., Le, M.-H., Chebbo, G., 2016. A new approach of monitoring and physically-based modelling to investigate urban wash-off process on a road catchment near Paris. *Water Research* 102, 96–108. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.027>
- Horton, R.E., 1940. An Approach Toward a Physical Interpretation of Infiltration-Capacity. *Soil Science Society of America Journal* 5, 399–417. <https://doi.org/10.2136/sssaj1941.036159950005000C0075x>
- Huang, J., He, J., Valeo, C., Chu, A., 2016. Temporal evolution modeling of hydraulic and water quality performance of permeable pavements. *Journal of Hydrology* 533, 15–27. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.11.042>
- Huber, M., Hilbig, H., Badenberg, S.C., Fassnacht, J., Drewes, J.E., Helmreich, B., 2016a. Heavy metal removal mechanisms of sorptive filter materials for road runoff treatment and remobilization under de-icing salt applications. *Water Research* 102, 453–463. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.063>
- Hunt, W.F., Jarrett, A.R., Smith, J.T., Sharkey, L.J., 2006. Evaluating Bioretention Hydrology and Nutrient Removal at Three Field Sites in North Carolina. *ResearchGate* 132. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2006\)132:6\(600\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2006)132:6(600))
- Illgen, M., Schmitt, T.G., Welker, A., Harting, K., 2007. Runoff and Infiltration characteristics of permeable pavements—Review of an intensive monitoring program. *Water, Science & Technology* 56, 133–40.
- Imteaz, M.A., Ahsan, A., Rahman, A., Mekanik, F., 2013. Modelling stormwater treatment systems using MUSIC: Accuracy. *Resources, Conservation and Recycling* 71, 15–21. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.11.007>
- Inagaki, M., Kawahara, A., Nishi, Y., Iwashita, N., 2002. Heavy oil sorption and recovery by using carbon fiber felts. *Carbon* 40, 1487–1492. [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(01\)00319-0](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(01)00319-0)
- INERIS, 2011. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Nonylphénols (No. DRC-11-118962-11079A). <http://www.ineris.fr/substances/fr/>.
- INERIS, 2005. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques - Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres Kd (sorption) et T1/2 (biodégradation). Rapport final (No. DRC-66244-DESP-R02).
- Jacquel, M., 2015. Etude et perfectionnement des parkings perméables dans le contexte de la gestion des eaux pluviales. Diplôme de fin d'études, ECOVEGETAL, Centre d'Angers - Institut National d'Horticulture et de Paysage..

- Jang, A., Seo, Y., Bishop, P.L., 2005. The removal of heavy metals in urban runoff by sorption on mulch. *Environmental Pollution* 133, 117–127. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.020>
- Jato-Espino, D., Sillanpää, N., Charlesworth, S.M., Andrés-Doménech, I., 2016. Coupling GIS with Stormwater Modelling for the Location Prioritization and Hydrological Simulation of Permeable Pavements in Urban Catchments. *Water* 8, 451. <https://doi.org/10.3390/w8100451>
- JORF, 2016. LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. *Journal Officiel de la République Française n°0184 du 9 août 2016*.
- JORF, 2014. LOI n° 2014-366 du 24 mars 2014 pour l'accès au logement et un urbanisme rénové. *Journal Officiel de la République Française n°0072 du 26 mars 2014, France*.
- Kalmykova, Y., Strömvall, A.-M., Rauch, S., Morrison, G., 2009. Peat filter performance under changing environmental conditions. *Journal of Hazardous Materials* 166, 389–393. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.062>
- Kayhanian, M., McKenzie, E.R., Leatherbarrow, J.E., Young, T.M., 2012. Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Science of The Total Environment* 439, 172–186. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.077>
- Kayhanian, M., Suverkropp, C., Ruby, A., Tsay, K., 2007. Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *Journal of Environmental Management* 85, 279–295. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.09.024>
- Kaykhosravi, S., Khan, U.T., Jadidi, A., 2018. A Comprehensive Review of Low Impact Development Models for Research, Conceptual, Preliminary and Detailed Design Applications. *Water* 10, 1541.
- Kipkie, C., James, W., 2000. Feasibility of a Permeable Pavement Option in SWMM for Long-term Continuous Modeling. *Journal of Water Management Modeling*. <https://doi.org/10.14796/JWMM.R206-18>
- Korkealaakso, J., Kuosa, H., Niemeläinen, E., Tikanmäki, M., 2014. Review of pervious pavement dimensioning, hydrological models and their parameter needs. *State-of-the-Art (No. VTT-R-08227-13)*. VTT Technical Research Centre of Finland.
- Lamichhane, S., Bal Krishna, K.C., Sarukkalige, R., 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal by sorption: A review. *Chemosphere* 148, 336–353. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.036>
- Lamontagne, M.-H., 2009. Relation entre les fractions biogéochimiques et la saturation du phosphore dans les sols. Université LAVAL, Canada.
- Lamprea, K., Mirande-Bret, C., Bressy, A., Gromaire, M.-C., 2017. Evaluation du potentiel d'émission d'alkylphénols et de bisphénol A par lessivage des matériaux de construction, des pièces et des consommables automobiles. *Techniques Sciences Méthodes* 7/8, 71–90. <https://doi.org/10.1051/tsm/201778071>
- Lassabatere, L., Winiarski, T., Galvez-Cloutier, R., 2004. Retention of Three Heavy Metals (Zn, Pb, and Cd) in a Calcareous Soil Controlled by the Modification of Flow with Geotextiles. *Environ. Sci. Technol.* 38, 4215–4221. <https://doi.org/10.1021/es035029s>
- Legret, M., Colandini, V., 1999. Effects of a porous pavement with reservoir structure on runoff water: water quality and fate of heavy metals, in: *Innovative Technologies in Urban Storm Drainage 1998*. Presented at the Novatech 1998, IWA, Lyon, pp. 111–117.
- Lemière, B., J.J. Seguin, C. Le Guern, Guyonnet, D., Baranger, Ph., 2001. Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes - Applications dans un contexte

- d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau (No. BRGM/RP-50662-FR). BRGM.
- Lenntech, 2020. Water Treatment Solutions / Tableau périodique [WWW Document]. Lenntech - Water Treatment Solutions. URL <https://www.lenntech.fr> (accessed 1.27.20).
- Leroy, M., Portet-Koltalo, F., Legras, M., Lederf, F., Moncond'huy, V., Polaert, I., Marcotte, S., 2016. Performance of vegetated swales for improving road runoff quality in a moderate traffic urban area. *Science of The Total Environment* 566–567, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.027>
- Liu, D., Sansalone, J.J., Cartledge, F.K., 2005. Comparison of Sorptive Filter Media for Treatment of Metals in Runoff. *Journal of Environmental Engineering* 131, 1178–1186. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:8\(1178\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:8(1178))
- Liu, Y., Li, T., Yu, L., 2020. Urban heat island mitigation and hydrology performance of innovative permeable pavement: A pilot-scale study. *Journal of Cleaner Production* 244, 118938. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118938>
- Lundy, L., Ellis, J.B., Revitt, D.M., 2012. Risk prioritisation of stormwater pollutant sources. *Water Research, Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6589–6600. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.039>
- MAAARO, 2016. Manuel sur la fertilité du sol - Publication 611F. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales, Ontario, Canada.
- Markiewicz, A., Björklund, K., Eriksson, E., Kalmykova, Y., Strömvall, A.-M., Siopi, A., 2017. Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis. *Science of The Total Environment* 580, 1162–1174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.074>
- Massoudieh, A., Maghrebi, M., Kamrani, B., Nietch, C., Tryby, M., Aflaki, S., Panguluri, S., 2017. A flexible modeling framework for hydraulic and water quality performance assessment of stormwater green infrastructure. *Environmental Modelling & Software* 92, 57–73. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.02.013>
- MEEM, 2016. Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau).
- Météociel, 2020. Meteociel - observations météo en temps réel et prévisions météo pour la France [WWW Document]. URL <http://www.meteociel.fr/> (accessed 1.15.20).
- Ming Xiao, Lakshmi N. Reddi, n.d. Comparison of Fine Particle Clogging in Soil and Geotextile Filters. *Advances in Transportation and Geoenvironmental Systems Using Geosynthetics, Proceedings*. [https://doi.org/10.1061/40515\(291\)12](https://doi.org/10.1061/40515(291)12)
- Müller, G., Wuthier, S., De Montmollin, B., Perrochet, S., 2004. Les revêtements perméables: Conseils pour la réalisation et l'entretien 34.
- Newman, A.P., Coupe, S.J., Spicer, G.E., Lynch, D., Robinson, K., 2006. Maintenance of oil-degrading permeable pavements: microbes, nutrients and long-term water quality provision. Presented at the 8th International Conference on Concrete Block Paving, San Francisco, California USA.
- Noilhan, J., Planton, S., 1989. A Simple Parameterization of Land Surface Processes for Meteorological Models. *Mon. Wea. Rev.* 117, 536–549. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1989\)117<0536:ASPOLS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1989)117<0536:ASPOLS>2.0.CO;2)
- Observatoire national de l'artificialisation, 2020. Parution des données d'artificialisation 2009-2018 [WWW Document]. Portail de l'artificialisation. URL <https://artificialisation.biodiversitetousvivants.fr/parution-des-donnees-dartificialisation-2009-2018> (accessed 9.3.20).

- Onishi, A., Cao, X., Ito, T., Shi, F., Imura, H., 2010. Evaluating the potential for urban heat-island mitigation by greening parking lots. *Urban Forestry & Urban Greening* 9, 323–332. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.06.002>
- Ontario, 2001. Le cobalt dans l'environnement - Feuille-info - Coup d'oeil sur l'environnement. Ministère de l'Environnement, Canada.
- Ouzeau, G., Déqué, M., Jouini, M., Planton, S., Vautard, R., 2014. Le climat de la France au XXIe siècle - Volume 4 - Scénarios régionalisés : édition 2014 pour la métropole et les régions d'outre-mer. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie.
- Papp, R., 2010. Les Propriétés Environnementales des Substances. Collège National d'Experts en Environnement de l'Industrie Chimique.
- Paus, K.H., Morgan, J., Gulliver, J.S., Hozalski, R.M., 2014. Effects of Bioretention Media Compost Volume Fraction on Toxic Metals Removal, Hydraulic Conductivity, and Phosphorous Release. *Journal of Environmental Engineering* 140, 04014033. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000846](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000846)
- Pitt, R., 1985. Bellevue EPA Summary.pdf. U.S. Environmental Protection Agency Storm and Combined Sewer Program. Risk reduction Engineering Laboratory.
- Pitt, R., Williamson, D., Voorhees, J., Clark, S., 2005. Review of Historical Street Dust and Dirt Accumulation and Washoff Data. *Journal of Water Management Modeling*.
- Pratt, C.J., Mantle, J.D.G., Schofield, P.A., 1995. UK research into the performance of permeable pavement, reservoir structures in controlling stormwater discharge quantity and quality. *Water science and technology* 32, 63–69.
- Pratt, C.J., Newman, A.P., Bond, P.C., 1999. Mineral oil bio-degradation within a permeable pavement: Long term observations. *Water Science and Technology, Innovative Technologies in Urban Storm Drainage 1998 (Novatech '98)* 39, 103–109. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00013-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00013-X)
- Précis Mécanique, 2011. Pluviomètre transducteur modèle 3039 (système à auget basculeur avancé / modèle déposé).
- Qualhymo, 2002. Water Balance [WWW Document]. Water Balance | Qualhymo. URL <http://waterbalance.ca/wbm/> (accessed 4.15.19).
- Razzaghmanesh, M., Borst, M., 2019. Long-term effects of three types of permeable pavements on nutrient infiltrate concentrations. *Science of The Total Environment* 670, 893–901. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.279>
- RECORD, 2015. Substances émergentes, polluants émergents dans les déchets. Le cas des phtalates (No. 13- 0151/1A).
- Reddy, K.R., Xie, T., Dastgheibi, S., 2014b. Mixed-Media Filter System for Removal of Multiple Contaminants from Urban Storm Water: Large-Scale Laboratory Testing. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste* 18, 04014011. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000226](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000226)
- Reddy, K.R., Xie, T., Dastgheibi, S., 2014a. PAHs Removal from Urban Storm Water Runoff by Different Filter Materials. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste* 18, 04014008. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000222](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000222)
- Revitt, D.M., Lundy, L., Coulon, F., Fairley, M., 2014. The sources, impact and management of car park runoff pollution: A review. *Journal of Environmental Management* 146, 552–567. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.041>
- Rodriguez-Hernandez, J., Castro-Fresno, D., Fernández-Barrera, A.H., Vega-Zamanillo, Á., 2012. Characterization of Infiltration Capacity of Permeable Pavements with Porous Asphalt

- Surface Using Cantabrian Fixed Infiltrometer. *Journal of Hydrologic Engineering* 17, 597–603. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000480](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000480)
- Roinas, G., Mant, C., Williams, J.B., 2014. Fate of hydrocarbon pollutants in source and non-source control sustainable drainage systems. *Water Sci Technol* 69, 703–709. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.747>
- Rollin, O., 2014. Etude des parkings perméables dans le contexte de la gestion des eaux pluviales. Diplôme de fin d'études, ECOVEGETAL, Centre d'Angers - Institut National d'Horticulture et de Paysage.
- Roseen, R.M., Ballesteros, T.P., Houle, J.J., Avellaneda, P., Briggs, J., Fowler, G., 2009. Seasonal Performance Variations for Stormwater Management Systems in Cold Climate Conditions. *ResearchGate* 135. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:3\(128\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(128))
- Rossman, L.A., 2010. Modeling Low Impact Development Alternatives with SWMM. *Journal of Water Management Modeling*. <https://doi.org/10.14796/JWMM.R236-11>
- Rossman, L.A., Huber, 2016. Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality. US EPA Office of Research and Development, Washington, DC.
- Rushton, B., 2001. Low-Impact Parking Lot Design Reduces Runoff and Pollutant Loads. *J. Water Resour. Plann. Manage.* 127, 172–179. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2001\)127:3\(172\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2001)127:3(172))
- Sañudo-Fontaneda, L.A., Andrés-Valeri, V.C.A., Rodríguez-Hernandez, J., Castro-Fresno, D., 2014a. Field Study of Infiltration Capacity Reduction of Porous Mixture Surfaces. *Water* 6, 661–669. <https://doi.org/10.3390/w6030661>
- Sañudo-Fontaneda, L.A., Charlesworth, S.M., Castro-Fresno, D., Andrés-Valeri, V.C.A., Rodríguez-Hernandez, J., 2014b. Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas. *Water Science & Technology* 69, 1526. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.056>
- Schlüter, W., Jefferies, C., 2002. Modelling the outflow from a porous pavement. *Urban Water* 4, 245–253. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00065-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00065-6)
- Scholz, M., Grabowiecki, P., 2007. Review of permeable pavement systems. *Building and Environment* 42, 3830–3836. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.11.016>
- Scott, K.I., Simpson, J.R., McPherson, G.E., 1999. Effects of tree cover on parking lot microclimate and vehicle emissions. *Journal of Arboriculture* 25, 129–142.
- Selbig, W.R., Buer, N., Danz, M.E., 2019. Stormwater-quality performance of lined permeable pavement systems. *Journal of Environmental Management* 251, 109510. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109510>
- Selvakumar, A., Shoemaker, L., Riverson, J., Alvi, K., Zhen, J., Murphy, R., 2011. Report on Enhanced Framework (SUSTAIN) and Field Applications for Placement of BMPs in Urban Watersheds.
- Shin, W.-S., Kang, K., Kim, Y.-K., 2014. Adsorption Characteristics of Multi-Metal Ions by Red Mud, Zeolite, Limestone, and Oyster Shell. *Environ Eng Res* 19, 15–22. <https://doi.org/10.4491/eer.2014.19.1.015>
- Simunek, J., Sejna, M., Saito, H., Sakai, M., Van Genuchten, M.Th., 2012. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media.
- Simunek, J., Van Genuchten, M.Th., Sejna, M., 2006. The HYDRUS Software Package for Simulating the Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple solutes in variably-Saturated Media.

- Stachel, B., Holthuis, J.-U., Schulz, W., Seitz, W., Weber, W.H., Tegge, K.-T., Dobner, I., 2010. Treatment Techniques and Analysis of Stormwater Run-off from Roads in Hamburg, Germany, in: Fatta-Kassinos, D., Bester, K., Kümmerer, K. (Eds.), *Xenobiotics in the Urban Water Cycle: Mass Flows, Environmental Processes, Mitigation and Treatment Strategies*, Environmental Pollution. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 445–461. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3509-7_24
- Tota-Maharaj, K., Grabowiecki, P., Babatunde, A., Coupe, S.J., 2012. The performance and effectiveness of geotextiles within permeable pavements for treating concentrated storm water.
- Tota-Maharaj, K., Scholz, M., 2010. Efficiency of permeable pavement systems for the removal of urban runoff pollutants under varying environmental conditions. *Environmental Progress & Sustainable Energy* 29, 358–369. <https://doi.org/10.1002/ep.10418>
- US EPA, 2018. Storm Water Management Model [SWMM 5.1.013]. United States Environmental Protection Agency.
- US EPA, 2012. SUSTAIN—Programmer’s Manual: Simulation Engine. U.S. Environmental Protection Agency.
- US EPA, 2009. SUSTAIN -- A Framework for Placement of Best Management Practices in Urban Watersheds to Protect Water Quality (No. EPA/600/R-09/095). United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Vaillancourt C., Duchesne S., Pelletier G., 2019. Hydrologic Performance of Permeable Pavement as an Adaptive Measure in Urban Areas: Case Studies near Montreal, Canada. *Journal of Hydrologic Engineering* 24, 05019020. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001812](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001812)
- Vaze, J., Chiew, F.H.S., 2002. Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface. *Urban Water* 4, 379–389. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00027-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00027-4)
- Vijayaraghavan, K., Joshi, U.M., Balasubramanian, R., 2010. Removal of metal ions from storm-water runoff by low-cost sorbents: batch and column studies. *Journal of Environmental Engineering* 136, 1113–1118.
- Vollertsen, J., Lange, K.H., Pedersen, J., Hallager, P., Brink-Kjær, A., Laustsen, A., Bundesen, V.M., Brix, H., Arias, C., Nielsen, A.H., Nielsen, N.H., Wium-Andersen, T., Hvitved-Jacobsen, T., 2009. Advanced stormwater treatment - comparison of technologies. MyScienceWork.
- Wardynski, B.J., Winston, R.J., Hunt, W.F., 2012. Internal Water Storage Enhances Exfiltration and Thermal Load Reduction from Permeable Pavement in the North Carolina Mountains. *Journal of Environmental Engineering* 139, 187–195. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000626](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000626)
- Wicke, D., Cochrane, T.A., O’Sullivan, A., 2012. Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces. *Journal of Environmental Management* 113, 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.005>
- Winston, R.J., Arend, K., Dorsey, J.D., Johnson, J.P., Hunt, W.F., 2020. Hydrologic Performance of a Permeable Pavement and Stormwater Harvesting Treatment Train Stormwater Control Measure. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment* 6, 04019011. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000889>
- Wium-Andersen, T., Nielsen, A.H., Hvitved-Jacobsen, T., Kristensen, N.K., Brix, H., Arias, C., Vollertsen, J., 2012. Sorption media for stormwater treatment--a laboratory evaluation of five low-cost media for their ability to remove metals and phosphorus from artificial stormwater. *Water Environ. Res.* 84, 605–616.

- Wong, T.H.F., Fletcher, D., Duncan, H.P., Coleman, J.R., Jenkins, G.A., 2002. A Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation. International Congress on Environmental Modelling and Software 7.
- Xie, J., Wu, C., Li, H., Chen, G., 2017. Study on Storm-Water Management of Grassed Swales and Permeable Pavement Based on SWMM. *Water* 9, 840. <https://doi.org/10.3390/w9110840>
- Zardari, M., 2017. Evaluation des performances hydriques des parkings perméables végétalisés pour la gestion des eaux pluviales urbaines. Stage de Master 2, Université Pierre et Marie Curie.
- Zgheib, S., 2009. Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. Ecole des Ponts ParisTech, ENPC.
- Zhang, Q., Miao, L., Wang, X., Liu, D., Zhu, L., Zhou, B., Sun, J., Liu, J., 2015. The capacity of greening roof to reduce stormwater runoff and pollution. *Landscape and Urban Planning* 144, 142–150. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.08.017>
- Zhang, S., Guo, Y., 2015. SWMM Simulation of the Storm Water Volume Control Performance of Permeable Pavement Systems. *Journal of Hydrologic Engineering* 20, 06014010. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001092](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001092)
- Zhang, W., Zhang, S., Yue, D., Wan, C., Ye, Y., Wang, X., 2008. Characterization and loading estimation of polycyclic aromatic hydrocarbons in road runoff from urban regions of Beijing, China. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27, 31–37. <https://doi.org/10.1897/07-030.1>

Liste des figures

FIGURE I.1: REPRESENTATION SCHEMATIQUE D'UN SYSTEME DE REVETEMENTS PERMEABLES, A: POUR TOUS TYPES DE REVETEMENTS PERMEABLE, B: POUR LES REVETEMENT PERMEABLES DE TYPES PAVES OU DALLES ALVEOLEES (MÜLLER ET AL., 2004)	27
FIGURE I.2 : SCHEMA DE LA CONFIGURATION DES PARKING PERMEABLES DANS L'ETUDE DE WARDYNSKI ET AL. (2012). LA HAUTEUR DU DRAIN PAR RAPPORT A LA BASE DE LA COUCHE DE FONDATION EST DE 30 CM POUR LA CELLULE B ET 15 CM POUR LA CELLULE C.....	38
FIGURE I.3 : SCHEMA DES 4 REVETEMENTS ETUDIES PAR LIU ET AL. (2020) (CP : BETON BITUMINEUX IMPERMEABLE ; PICP 1 : PAVES EN BETON GROSSIER AUTOBLOQUANTS ; PICP 2 : PAVES EN BETON FIN AUTOBLOQUANTS ; IPP : PAVES EN FIGULINE (ARGILE) ASSOCIES A DES COLONNES CAPILLAIRES)	38
FIGURE I.4 : HYDROGRAMME D'UN PARKING PERMEABLE AVEC PAVES DE BETON AUTOBLOQUANTS (DRAKE ET AL., 2014A).....	43
FIGURE I.5: SCHEMA DES PRINCIPAUX PROCESSUS DANS UN SYSTEME DE FILTRATION (GREBEL ET AL., 2013).....	49
FIGURE I.6: CONCENTRATIONS EN MES POUR DIFFERENTS REVETEMENTS PERMEABLES (ICPB: PAVES DE BETON AUTOBLOQUANTS AVEC JOINTS PERMEABLES, PA12: BETON BITUMINEUX DRAINANT, PMPC : PAVES DE BETON POREUX MODIFIES AVEC DES POLYMERES, GRCC: CELLULES DE BETON ENHERBEES, GRPC: GRILLES PLASTIQUES ENHERBEES) ET MATERIAUX DE FONDATION (LA: AGREGATS CALCAIRES LAVES, BOF-SLAG: LAITIERS D'ACIERIE) (SAÑUDO-FONTANEDA ET AL., 2014B).....	52
FIGURE I.7: CYCLE DE L'AZOTE SIMPLIFIE REPRESENTANT LES DIFFERENTS PROCESSUS POUVANT INTERVENIR DANS UN PARKING PERMEABLE	54
FIGURE I.8: CYCLE DU PHOSPHORE SIMPLIFIE REPRESENTANT LES DIFFERENTS PROCESSUS POUVANT INTERVENIR DANS UN PARKING PERMEABLE (D'APRES LAMONTAGNE (2009)).....	54
FIGURE I.9: ACTIVITES BIOLOGIQUES RELATIVES POUR 7 EVENEMENTS PLUVIEUX SIMULES POUR GEOTEXTILES AVEC SPHERES PHOSPHATEES (MAUVE) ET POUR GEOTEXTILES SANS SPHERES PHOSPHATEES (BLEU-VIOLET) (NEWMAN ET AL., 2006).....	58
FIGURE I.10: CONCENTRATIONS EN HYDROCARBURES TOTAUX POUR DIFFERENTS REVETEMENTS PERMEABLES (ICPB: PAVES DE BETON AUTOBLOQUANTS AVEC JOINTS PERMEABLES, PA12: BETON BITUMINEUX DRAINANT, PMPC : PAVES DE BETON POREUX MODIFIES AVEC DES POLYMERES, GRCC: CELLULES DE BETON ENHERBEES , GRPC: GRILLES PLASTIQUES ENHERBEES) ET MATERIAUX DE FONDATIONS (LA: AGREGATS CALCAIRES LAVES, BOF-SLAG: LAITIERS D'ACIERIE), (SAÑUDO-FONTANEDA ET AL., 2014B).....	60
FIGURE II.11: EMPLACEMENT DES 3 PLACES EXPERIMENTALES DE BROUE (SOURCE : GOOGLE MAPS).....	65
FIGURE II.12: DESCRIPTION DES 3 SYSTEMES DE PARKINGS PERMEABLES DEVELOPPES PAR ECOVEGETAL® (REPRESENTATION SCHEMATIQUE D'APRES ECOVEGETAL (2016)).	66
FIGURE II.13: DALLE ECORASTER® E50 (ECOVEGETAL, 2016)	66
FIGURE II.14: GEOMEMBRANE A LA BASE DES 3 PLACES DE PARKINGS PERMEABLES.....	67
FIGURE II.15 : EMPLACEMENT DU PARKING PERMEABLE ECOVEGETAL® MOUSSES ET DU PARKING REFERENCE IMPERMEABLE A VILLENEUVE-LE-ROI. LES ZONES DELIMITEES EN JAUNES REPRESENTENT LA TAILLE DES BASSINS VERSANT EVALUES POUR LES 2 PARKINGS.....	68
FIGURE II.16: PARKING PERMEABLE DE VILLENEUVE-LE-ROI.....	68
FIGURE II.17: STRUCTURE DU PARKING PERMEABLE DE VILLENEUVE-LE-ROI (SOURCE : COMPTOIR DES PROJETS)	69
FIGURE II.18: PARKING REFERENCE	70
FIGURE II.19: AVALOIR DE SURFACE DU PARKING REFERENCE.....	70
FIGURE II.20: REGARD D'INSTRUMENTATION DU PARKING REFERENCE, ET ZOOM SUR LE DEVERSOIR TRIANGULAIRE EN MINCE PAROI	71
FIGURE II.21 : DENSITE APPARENTE MOYENNE DES MATERIAUX UTILISES DANS LES PARKINGS PERMEABLES. LES BARRES NOIRES REPRESENTENT LES VALEURS MIN ET MAX DES DENSITES APPARENTES POUR CHAQUE COUCHE.	73
FIGURE II.22 : PART D'EAU RETENUE A CME (CAPACITE MAXIMALE EN EAU) PAR LES COUCHES DES PARKINGS PERMEABLES ET LES MATERIAUX NEUFS.....	76
FIGURE II.23 : HAUTEURS D'EAU RETENUES A CME POUR CHACUN DES PARKINGS PERMEABLES	77
FIGURE II.24: PLUVIOMETRE (SOURCE : PRECIS MECANIQUE)	79
FIGURE II.25: STATION METEO INSTALLEE A BROUE	80
FIGURE II.26: SORTIE DE DRAIN ET DEBITMETRE A AUGETS DE 130 ML DU PARKING ECOMINERAL® A BROUE	82
FIGURE II.27: DEBITMETRE A AUGETS DU PARKING PERMEABLE DE VILLENEUVE-LE-ROI	83
FIGURE II.28: SYSTEME DE PRELEVEMENT D'UN ECHANTILLON D'EAU EN SORTIE DE DRAIN SUR LE PARKING PERMEABLE	84
FIGURE II.29: SYSTEME DE PRELEVEMENT D'UN ECHANTILLON D'EAU SUR LE PARKING REFERENCE.....	84
FIGURE II.30: PRESENTATION DES DONNEES HYDROLOGIQUES DE BROUE AU PAS DE TEMPS 10 MIN (ROUGE : PERIODES INVALIDES)	93

FIGURE II.31 : : PRESENTATION DES DONNEES HYDROLOGIQUES OBTENUES A VILLENEUVE-LE-ROI (ROUGE : PERIODES INVALIDES ; PP = PARKING PERMEABLE ; PREF = PARKING REFERENCE)	94
FIGURE II.32 : PRESENTATION DES DONNEES D'EVAPOTRANSPIRATION DE REFERENCE (ETP) OBTENUES A BROUE (ROUGE : PERIODES INVALIDES).....	95
FIGURE II.33 : DATE D'ÉCHANTILLONNAGE DES EVENEMENTS PLUVIEUX (PREF : PARKING REFERENCE, PP : PARKING PERMEABLE)...	96
FIGURE II.34 : COMPARAISON DES NORMALES DE PRECIPITATIONS MENSUELLES DE LA STATION METEOROLOGIQUE DE CHARTRES - CHAMPHOL ET DES PLUIES MENSUELLES ENREGISTREES A BROUE ENTRE SEPTEMBRE 2015 ET DECEMBRE 2018	103
FIGURE II.35 : COMPARAISON DES NORMALES DE PRECIPITATIONS MENSUELLES DE LA STATION METEOROLOGIQUE D'ORLY – ATHIS MONS ET DES PLUIES MENSUELLES ENREGISTREES A VILLENEUVE-LE-ROI ENTRE AOÛT 2018 ET AOÛT 2019	104
FIGURE II.36: DISTRIBUTION DES HAUTEURS DE PLUIE PAR EVENEMENTS.....	105
FIGURE II.37 : DUREES DES EVENEMENTS HYDROLOGIQUES EN FONCTION DE LA HAUTEUR DE PLUIE EVENEMENTIELLE	106
FIGURE II.38 : PERIODES DE RETOUR DES INTENSITES MOYENNES MAXIMALES SUR 1H DES EVENEMENTS AYANT UNE HAUTEUR DE PLUIE SUPERIEURE A 1 MM (BROUE : 140 EVENEMENTS HYDROLOGIQUES AVEC HPLUIE \geq 1MM ; VILLENEUVE-LE-ROI : 60 EVENEMENTS HYDROLOGIQUES AVEC HPLUIE \geq 1MM)	107
FIGURE II.39 : EVAPOTRANSPIRATION POTENTIELLE MENSUELLE CALCULEE A BROUE ENTRE JUILLET 2017 ET JANVIER 2019	107
FIGURE II.40 : BILAN HYDRIQUE CLIMATIQUE (PLUIE MENSUELLE MOYENNE DE BROUE – ETP MENSUELLE MOYENNE) – N.D. : PAS DE DONNEES D'ETP	108
FIGURE III.41 : HAUTEURS D'EAU ECOULEE ET DUREE DES EVENEMENTS PLUVIEUX A BROUE POUR DES HAUTEURS DE PLUIE EVENEMENTIELLES SUPERIEURES OU EGALES A 1 MM (GRIS : PERIODES INVALIDES DE L'ECOMINERAL® ; ROUGE : PERIODES INVALIDES DE L'ECOVEGETAL® MOUSSES ; VERT : PERIODES INVALIDES DE L'ECOVEGETAL® GREEN).....	111
FIGURE III.42 : HYDROGRAMME D'UN EVENEMENT COMMUN AUX 3 PLACES DE PARKINGS PERMEABLES DE BROUE DU 25/03/2016 AU 06/04/2016.....	113
FIGURE III.43 : HAUTEURS D'ÉCOULEMENT ET DUREE DES EVENEMENTS PLUVIEUX A VILLENEUVE-LE-ROI POUR DES HAUTEURS DE PLUIE EVENEMENTIELLES SUPERIEURES OU EGALES A 1 MM (GRIS : PERIODES INVALIDES DU PARKING REFERENCE (PREF), ROUGE : PERIODES INVALIDES DU PARKING PERMEABLE (PP)).....	114
FIGURE III.44 : HYDROGRAMME D'UN EVENEMENT COMMUN AUX 2 PARKINGS DE VILLENEUVE-LE-ROI DU 27/11/2018 AU 28/11/2018.....	115
FIGURE III.45 : POURCENTAGE D'ÉVENEMENT AVEC HAUTEURS D'EAU ECOULEES SUPERIEURES OU EGALES A 1 MM ET PART DES VOLUMES D'EAU ECOULES TOTAUX POUR LES ECOULEMENTS \geq 1MM POUR CHAQUE CLASSE DE HAUTEURS DE PLUIE EVENEMENTIELLES POUR LES EVENEMENTS AVEC HAUTEURS D'EAU \geq 1 MM	116
FIGURE III.46: DISTRIBUTION DU NOMBRE D'ÉVENEMENTS PAR CLASSE DE DUREE DE TEMPS SEC POUR LES EVENEMENTS HYDROLOGIQUES DONT LA HAUTEUR DE PLUIE ET LA HAUTEUR D'EAU ECOULEE OU RUISSELEE SONT \geq 1 MM.....	118
FIGURE III.47: COEFFICIENTS D'ÉCOULEMENT TOTAUX SUR LES PERIODES D'ÉTUDE ET ABATTEMENTS DES HAUTEURS D'EAU NORMALISES EN MM/AN ET SUR 650 MM DE PLUIE.....	119
FIGURE III.48 : COEFFICIENTS D'ÉCOULEMENT MENSUELS POUR LE SITE DE BROUE (\emptyset : DONNEES NON PRESENTEES CAR PLUS DE 20 % DE DONNEES INVALIDES)	121
FIGURE III.49 : PLUIE MENSUELLE ET ABATTEMENTS MENSUELS DES HAUTEURS D'EAU POUR LE SITE DE BROUE (\emptyset : DONNEES NON PRESENTEES CAR PLUS DE 20 % DE DONNEES INVALIDES).....	122
FIGURE III.50 : COEFFICIENTS D'ÉCOULEMENT MENSUELS POUR LE SITE DE VILLENEUVE-LE-ROI (\emptyset : DONNEES NON PRESENTEES CAR PLUS DE 20% DE DONNEES INVALIDES)	123
FIGURE III.51 : PLUIE MENSUELLE ET ABATTEMENTS MENSUELS DES HAUTEURS D'EAU POUR LE SITE DE VILLENEUVE-LE-ROI (\emptyset : DONNEES NON PRESENTEES CAR PLUS DE 20 % DE DONNEES INVALIDES)	124
FIGURE III.52 : COEFFICIENTS D'ÉCOULEMENT MENSUELS EN FONCTION DE LA PLUIE EFFICACE (P – ETP) MENSUELLE	125
FIGURE III.53 : COMPARAISON DES COEFFICIENTS D'ÉCOULEMENT (CE) ET DES ABATTEMENTS DE HAUTEURS D'EAU DES PARKINGS DES 2 SITES (BOITE = 50 % DES DONNEES ENTRE LES QUANTILES 25 ET 75 ; LIGNE ROUGE PLEINE = MEDIANE ; LIGNES ROUGES POINTILLEES HORIZONTALES = QUANTILES 10 ET 90 ; CERCLES : VALEURS AU-DELA DES QUANTILES 10 ET 90)	126
FIGURE III.54: PART DE HAUTEUR D'EAU ECOULEE EN FONCTION DE CLASSES DE COEFFICIENTS D'ÉCOULEMENT (CE).....	129
FIGURE III.55 : NOMBRE D'ÉVENEMENTS ET PART DE HAUTEUR D'EAU ECOULEE EN FONCTION DE CLASSES D'ABATTEMENTS DES HAUTEURS D'EAU	130
FIGURE III.56 : INFLUENCE DE LA HAUTEUR DE PLUIE PENDANT L'ÉVENEMENT SUR L'ABATTEMENT (DROITE POINTILLEE : BISSECTRICE)	131
FIGURE III.57 : RATIOS EVENEMENTIELS ENTRE DEBIT MAX RUISSELE OU ECOULE ET DEBIT MAX DE LA PLUIE (Qs,MAX/Qe,MAX ; AVEC HPLUIE \geq 1 MM ET HEAU RUISSELEE OU ECOULEE \geq 1MM) (BOITE = 50 % DES DONNEES ENTRE LES QUANTILES 25 ET 75; LIGNE	

ROUGE PLEINE = MEDIANE; LIGNES ROUGES POINTILLEES HORIZONTALES = QUANTILES 10 ET 90, CERCLES : VALEURS AU-DELA DES QUANTILES 10 ET 90).....	133
FIGURE III.58 : COURBES DEBIT - DUREE - FREQUENCE DES SITES DE BROUE ET VILLENEUVE-LE-ROI. EN POINTILLE LES LOIS D'AJUSTEMENT	135
FIGURE III.59: COURBES DES DEBITS CLASSES EN FONCTION DU TEMPS – BROUE. LE GRAPHE DU BAS EST UN ZOOM.	137
FIGURE III.60: COURBES DES DEBITS CLASSES EN FONCTION DU TEMPS – VILLENEUVE-LE-ROI	138
FIGURE III.61 : COURBES DES DEBITS CLASSES EN FONCTION DU VOLUME – BROUE.....	139
FIGURE III.62 : COURBES DES DEBITS CLASSES EN FONCTION DU VOLUME – VILLENEUVE-LE-ROI.....	140
FIGURE III.63: TEMPS DE VIDANGE EN FONCTION DES HAUTEURS DE PLUIES EVENEMENTIELLES	141
FIGURE III.64 : HYDROGRAMME D'UN EVENEMENT COMMUN AUX 3 PLACES DE PARKINGS PERMEABLES DE BROUE DU 25/03/2016 AU 06/04/2016.....	142
FIGURE IV.65 : COMPARAISON DE LA REPRESENTATION SCHEMATIQUE DES COUCHES ET DES FLUX AVEC LES MODULES DE PARKING PERMEABLE (A GAUCHE) ET DE BIORETENTION (A DROITE) (*OPTIONNEL) (SOURCE DES SCHEMAS DU HAUT : LOGICIEL SWMM 5.1.013)	156
FIGURE IV.66: PLUIE (BLEU) ET ETP (NOIR) UTILISEES EN ENTREE DU MODELE, AU PAS DE TEMPS 10 MN, POUR LA PERIODE DU 21 SEPTEMBRE 2017 AU 20 SEPTEMBRE 2018	163
FIGURE IV.67 : PLUIE (BLEU) ET ETP (NOIR) UTILISEES EN ENTREE DU MODELE, AU PAS DE TEMPS 10 MN, POUR LA PERIODE DU 21 SEPTEMBRE 2016 AU 20 SEPTEMBRE 2017	163
FIGURE IV.68 : HYDROGRAMMES DES 3 PLACES DE PARKINGS PERMEABLES DE BROUE DU 21 SEPTEMBRE 2016 AU 20 SEPTEMBRE 2017 POUR L'ECOMINERAL® ET DU 21 SEPTEMBRE 2017 AU 20 SEPTEMBRE 2018 POUR L'ECOVEGETAL® MOUSSES ET L'ECOVEGETAL® GREEN (BLEU : PLUIE ; NOIR : DEBIT ECOULE ; ROUGE : PERIODES INVALIDES).....	164
FIGURE IV.69 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DES COUCHES AVEC LES MODULES DE PARKING PERMEABLE (A GAUCHE) ET DE BIORETENTION (A DROITE) (*OPTIONNEL) (SOURCE : LOGICIEL SWMM 5.1.013).....	165
FIGURE IV.70 : HAUTEURS D'EAU STOCKEES A CME PAR LES DIFFERENTES COUCHES DES PARKINGS PERMEABLES DE BROUE	169
FIGURE IV.71 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DES VALEURS DE CAPACITE AU CHAMP ET DU POINT DE FLETRISSEMENT – ECOVEGETAL® MOUSSES.....	172
FIGURE IV.72 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DE LA SATURATION INITIALE – ECOVEGETAL® MOUSSES.....	173
FIGURE IV.73 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DES VALEURS DE POROSITE, Ks ET HCO – ECOVEGETAL® MOUSSES	174
FIGURE IV.74 : EVOLUTION DES VALEURS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DE LA PERCOLATION DANS LA COUCHE DE SOL A CAPACITE AU CHAMP – ECOVEGETAL® MOUSSES	175
FIGURE IV.75 : PERCOLATION A CAPACITE AU CHAMP EN FONCTION DES ECARTS ENTRE POROSITE ET TENEUR EN EAU A CAPACITE AU CHAMP – EVOVEGETAL® MOUSSES.....	175
FIGURE IV.76 : COMPARAISON DES DEBITS SIMULES ET OBSERVES AU PAS DE TEMPS 10 MIN POUR UNE DES 3 MEILLEURES SIMULATIONS SANS RUISSELLEMENT DE SURFACE, ET EN DECALANT LES DEBITS SIMULES DE 30 MIN (CBILAN = -0,048 ; CNASH DECALE DE 30 MIN = 0,81 ; SATURATION INITIALE = 5,7 % ; POROSITE = 0,47 ; CAPACITE AU CHAMP = 0,21 ; POINT DE FLETRISSEMENT = 0,02 ; CONDUCTIVITE HYDRAULIQUE = 130,1 MM/H ; CONSTANTE DE DECROISSANCE = 32). LA LIGNE POINTILLEE REPRESENTE LA BISSECTRICE. – ECOVEGETAL® MOUSSES	176
FIGURE IV.77 : COEFFICIENTS D'ECOULEMENT ANNUELS ET ABATTEMENTS DES HAUTEURS D'EAU NORMALISES EN MM/AN ET SUR 650 MM DE PLUIE – ECOVEGETAL® MOUSSES	177
FIGURE IV.78 : BOXPLOT DES COEFFICIENTS D'ECOULEMENTS ET DES ABATTEMENTS DE HAUTEUR D'EAU EVENEMENTIELS (BOITE = 50 % DES DONNEES ENTRE LES QUANTILES 25 ET 75; LIGNE VERTE PLEINE = MEDIANE; LIGNES VERTES POINTILLEES HORIZONTALES = QUANTILES 10 ET 90, ROND : VALEURS AU-DELA DES QUANTILES 10 ET 90) – ECOVEGETAL® MOUSSES.....	178
FIGURE IV.79 : ZOOM SUR UN EVENEMENT OU LES DEBITS OBSERVES SONT SUPERIEURS AUX DEBITS SIMULES – ECOVETAL® MOUSSES	179
FIGURE IV.80 : EVOLUTION DES ECARTS ENTRE HAUTEURS D'EAU EVENEMENTIELLE SIMULEES ET OBSERVEES EN FONCTION DE LA HAUTEUR DE PLUIE EVENEMENTIELLE – ECOVEGETAL® MOUSSES	180
FIGURE IV.81 : DUREE DES EVENEMENTS HYDROLOGIQUES EN FONCTION DE LA HAUTEUR DE PLUIE EVENEMENTIELLE – ECOVEGETAL® MOUSSES	181
FIGURE IV.82 : ZOOM SUR L'HYDROGRAMME D'UN EVENEMENT HYDROLOGIQUE AVEC UNE HAUTEUR DE PLUIE DE 116 MM ET OU HEAU SIMULEE < HEAU OBSERVEE – ECOVEGETAL® MOUSSES	182
FIGURE IV.83 : RATIOS EVENEMENTIELS ENTRE DEBIT MAX EN SORTIE DE DRAIN ET INTENSITE MAX DE LA PLUIE (Qs,MAX/Qe,MAX ; AVEC HPLUIE ≥ 1 MM ET HEAU ECOULEE ≥ 1MM) (BOITE = 50 % DES DONNEES ENTRE LES QUANTILES 25 ET 75; LIGNE VERTE	

PLEINE = MEDIANE; LIGNES VERTES POINTILLEES HORIZONTALES = QUANTILES 10 ET 90, ROND : VALEURS AU-DELA DES QUANTILES 10 ET 90) – ECOVEGETAL® MOUSSES.....	183
FIGURE IV.84 : COURBES DES DEBITS CLASSES EN FONCTION DU TEMPS – ECOVEGETAL® MOUSSES. LE GRAPHE DU BAS EST UN ZOOM.	184
FIGURE IV.85 : COURBES DES DEBITS CLASSES EN FONCTION DU VOLUME – ECOVEGETAL® MOUSSES.....	184
FIGURE IV.86 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DU COEFFICIENT MODULATEUR DE L’ETP, K. LES SIMULATIONS ENGENDRANT DU RUISSELLEMENT DE SURFACE ONT ETE ECARTES DANS LA FIGURE POUR LES CNASH – ECOVEGETAL® GREEN	185
FIGURE IV.87 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DU COEFFICIENT MODULATEUR DE L’ETP, K. TOUS LES AUTRES PARAMETRES SONT FIXES (POROSITE = 0,68 ; Fc = 0,63 ; pF = 0,03 ; Ks = 267,8 MM/H ; HCO = 7,9 ; TENEUR EN EAU INITIALE = 13.3 %) – ECOVEGETAL® GREEN	186
FIGURE IV.88 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DES VALEURS DE CAPACITE AU CHAMP (Fc) ET DU POINT DE FLETRISSEMENT (pF) – ECOVEGETAL® GREEN.....	187
FIGURE IV.89 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DE LA SATURATION INITIALE – ECOVEGETAL® GREEN	188
FIGURE IV.90 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DES VALEURS DE POROSITE, Ks ET HCO – ECOVEGETAL® GREEN	189
FIGURE IV.91 : EVOLUTION DES VALEURS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DE LA PERCOLATION DANS LA COUCHE DE SOL A CAPACITE AU CHAMP – ECOVEGETAL® GREEN	189
FIGURE IV.92 : PERCOLATION A CAPACITE AU CHAMP EN FONCTION DES ECARTS ENTRE POROSITE ET TENEUR EN EAU A CAPACITE AU CHAMP – EVOVEGETAL® GREEN	190
FIGURE IV.93 : COMPARAISON DES DEBITS SIMULES ET OBSERVES AU PAS DE TEMPS 10 MIN POUR LA SIMULATION DONNANT LES MEILLEURS CBILAN ET CNASH (CBILAN = 0,02 ; CNASH SANS DECALAGE = 0,51 ; SATURATION INITIALE = 1,79 % ; POROSITE = 0,79 ; CAPACITE AU CHAMP = 0,48 ; POINT DE FLETRISSEMENT = 0,04 ; CONDUCTIVITE HYDRAULIQUE = 147,7 MM/H ; CONSTANTE DE DECROISSANCE = 57,5). LA LIGNE POINTILLEE REPRESENTE LA BISSECTRICE. – ECOVEGETAL® GREEN	191
FIGURE IV.94 : HYDROGRAMME DES DONNEES SIMULEES ET OBSERVEES POUR LA SIMULATION DONNANT LES MEILLEURS CBILAN ET CNASH – ECOVEGETAL® GREEN	191
FIGURE IV.95 : ZOOM SUR L’HYDROGRAMME DES DONNEES SIMULEES ET OBSERVEES – ECOVEGETAL® GREEN.....	192
FIGURE IV.96 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DU COEFFICIENT MODULATEUR DE L’ETP, K. LES SIMULATIONS ENGENDRANT DU RUISSELLEMENT DE SURFACE ONT ETE ECARTES DANS LA FIGURE POUR LES CNASH – ECOMINERAL®	193
FIGURE IV.97 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DU COEFFICIENT MODULATEUR DE L’ETP, K. TOUS LES AUTRES PARAMETRES SONT FIXES (POROSITE = 0,37 ; Fc = 0,08 ; pF = 0,001 ; Ks = 200,3 MM/H ; HCO = 30,4 ; TENEUR EN EAU INITIALE = 5,1 %) – ECOMINERAL®	193
FIGURE IV.98 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DE LA CAPACITE AU CHAMP – ECOMINERAL®	194
FIGURE IV.99 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DE LA SATURATION INITIALE - ECOMINERAL®	195
FIGURE IV.100 : VARIATIONS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DES VALEURS DE POROSITE, Ks ET HCO - ECOMINERAL®	196
FIGURE IV.101 : EVOLUTION DES VALEURS DE CBILAN ET CNASH EN FONCTION DE LA PERCOLATION DANS LA COUCHE DE SOL A CAPACITE AU CHAMP – ECOMINERAL®	197
FIGURE IV.102 : COMPARAISON DES DEBITS SIMULES ET OBSERVES AU PAS DE TEMPS 10 MIN POUR LA MEILLEURE SIMULATION, EN DECALANT LES DEBITS SIMULES DE 40 MIN (CBILAN = -0,01; CNASH DECALE DE 40 MIN = 0,81 ; SATURATION INITIALE = 0,61 % ; POROSITE = 0,62 ; CAPACITE AU CHAMP = 0,08 ; CONDUCTIVITE HYDRAULIQUE = 266,6 MM/H ; CONSTANTE DE DECROISSANCE = 15). LA LIGNE POINTILLEE REPRESENTE LA BISSECTRICE. – ECOMINERAL®	197
FIGURE IV.103 : ZOOM SUR LES HYDROGRAMMES DES DEBITS SIMULES ET OBSERVES – ECOMINERAL®	198
FIGURE IV.104 : COEFFICIENTS D’ECOULEMENT (CE) TOTAUX ET ABATTEMENTS DES HAUTEURS D’EAU NORMALISES EN MM/AN ET SUR 650 MM DE PLUIE - ECOMINERAL®	199
FIGURE IV.105: BOXPLOT DES COEFFICIENTS D’ECOULEMENT ET DES ABATTEMENTS DE HAUTEUR D’EAU EVENEMENTIELS (BOITE = 50 % DES DONNEES ENTRE LES QUANTILES 25 ET 75; LIGNE VERTE = MEDIANE; LIGNES VERTES POINTILLEES HORIZONTALES = QUANTILES 10 ET 90; ROND = VALEURS AU-DELA DES QUANTILES 10 ET 90) – ECOMINERAL®	200
FIGURE IV.106 : ZOOM SUR LES HYDROGRAMMES DES DONNEES SIMULEES ET OBSERVEES – ECOMINERAL®	201
FIGURE IV.107 : EVOLUTION DES ECARTS ENTRE HAUTEURS D’EAU EVENEMENTIELLE SIMULEES ET OBSERVEES EN FONCTION DE LA HAUTEUR DE PLUIE EVENEMENTIELLE – ECOMINERAL®	201
FIGURE IV.108 : ZOOM SUR UN EVENEMENT HYDROLOGIQUE OBSERVE SUR L’ECOMINERAL® OU LA HAUTEUR D’EAU SIMULEE (16 MM) EST PLUS FAIBLE QUE LA HAUTEUR D’EAU OBSERVEE (17 MM).....	202

FIGURE IV.109 : RATIOS EVENEMENTIELS ENTRE DEBITS MAX EN SORTIE DE DRAIN ET INTENSITE MAX DE LA PLUIE ($Q_{S,MAX}/Q_{E,MAX}$; AVEC $H_{PLUIE} \geq 1$ MM ET $HEAU$ ECOULEE ≥ 1 MM) (BOITE = 50 % DES DONNEES ENTRE LES QUANTILES 25 ET 75; LIGNE VERTE = MEDIANE; LIGNES VERTES POINTILLEES HORIZONTALES = QUANTILES 10 ET 90; ROND = VALEURS AU-DELA DES QUANTILES 10 ET 90) – ECOMINERAL®	203
FIGURE IV.110 : COURBES DES DEBITS CLASSES EN FONCTION DU TEMPS - ECOMINERAL®. LE GRAPHE DU BAS EST UN ZOOM....	204
FIGURE IV.111 : COURBES DES DEBITS CLASSES EN FONCTION DU VOLUME - ECOMINERAL®	205
FIGURE V.112 : REPARTITION DES ELEMENTS MAJEURS ENTRE LA PHASE DISSOUTE ET LA PHASE PARTICULAIRE (VALEURS MEDIANES) DU PARKING REFERENCE	214
FIGURE V.113 : REPARTITION DES ETM ENTRE LA PHASE DISSOUTE ET LA PHASE PARTICULAIRE (VALEURS MEDIANES) DU PARKING REFERENCE.....	215
FIGURE V.114 : SIGNATURE DES 19 HAPS ANALYSES (EN %, MOYENNE \pm ECART – TYPE) DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT DU PARKING REFERENCE	221
FIGURE V.115 : REPARTITION DES HAPS ENTRE LA PHASE DISSOUTE ET LA PHASE PARTICULAIRE (VALEURS MEDIANES) DU PARKING REFERENCE.....	222
FIGURE V.116 : REPARTITION DES BPA, ALKYLPHENOLS ET PHTALATES ENTRE LA PHASE DISSOUTE ET LA PHASE PARTICULAIRE (VALEURS MEDIANES) DU PARKING REFERENCE.....	223
FIGURE V.117 : REPARTITION DES ELEMENTS MAJEURS ET NUTRITIFS ENTRE LA PHASE DISSOUTE ET LA PHASE PARTICULAIRE (VALEURS MEDIANES) DU PARKING PERMEABLE	226
FIGURE V.118 : REPARTITION DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM) ENTRE LA PHASE DISSOUTE ET LA PHASE PARTICULAIRE (VALEURS MEDIANES) DU PARKING PERMEABLE	228
FIGURE V.119 : REPARTITION DES HAPS ENTRE LA PHASE DISSOUTE ET LA PHASE PARTICULAIRE (VALEURS MEDIANES) DU PARKING PERMEABLE	230
FIGURE V.120 : REPARTITION DE BPA, DES ALKYLPHENOLS ET DES PHTALATES ENTRE LA PHASE DISSOUTE ET LA PHASE PARTICULAIRE (VALEURS MEDIANES) DU PARKING PERMEABLE	232
FIGURE V.121 : DISTRIBUTION DE PROBABILITE DES CONCENTRATIONS TOTALES (CTOT) ET DISSOUTES (CDIS) EN CUIVRE (Cu) DU PARKING REFERENCE (PREF) ET DU PARKING PERMEABLE VEGETALISE (PP). LES BARRES D'ERREUR REPRESENTENT LES INCERTITUDES ANALYTIQUES. LA LIGNE NOIRE POINTILLEE REPRESENTE LA VALEUR DE LA NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)	234
FIGURE V.122 : DISTRIBUTION DE PROBABILITE DES CONCENTRATIONS TOTALES (CTOT) ET DISSOUTES (CDIS) EN ZINC (Zn) DU PARKING REFERENCE (PREF) ET DU PARKING PERMEABLE VEGETALISE (PP). LES BARRES D'ERREUR REPRESENTENT LES INCERTITUDES ANALYTIQUES. LA LIGNE NOIRE POINTILLEE REPRESENTE LA VALEUR DE LA NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)	234
FIGURE V.123 : DISTRIBUTION DE PROBABILITE DES CONCENTRATIONS TOTALES (CTOT) ET DISSOUTES (CDIS) EN ARSENIC (As) DU PARKING REFERENCE (PREF) ET DU PARKING PERMEABLE VEGETALISE (PP). LES BARRES D'ERREUR REPRESENTENT LES INCERTITUDES ANALYTIQUES. LA LIGNE NOIRE POINTILLEE REPRESENTE LA VALEUR DE LA NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)	235
FIGURE V.124 : DISTRIBUTION DE PROBABILITE DES CONCENTRATIONS TOTALES (CTOT) ET DISSOUTES (CDIS) EN OCTYLPHENOL (OP) DU PARKING REFERENCE (PREF) ET DU PARKING PERMEABLE VEGETALISE (PP). LES BARRES D'ERREUR REPRESENTENT LES INCERTITUDES ANALYTIQUES. LA LIGNE NOIRE POINTILLEE REPRESENTE LA VALEUR DE LA NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)	236
FIGURE V.125 : COMPARAISON DES CONCENTRATIONS MEDIANES EVENEMENTIELLES DES POLLUANTS ANALYSES SUR LE PARKING REFERENCE (PREF) ET SUR LE PARKING PERMEABLE (PP). LA LIGNE POINTILLEE REPRESENTE LA BISSECTRICE.	236
FIGURE V.126 : COMPARAISON DES MASSES MEDIANES EVENEMENTIELLES DES POLLUANTS ANALYSES SUR LE PARKING REFERENCE (PREF) ET SUR LE PARKING PERMEABLE (PP). LA LIGNE POINTILLEE REPRESENTE LA BISSECTRICE.	245
FIGURE VI.127: CHARGE ($\mu\text{G}/\text{M}^3$) ET TAUX D'ABATTEMENT (%) DU CUIVRE, DU ZINC ET DU PLOMB PARTICULAIRE ET DISSOUS (IN : EN ENTREE DE LA COLONNE, OUT TS : EN SORTIE DE COLONNE COMPRENANT UNIQUEMENT DU SOL, OUT TS/MS (4 :1) : EN SORTIE DE COLONNE COMPRENANT 12.5CM DE SOL SUR 10CM DE COQUILLES DE MOULES SUR 27,5 CM DE SOL, OUT TS/MS (1 :1) : EN SORTIE DE COLONNE COMPRENANT 12,5 CM DE SOL SUR 25 CM DE COQUILLES DE MOULES SUR 12,5 CM DE SOL) (GOOD ET AL., 2014)	265
FIGURE VI.128: COMPARAISON DE L'EFFICACITE D'ADSORPTION DES BOUES ROUGES (A), DE LA ZEOLITE (B), DU CALCAIRE (C) ET DES COQUILLES D'HUITRES (D) POUR UNE SOLUTION A BASE D'EAU DEMINERALISEE (BLANC) OU A BASE D'EAU DE MER (NOIR) (SHIN ET AL., 2014).....	266

FIGURE VI.129: CAPACITE D'ADSORPTION DE DIFFERENTS MATERIAUX EN FIBRES DE CARBONE POUR DES HUILES LOURDES PEU VISQUEUSES (A-GRADE) A TRES VISQUEUSES (C-GRADE) (INAGAKI <i>ET AL.</i> , 2002)	270
FIGURE VI.130 : CONCENTRATIONS TOTALES MOYENNES EN ENTREE ET EN SORTIE DU BASSIN DE RETENTION, ET TAUX D'ABATTEMENT (%) (VOLLERTSEN <i>ET AL.</i> , 2009)	273
FIGURE VI.131 : CONCENTRATIONS TOTALES MOYENNES EN ENTREE ET EN SORTIE DU FILTRE SABLEUX, ET TAUX D'ABATTEMENT (%) (VOLLERTSEN <i>ET AL.</i> , 2009)	274
FIGURE VI.132: CONCENTRATIONS TOTALES MOYENNES EN ENTREE ET EN SORTIE DU FILTRE ADSORBANT, ET TAUX D'ABATTEMENT (%) (VOLLERTSEN <i>ET AL.</i> , 2009)	274
FIGURE VI.133 : STRUCTURE PORTANTE DES COLONNES EN ACIER INOXYDABLE	278
FIGURE VI.134 : SCHEMAS DE LA STRUCTURE DES COLONNES	279
FIGURE VI.135 : ETAPES DE LA CONSTRUCTION DES COLONNES (A : GEOTEXTILE ; B : GRAVES DRAINANTES 40/60 ; C : GRAVES DRAINANTES 0/31,5 ; D : NATTE A RETENTION D'EAU WSM ; E : SUBSTRAT MOUSSES® PROVENANT DE BROUE ; F : DALLE MOUSSES PROVENANT DE BROUE)	280
FIGURE VI.136 : DISPOSITIF EXPERIMENTAL DES COLONNES	281
FIGURE VI.137 : ASPIRATION A SEC DE POUSSIERES POLLUEES SUR UN PARKING EN ENROBE IMPERMEABLE (CASTORAMA, COIGNIERES, 23/03/2018)	284
FIGURE VI.138 : SIGNATURE DES 19 HAPS ANALYSES (EN %) DANS LES PARTICULES APPLIQUEES SUR LES COLONNES. LES BARRES NOIRES REPRESENTENT L'ERREUR ANALYTIQUE.....	288
FIGURE VI.139 : SIGNATURE DES 19 HAPS ANALYSES (EN %, MOYENNE \pm ECART – TYPE) DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT DU PARKING REFERENCE DE VILLENEUVE-LE-ROI.....	288
FIGURE VI.140 : DENSITE APPARENTE MOYENNE DES MATERIAUX UTILISES DANS LES COLONNES	291
FIGURE VI.141 : HAUTEURS D'EAU RETENUES A CME POUR CHACUNE DES COLONNES.....	293
FIGURE VI.142 : HAUTEUR DE PLUIE ET HAUTEURS D'EAU ECOULEES DES COLONNES DU 16 MAI 2018 AU 30 OCTOBRE 2019	298
FIGURE VI.143 : COEFFICIENTS D'ECOULEMENT TOTAUX ET ABATTEMENTS NORMALISES A 650 MM DE PLUIE DES COLONNES, DE L'ECOVEGETAL® MOUSSES DE BROUE ET DU PARKING PERMEABLE (PP) DE VILLENEUVE-LE-ROI	301
FIGURE VI.144 : COEFFICIENTS D'ECOULEMENT HEBDOMADAIRES POUR CHAQUE COLONNE ET HAUTEURS DE PLUIE (EN ROUGE : PERIODE INVALIDE)	303
FIGURE VI.145 : ABATTEMENTS HEBDOMADAIRES POUR CHAQUE COLONNE ET HAUTEURS DE PLUIE (EN ROUGE : PERIODE INVALIDE)	304
FIGURE VI.146 : ABATTEMENTS EN FONCTION DES CLASSES DE HAUTEURS D'EAU	305
FIGURE VI.147 : ABATTEMENTS HEBDOMADAIRES EN FONCTION DES HAUTEURS DE PLUIES HEBDOMADAIRES (DROITE POINTILLEE : BISSECTRICE)	306
FIGURE VI.148 : ABATTEMENTS DES MASSES DE POLLUANTS ENTRE LES PARTICULES POLLUEES ET LA COLONNE Tp SUR LA PERIODE DE SUIVI TOTALE	315
FIGURE VI.149 : ABATTEMENTS DES MASSES DE POLLUANTS ENTRE LES PARTICULES POLLUEES ET LA COLONNE Fp SUR LA PERIODE DE SUIVI TOTALE	316
FIGURE VI.150 : ABATTEMENTS DES MASSES DE POLLUANTS ENTRE LES PARTICULES POLLUEES ET LA COLONNE WSMp SUR LA PERIODE DE SUIVI TOTALE	317
FIGURE VI.151 : COLLECTE DES ECHANTILLONS DES COLONNES DU 28 NOVEMBRE 2018	321
FIGURE VI.152 : COMPARAISON DES MASSES DE POLLUANTS DES COLONNES DE LA SERIE POLLUEE AVEC LE PARKING PERMEABLE DE VILLENEUVE-LE-ROI (DROITE POINTILLEE : BISSECTRICE)	323
FIGURE VI.153 : COMPARAISON DES CONCENTRATIONS MOYENNES DE POLLUANTS DES COLONNES DE LA SERIE POLLUEE AVEC LE PARKING PERMEABLE DE VILLENEUVE-LE-ROI (DROITE POINTILLEE : BISSECTRICE)	324
FIGURE 154 : PHOTOS DES DIFFERENTES ETAPES DE MESURE DE LA DENSITE APPARENTE. EXEMPLE DE LA MESURE SUR LE LIT DE POSE D'UNE COLONNE.	359
FIGURE 155 : PHOTO MONTRANT LA SATURATION DES ECHANTILLONS POUR LA MESURE DE LA CME	360
FIGURE 156 : SCHEMA D'AUGETS BASCULANTS D'UN PLUVIOMETRE.....	363

Liste des tableaux

TABLEAU I.1 : LISTE NON EXHAUSTIVE DES TYPES DE PARKING PERMEABLES TROUVES DANS LA LITTERATURE.....	29
TABLEAU I.2 : ABATTEMENT DES VOLUMES ET COEFFICIENTS D'ECOULEMENT EVENEMENTIELS DONNES DANS LA LITTERATURE.....	40
TABLEAU I.3 : TEMPS DE VIDANGE MOYEN DE PARKINGS PERMEABLES VEGETALISES DANS LA LITTERATURE	43
TABLEAU I.4 : GAMMES DES MEDIANES OU DES MOYENNES DES PARAMETRES GLOBAUX ET DES CONCENTRATIONS TOTALES ET DISSOUTES EN ELEMENTS NUTRITIFS ET MAJEURS DANS LA LITTERATURE POUR DES PARKINGS ^A (BRASWELL <i>ET AL.</i> , 2018B, 2018A; BRATTEBO AND BOOTH, 2003; DRAKE <i>ET AL.</i> , 2014B; DREELIN <i>ET AL.</i> , 2006; GARNIER, 2020; RAZZAGHMANESH AND BORST, 2019; REVITT <i>ET AL.</i> , 2014; RUSHTON, 2001; SELBIG <i>ET AL.</i> , 2019) ET DES VOIRIES ^B IMPERMEABLES (BEAN AND HUNT, 2005; BRESSY, 2010; CLARA <i>ET AL.</i> , 2010; DIBLASI <i>ET AL.</i> , 2009; FLANAGAN, 2018; KAYHANIAN <i>ET AL.</i> , 2012; LEGRET AND COLANDINI, 1999; LEROY <i>ET AL.</i> , 2016; TOTA-MAHARAJ <i>ET AL.</i> , 2012), ET COMPAREES AUX VALEURS SEUIL FRANÇAISES POUR UNE EAU DE SURFACE DE BONNE QUALITE (MEEM, 2016)	45
TABLEAU I.5 : GAMMES DES MEDIANES OU DES MOYENNES DES CONCENTRATIONS TOTALES ET DISSOUTES EN ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM) DANS LA LITTERATURE POUR DES PARKINGS ^A (BRASWELL <i>ET AL.</i> , 2018A; BRATTEBO AND BOOTH, 2003; DRAKE <i>ET AL.</i> , 2014B; DREELIN <i>ET AL.</i> , 2006; GARNIER, 2020; REVITT <i>ET AL.</i> , 2014; RUSHTON, 2001; SELBIG <i>ET AL.</i> , 2019) ET DES VOIRIES ^B IMPERMEABLES (BEAN AND HUNT, 2005; BRESSY, 2010; FLANAGAN, 2018; KAYHANIAN <i>ET AL.</i> , 2012; LEGRET AND COLANDINI, 1999; LEROY <i>ET AL.</i> , 2016; STACHEL <i>ET AL.</i> , 2010) ET COMPAREES AUX NORMES DE QUALITES ENVIRONNEMENTALES (NQE) MOYENNES ANNUELLES *FRANÇAISES (MEEM, 2016) OU **EUROPEENNES (EC, 2013).	46
TABLEAU I.6 : GAMMES DES MEDIANES OU DES MOYENNES DES CONCENTRATIONS TOTALES ET DISSOUTES EN HYDROCARBURES TOTAUX (HT) ET HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) DANS LA LITTERATURE POUR DES PARKINGS ^A ET DES VOIRIES ^B IMPERMEABLES (DIBLASI <i>ET AL.</i> , 2009; FLANAGAN, 2018; GARNIER, 2020; KAYHANIAN <i>ET AL.</i> , 2012; LEROY <i>ET AL.</i> , 2016; LUNDY <i>ET AL.</i> , 2012; ROINAS <i>ET AL.</i> , 2014; STACHEL <i>ET AL.</i> , 2010; ZHANG <i>ET AL.</i> , 2008) ET COMPAREES AUX NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALES MOYENNES ANNUELLES (EC, 2013)	47
TABLEAU I.7 : GAMMES DES MEDIANES OU DES MOYENNES DES CONCENTRATIONS TOTALES ET DISSOUTES EN BISPHENOL A (BPA), ALKYLPHENOLS ET PHTALATES DANS LA LITTERATURE POUR DES PARKINGS ^A ET DES VOIRIES ^B IMPERMEABLES (BJÖRKLUND <i>ET AL.</i> , 2009; CLARA <i>ET AL.</i> , 2010; FLANAGAN, 2018; GARNIER, 2020; STACHEL <i>ET AL.</i> , 2010) ET COMPAREES AUX NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALES MOYENNES ANNUELLES (EC, 2013)	47
TABLEAU I.8: REDUCTION (%) DES CONCENTRATIONS DES MATIERES EN SUSPENSION (MES) DANS QUELQUES ETUDES (* COMPARAISON ENTRE DES EAUX DE RUISSELLEMENT SUR DU BETON BITUMINEUX ET LES EAUX D'EXFILTRATION DES PARKINGS PERMEABLES ; ** COMPARAISON ENTRE UN BASSIN VERSANT DE REFERENCE ET UNE RUE AVEC UN REVETEMENT EN BETON BITUMINEUX DRAINANT)	51
TABLEAU I.9: REDUCTION (%) DES CONCENTRATIONS ^A OU DES CHARGES ^B EN NUTRIMENTS (* COMPARAISON ENTRE DES EAUX DE RUISSELLEMENT SUR DU BETON BITUMINEUX ET LES EAUX D'EXFILTRATION DES PARKINGS PERMEABLES ; **COMPARAISON AVEC UNE PLUIE SYNTHETIQUE (ENTREE)).....	53
TABLEAU I.10: REDUCTION (%) DES CONCENTRATIONS TOTALES EN METAUX (* COMPARAISON ENTRE DES EAUX DE RUISSELLEMENT SUR DU BETON BITUMINEUX ET LES EAUX D'EXFILTRATION DES PARKINGS PERMEABLES ; **COMPARAISON AVEC UNE PLUIE SYNTHETIQUE (ENTREE) ; COMPARAISON ENTRE UN BASSIN VERSANT DE REFERENCE ET UNE RUE AVEC UN REVETEMENT EN BETON BITUMINEUX DRAINANT)	57
TABLEAU I.11: CHARGES DE POLLUANTS PAR CHARGES DE SEDIMENTS.....	59
TABLEAU II.12: RECAPITULATIF DES PARAMETRES MESURES OU ANALYSES POUR LES MATERIAUX COMPOSANTS LES PARKINGS PERMEABLES (X INDIQUE QUE LE MATERIAU A ETE ANALYSE POUR UN PARAMETRE DONNE)	72
TABLEAU II.13 : RESULTATS DE L'ANALYSE GRANULOMETRIQUE DES MATERIAUX DES DALLES ET DES LITS DE POSE DES PARKINGS PERMEABLES ET DES MATERIAUX NEUFS (EN %)	74
TABLEAU II.14 : PARAMETRES CHIMIQUES DES MATERIAUX DES PARKINGS PERMEABLES ET DES MATERIAUX NEUFS (SUR FRACTION INFERIEURE A 2 MM).....	78
TABLEAU II.15 : LABORATOIRES D'ANALYSE DES DIFFERENTES FAMILLES DE POLLUANTS	85
TABLEAU II.16 : METHODES D'ANALYSE ET LIMITE DE QUANTIFICATION DES POLLUANTS (D'APRES FLANAGAN, 2018) (M = MASSE DE SOLIDE ANALYSE)	86
TABLEAU II.17 : INCERTITUDES ANALYTIQUES (FLANAGAN, 2018)	87
TABLEAU II.18 : CONCENTRATIONS TOTALES DES BLANCS REALISES SUR LES PARKINGS DE VILLENEUVE-LE-ROI ET DANS LES EAUX DE REFERENCE (* INDIQUE QUE LE RATIO ENTRE LA CONCENTRATION TOTALE DU BLANC ET LA MEDIANE DES CONCENTRATIONS TOTALES DU PARKING EST AU MOINS DE 0,05)	91

TABLEAU II.19 : RECAPITULATIF DU NOMBRE D'ÉVÉNEMENTS PLUVIEUX ANALYSES PAR FAMILLE DE POLLUANTS ET PAR SITE.....	96
TABLEAU II.20 : STATISTIQUES DES ÉVÉNEMENTS ÉCHANTILLONNES	96
TABLEAU II.21 : EFFICACITÉ D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LES 2 PARKINGS.....	97
TABLEAU III.22 : CARACTÉRISTIQUES DES ÉVÉNEMENTS HYDROLOGIQUES VALIDES POUR CHAQUE PARKING	112
TABLEAU IV.23 : REPRÉSENTATION DES COUCHES D'UN PARKING PERMEABLE CLASSIQUE DANS LES DIFFÉRENTS LOGICIELS DE MODELISATION	151
TABLEAU IV.24 : REPRÉSENTATION DE CHACUNE DES COUCHES DES 3 PLACES DE PARKINGS PERMEABLES DANS SWMM	166
TABLEAU IV.25 : PARAMÈTRES UTILISÉS POUR REPRODUIRE CHACUNE DES COUCHES DES 3 PARKINGS PERMEABLES ET PLAGE DE VALEURS DES PARAMÈTRES À CALER ENTRE [].....	169
TABLEAU V.26 : INCERTITUDES LIÉES AUX MÉTHODES D'ANALYSES (FLANAGAN, 2018)	209
TABLEAU V.27 : PARAMÈTRES GLOBAUX, ET ÉLÉMENTS NUTRITIFS AVEC LEUR FRÉQUENCE DE QUANTIFICATION ASSOCIÉE (F) DANS LA PHASE TOTALE ET DANS LA PHASE DISSOUE POUR LE PARKING RÉFÉRENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNÉES DE LA LITTÉRATURE QUAND C'EST POSSIBLE (BEAN AND HUNT, 2005; BOVING ET AL., 2008; BRASWELL ET AL., 2018A, 2018B; BRATTEBO AND BOOTH, 2003; BRESSY, 2010; CLARA ET AL., 2010; COLLINS ET AL., 2009; DIBLASI ET AL., 2009; DRAKE ET AL., 2014B; DREELIN ET AL., 2006; FLANAGAN, 2018; GARNIER, 2020; KAYHANIAN ET AL., 2007; LEGRET AND COLANDINI, 1999; LEROY ET AL., 2016; LUNDY ET AL., 2012; RAZZAGHMANESH AND BORST, 2019; REVITT ET AL., 2014; RUSHTON, 2001; SAÑUDO-FONTANEDA ET AL., 2014A; SELBIG ET AL., 2019; TOTA-MAHARAJ AND SCHOLZ, 2010) ET AUX VALEURS SEUIL FRANÇAISES POUR UNE EAU DE SURFACE DE BONNE QUALITÉ (MEEM, 2016). N EST LE NOMBRE D'ÉVÉNEMENTS ANALYSES.	216
TABLEAU V.28 : CONCENTRATIONS EN ÉLÉMENTS MAJEURS AVEC LEUR FRÉQUENCE DE QUANTIFICATION ASSOCIÉE (F) DANS LA PHASE TOTALE ET DANS LA PHASE DISSOUE POUR LE PARKING RÉFÉRENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNÉES DE LA LITTÉRATURE QUAND C'EST POSSIBLE (BOVING ET AL., 2008; DRAKE ET AL., 2014B; DREELIN ET AL., 2006; FLANAGAN, 2018; GARNIER, 2020; RUSHTON, 2001; SELBIG ET AL., 2019). N EST LE NOMBRE D'ÉVÉNEMENTS ANALYSES.	217
TABLEAU V.29 : CONCENTRATIONS DES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES ET FRÉQUENCE DE QUANTIFICATION DES POLLUANTS (F) DANS LA PHASE TOTALE ET DANS LA PHASE DISSOUE POUR LE PARKING RÉFÉRENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNÉES DE LA LITTÉRATURE QUAND C'EST POSSIBLE (BEAN AND HUNT, 2005; BRASWELL ET AL., 2018B; BRATTEBO AND BOOTH, 2003; BRESSY, 2010; DRAKE ET AL., 2014B; DREELIN ET AL., 2006; FLANAGAN, 2018; GARNIER, 2020; KAYHANIAN ET AL., 2007; LEGRET AND COLANDINI, 1999; LEROY ET AL., 2016; REVITT ET AL., 2014; RUSHTON, 2001; SELBIG ET AL., 2019; STACHEL ET AL., 2010) ET AUX NORMES DE QUALITÉ ENVIRONNEMENTALE (NQE) MOYENNES ANNUELLES * FRANÇAISES (MEEM, 2016) OU ** EUROPEENNES (EC, 2013). N EST LE NOMBRE D'ÉVÉNEMENTS ANALYSES. 218	218
TABLEAU V.30 : CONCENTRATIONS DES HYDROCARBURES TOTAUX (HT) ET DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP), ET FRÉQUENCE DE QUANTIFICATION DES POLLUANTS (F) DANS LA PHASE TOTALE ET DANS LA PHASE DISSOUE POUR LE PARKING RÉFÉRENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNÉES DE LA LITTÉRATURE QUAND C'EST POSSIBLE (DIBLASI ET AL., 2009; FLANAGAN, 2018; GARNIER, 2020; LEROY ET AL., 2016; LUNDY ET AL., 2012; STACHEL ET AL., 2010; ZHANG ET AL., 2015) ET AUX NORMES DE QUALITÉ ENVIRONNEMENTALE (NQE) MOYENNES ANNUELLES EUROPEENNES (EC, 2013). N EST LE NOMBRE D'ÉVÉNEMENTS ANALYSES.....	219
TABLEAU V.31 : CONCENTRATIONS EN BISPHÉNOL A (BPA), ALKYLPHÉNOLS ET PHTALATES, ET FRÉQUENCE DE QUANTIFICATION DES POLLUANTS (F) DANS LA PHASE TOTALE ET DANS LA PHASE DISSOUE POUR LE PARKING RÉFÉRENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNÉES DE LA LITTÉRATURE QUAND C'EST POSSIBLE (BJÖRKLUND ET AL., 2009; CLARA ET AL., 2010; FLANAGAN, 2018; GARNIER, 2020; STACHEL ET AL., 2010) ET AUX NORMES DE QUALITÉ ENVIRONNEMENTALE (NQE) MOYENNES ANNUELLES EUROPEENNES (EC, 2013). N EST LE NOMBRE D'ÉVÉNEMENTS ANALYSES.	220
TABLEAU V.32 : ABATTEMENTS DES CONCENTRATIONS DES MATIÈRES EN SUSPENSION (MES), CARBONE ORGANIQUE (CO), NUTRIMENTS ET ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES DANS LA PHASE TOTALE ET DANS LA PHASE DISSOUE POUR LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNÉES DE LA LITTÉRATURE QUAND C'EST POSSIBLE (BEAN AND HUNT, 2005; BOVING ET AL., 2008; BRATTEBO AND BOOTH, 2003; COLLINS ET AL., 2009; DRAKE ET AL., 2014B; GARNIER, 2020; LEGRET AND COLANDINI, 1999). F _{SIG} EST LA FRACTION D'ÉVÉNEMENTS POUR LAQUELLE UN ABATTEMENT (OU UNE ÉMISSION) SIGNIFICATIF EST OBSERVÉ. N EST LE NOMBRE D'ÉVÉNEMENTS ANALYSES.	225
TABLEAU V.33 : ABATTEMENTS DES CONCENTRATIONS EN HYDROCARBURES TOTAUX (HT) ET HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) DANS LA PHASE TOTALE ET DANS LA PHASE DISSOUE POUR LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNÉES DE LA LITTÉRATURE QUAND C'EST POSSIBLE (GARNIER, 2020). F _{SIG} EST LA FRACTION D'ÉVÉNEMENTS POUR LAQUELLE UN ABATTEMENT SIGNIFICATIF EST OBSERVÉ. N EST LE NOMBRE D'ÉVÉNEMENTS ANALYSES.	229

TABLEAU V.34 : ABATTEMENTS DES CONCENTRATIONS BISPHENOL A (BPA), ALKYLPHENOLS ET PHTALATES DANS LA PHASE TOTALE ET DANS LA PHASE DISSOLUE POUR LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNEES DE LA LITTERATURE QUAND C'EST POSSIBLE (GARNIER, 2020). F _{sig} EST LA FRACTION D'EVENEMENTS POUR LAQUELLE UN ABATTEMENT SIGNIFICATIF EST OBSERVE. N EST LE NOMBRE D'EVENEMENTS ANALYSES.	231
TABLEAU V.35 : MASSES EVENEMENTIELLES ET ABATTEMENTS DES ELEMENTS MAJEURS ET ELEMENTS NUTRITIFS POUR LE PARKING REFERENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNEES DE LA LITTERATURE QUAND C'EST POSSIBLE (DRAKE ET AL., 2014B; GARNIER, 2020; LEGRET AND COLANDINI, 1999). N EST LE NOMBRE D'EVENEMENTS ANALYSES....	239
TABLEAU V.36 : MASSES EVENEMENTIELLES ET ABATTEMENTS DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES POUR LE PARKING REFERENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPAREES AUX DONNEES DE LA LITTERATURE QUAND C'EST POSSIBLE (DRAKE ET AL., 2014B; GARNIER, 2020; LEGRET AND COLANDINI, 1999). N EST LE NOMBRE D'EVENEMENTS ANALYSES.....	240
TABLEAU V.37 : MASSES EVENEMENTIELLES ET ABATTEMENTS DES HYDROCARBURES TOTAUX (HT) ET DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP), POUR LE PARKING REFERENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPAREES AUX DONNEES DE LA LITTERATURE QUAND C'EST POSSIBLE (GARNIER, 2020). N EST LE NOMBRE D'EVENEMENTS ANALYSES.....	241
TABLEAU V.38 : MASSES EVENEMENTIELLES ET ABATTEMENTS EN BISPHENOL A (BPA), ALKYLPHENOLS ET PHTALATES POUR LE PARKING REFERENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPAREES AUX DONNEES DE LA LITTERATURE QUAND C'EST POSSIBLE (GARNIER, 2020). N EST LE NOMBRE D'EVENEMENTS ANALYSES.	242
TABLEAU V.39 : MASSES ANNUELLES ET ABATTEMENTS – EVALUATION MOYENNE ET INTERVALLE DE CONFIANCE - DES ELEMENTS MAJEURS ET ELEMENTS NUTRITIFS POUR LE PARKING REFERENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNEES DE LA LITTERATURE QUAND C'EST POSSIBLE (BRASWELL ET AL., 2018B; FLANAGAN, 2018; REVITT ET AL., 2014; RUSHTON, 2001)	247
TABLEAU V.40 : MASSES ANNUELLES ET ABATTEMENTS – EVALUATION MOYENNE ET INTERVALLE DE CONFIANCE - DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES POUR LE PARKING REFERENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNEES DE LA LITTERATURE QUAND C'EST POSSIBLE (BRASWELL ET AL., 2018B; FLANAGAN, 2018; REVITT ET AL., 2014; RUSHTON, 2001)	248
TABLEAU V.41 : MASSES ANNUELLES ET ABATTEMENTS – EVALUATION MOYENNE ET INTERVALLE DE CONFIANCE - DES HYDROCARBURES TOTAUX (HT) ET DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) , POUR LE PARKING REFERENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNEES DE LA LITTERATURE QUAND C'EST POSSIBLE (DIBLASI ET AL., 2009; FLANAGAN, 2018)	249
TABLEAU V.42 : MASSES ANNUELLES ET ABATTEMENTS – EVALUATION MOYENNE ET INTERVALLE DE CONFIANCE – EN BISPHENOL A (BPA), ALKYLPHENOLS ET PHTALATES POUR LE PARKING REFERENCE (PREF) ET LE PARKING PERMEABLE (PP) COMPARES AUX DONNEES DE LA LITTERATURE QUAND C'EST POSSIBLE (FLANAGAN, 2018)	250
TABLEAU VI.43: PRESENTATION NON-EXHAUSTIVE DE PLUSIEURS MATERIAUX ADSORBANTS ET DES DIFFERENTS PROCESSUS, FACTEURS DE RETENTION ET TYPE D'ESSAIS ASSOCIES	256
TABLEAU VI.44: EFFICACITE D'ABATTEMENT DES CONCENTRATIONS (%) DES METAUX PAR DES MATERIAUX ADSORBANTS (LES VALEURS NEGATIVES MONTRENT UN RELARGAGE DU POLLUANT CONSIDERE)	261
TABLEAU VI.45: CAPACITE D'ADSORPTION (MG/G)	262
TABLEAU VI.46 : COEFFICIENT DE PARTAGE K _d (L/G)	262
TABLEAU VI.47: TAUX D'ABATTEMENT (%) DE L'AZOTE TOTAL (NT) ET DU PHOSPHORE TOTAL (PT) POUR CERTAINS MATERIAUX ADSORBANTS (LES VALEURS NEGATIVES MONTRENT UN RELARGAGE DU POLLUANT CONSIDERE)	268
TABLEAU VI.48: EFFICACITE D'ABATTEMENT DES CONCENTRATIONS (%) DES POLLUANTS ORGANIQUES PAR DES MATERIAUX ADSORBANTS	269
TABLEAU VI.49 : EFFICACITE D'ABATTEMENT DES CONCENTRATIONS (%) DES BIOCIDES ENTRE L'ENTREE ET LA SORTIE D'UNE COLONNE SIMULANT UN BIOFILTRE	271
TABLEAU VI.50 : DESIGNATION DES COLONNES	281
TABLEAU VI.51 : MASSES DE PARTICULES EN SURFACE DE VOIRIE, DUREE DE TEMPS SEC AVANT MESURE ET VITESSES D'ACCUMULATION DES PARTICULES TROUVEES DANS LA LITTERATURE (LES VALEURS EN ITALIQUE ONT ETE CALCULEES A PARTIR DES DONNEES DE LA LITTERATURE)	283
TABLEAU VI.52 : CONCENTRATIONS EN ELEMENTS MAJEURS ET ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM) DANS LES PARTICULES COMPAREES AUX DONNEES DE LA LITTERATURE QUAND C'EST POSSIBLE (BRIS ET AL., 1999; CHARLESWORTH ET AL., 2017; DELETIC AND ORR, 2005)	286
TABLEAU VI.53 : CONCENTRATIONS EN HAPS ANALYSES DANS LES PARTICULES (BRIS ET AL., 1999).....	287
TABLEAU VI.54 : CONCENTRATIONS EN BISPHENOL A, ALKYLPHENOLS ET PHTALATES ANALYSES DANS LES PARTICULES.....	289

TABLEAU VI.55 : RESULTATS DE L'ANALYSE GRANULOMETRIQUE SUR LES SUBSTRATS DES DALLES ET DES LITS DE POSE DES COLONNES (EN %)	292
TABLEAU VI.56 : PARAMETRES CHIMIQUES ANALYSES SUR LES MATERIAUX (SUR FRACTION INFERIEURE A 2 MM)	293
TABLEAU VI.57 : HAUTEURS DE PLUIE CUMULEE ET HAUTEUR D'EAU ECOULEE CUMULEE POUR CHAQUE COLONNE ET POUR CHAQUE PERIODE D'ECHANTILLONNAGE. LES HAUTEURS D'EAU COMPRENANT DES PERIODES INVALIDES DU SUIVI HYDROLOGIQUE DUE A DES DEBORDEMENTS DE FLACONS SONT CARACTERISEES PAR *	300
TABLEAU VI.58 : CONCENTRATIONS MOYENNES PONDEREES PAR LES VOLUMES (CMOY) ET CONCENTRATIONS DE CHAQUE PERIODE D'ECHANTILLONNAGE EN ELEMENTS MAJEURS ET ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM) DE LA COLONNE "BLANC" ET DES COLONNES DE LA SERIE NON POLLUEE ET DE LA SERIE POLLUEE, ET FREQUENCES DE QUANTIFICATION ASSOCIEES (F). A, B, C ET D CORRESPONDENT AUX CONCENTRATIONS POUR CHAQUE PERIODE D'ECHANTILLONNAGE (A : 16/05/2018 - 11/07/2018 ; B : 11/07/2018 - 05/12/2018 ; C : 05/12/2018 - 15/05/2019 ; D : 11/07/2018 - 15/05/2019)	309
TABLEAU VI.59 : CONCENTRATIONS MOYENNES PONDEREES PAR LES VOLUMES (CMOY) ET CONCENTRATIONS DE CHAQUE PERIODE EN HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAPS) DE LA COLONNE "BLANC" ET DES COLONNES DE LA SERIE NON POLLUEE ET DE LA SERIE POLLUEE, ET FREQUENCES DE QUANTIFICATION ASSOCIEES (F).). A, B, C ET D CORRESPONDENT AUX CONCENTRATIONS POUR CHAQUE PERIODE D'ECHANTILLONNAGE (A : 16/05/2018 – 05/12/2018 ; B : 05/12/2018 – 03/04/2019 ; C : 03/04/2019 - 10/07/2019). POUR RAPPEL, IL N'Y A PAS EU D'ANALYSES POUR LES HAPS SUR LA COLONNE WSMp A CAUSE DU VOLUME INSUFFISANT.	311
TABLEAU VI.60 : CONCENTRATIONS MOYENNES PONDEREES PAR LES VOLUMES (CMOY) ET CONCENTRATIONS DE CHAQUE PERIODE EN BISPHENOL A (BPA), ALKYLPHENOLS ET PHTALATES DE LA COLONNE "BLANC" ET DES COLONNES DE LA SERIE NON POLLUEE ET FREQUENCES DE QUANTIFICATION ASSOCIEES (F). A, B, C ET D CORRESPONDENT AUX CONCENTRATIONS POUR CHAQUE PERIODE D'ECHANTILLONNAGE (A : 16/05/2018 – 05/12/2018 ; B : 05/12/2018 – 03/04/2019 ; C : 03/04/2019 - 10/07/2019 ; D : 16/05/2018 – 10/07/2019)	313
TABLEAU VI.61 : SYNTHESE RECAPITULATIVE DES RESULTATS SUR LA QUALITE DES EAUX DES COLONNES. (+ : EMISSION FAIBLE ; ++ : EMISSION MODEREE ; +++ : EMISSION FORTE ; - RETENTION FAIBLE ; -- : RETENTION MODEREE ; --- : RETENTION FORTE ...	320
TABLEAU 62 : RESULTATS DES MESURES DE DENSITE APPARENTE (KG/M ³)	360
TABLEAU 63 : METHODES D'ANALYSES DES PARAMETRES CHIMIQUES ET DE LA GRANULOMETRIE UTILISEES PAR LE LABORATOIRE D'ANALYSE	361

Annexe 1 : Mesure des paramètres physico-chimiques des matériaux

Cette annexe présente comment les différents paramètres physico-chimiques ont été mesurés (extrait du rapport de stage de Master 2 de Elodie Hounhozoukou⁵).

A) La densité apparente

La densité apparente correspond au rapport entre la masse de matériaux et le volume apparent de l'ensemble grains et de la porosité. Elle a été mesurée couche par couche, pour connaître la densité apparente spécifique de chacune.

La mesure consiste à enfoncer délicatement un tube cylindrique creux en PVC dans la couche où on veut faire la mesure, puis à retirer le matériau dans le volume délimité par le tube PVC. Un sac plastique est ensuite placé dans le cylindre pour étancher et pouvoir mesurer le volume d'échantillon collecté en mesurant le volume d'eau (Figure 154). Après 24h de séchage à l'étuve à 105°C, les masses sèches des échantillons prélevés sur les colonnes sont pesées. La densité apparente, notée ρ est ensuite obtenue par la formule suivante :

$$\rho \text{ (kg/m}^3\text{)} = \frac{\text{Masse sèche (g)}}{\text{Volume de l'échantillon (mL)}} \times 1000$$



Figure 154 : Photos des différentes étapes de mesure de la densité apparente. Exemple de la mesure sur le lit de pose d'une colonne.

⁵ HOUNHOZOUNKOU, Elodie, 2018. Evaluation du comportement hydrologique et qualitatif de parking perméables végétalisés. Stage de Master 2, Sorbonne Université.

Tableau 62 : Résultats des mesures de densité apparente (kg/m³)

	Réplicats	Colonnes						Broué			Villeneuve-le-Roi
		Tp	Tnp	Fp	Fnp	WSMp	WSMnp	Minéral	Mousses	Green	
Dalles	1	414.4		702.9				1806.3	1650.1	831.3	615.6
	2	383.7		541.0				1705.9	1338.8	881.3	733.9
	3	364.1		567.0				1730.2	1050.0	583.3	535.7
	4	467.2		896.3				1665.8	-	-	-
	5	481.8		914.4				-	-	-	-
	6	676.2		924.8				-	-	-	-
Lit de pose	1	1209.3	1011.2	794.4	884.5	1190.7	742.7	3584.3	1464.7	1217.9	1255.2
	2	936.5	771.1	620.7	764.2	955.7	855.0	1932.6	1857.0	1104.4	1134.7
	3	915.6	999.0	906.3	794.1	743.8	957.9	2148.1	1741.7	1264.0	1246.4
Graves drainantes 0/31,5	1	1837.3	1674.3	1499.7	1834.4	2376.0	1710.6	1903.4		-	-
	2	1514.3	1663.3	1431.6	1915.4	1732.6	1832.2	2033.3		-	-
	3	1105.2	2032.1	1323.6	1739.5	1323.6	1848.1	2089.3		-	-

B) Capacité maximale en eau (CME)

La capacité maximale en eau (CME) correspond à la quantité d'eau retenue par un matériau après une saturation en eau de 24 h et un ressuyage de 2 h. Cette valeur est équivalente à la capacité au champ.

Le protocole pour la mesure de la CME a été développé à partir des règles professionnelles écrites par l'ADIVET⁶, une association regroupant des entreprises développant des toitures végétales. Ce protocole est aussi applicable aux matériaux des parkings perméables.

Dans un premier temps, il faut placer un échantillon de matériau dans un cylindre d'une hauteur de 16 cm, d'un rayon de 7,5 cm et possédant un fond perforé muni d'une grille pour limiter au mieux la perte des particules fines (Figure 155).



Figure 155 : Photo montrant la saturation des échantillons pour la mesure de la CME

Afin de reproduire la même densité apparente mesurée sur les différents sites et pour chaque couche, la masse d'échantillon à mettre dans le cylindre est pesée et va dépendre du volume d'échantillon pour lequel la CME est mesurée. Pour cela, la masse M d'échantillon introduite dans le cylindre est compactée à l'aide d'une masse Proctor jusqu'à atteindre la hauteur d'échantillon souhaitée dans le cylindre ($\pm 5\%$). Pour empêcher l'échantillon de se soulever lors

⁶ ADIVET, 2007. Règles professionnelles pour la conception et la réalisation des terrasses et toitures végétalisées.

de la saturation, une grille avec un maillage très fin est placée sur l'échantillon et est maintenue avec une masse (Figure 155).

Les cylindres sont ensuite placés dans un bac et sont rehaussés pour permettre à l'eau de remplir les cylindres par le bas. Pour ce faire, le bac est rempli d'eau de sorte que l'eau ne tombe pas directement sur l'échantillon mais dans l'espace entre le bord extérieur du cylindre et le bord du bac. Le bac doit être rempli lentement pour chasser l'air contenu dans l'échantillon. L'immersion est complète lorsque la hauteur finale de l'eau dépasse la surface de l'échantillon. L'échantillon reste immergé pendant 24 h. A la fin de ce délai, le bac est vidé de son eau et l'eau peut ensuite s'égoutter des échantillons pendant 2 h. Au bout de ces 2 h, les échantillons sont pesés pour obtenir la masse à CME. Les échantillons sont ensuite placés à l'étuve à 105°C entre 24 et 48 h, pour mesurer à terme la masse sèche de l'échantillon. La CME peut ensuite être calculée grâce à l'équation suivante :

$$CME (\%) = \frac{\left(\frac{\text{Masse à CME (g)} - \text{Masse sèche (g)}}{\text{Densité de l'eau (g/cm}^3\text{)}} \right)}{\text{Volume échantillon (cm}^3\text{)}} \times 100$$

C) Paramètres chimiques et granulométrie

Ces analyses ont été effectuées par le laboratoire Auréa Agrosociences à partir d'échantillons de 500 g, et concernent la granulométrie (réalisée sur la fraction inférieure à 2 mm), la capacité d'échange cationique (CEC), le pH, le calcium (Ca), le phosphore (P), le potassium (K), le magnésium (Mg), le sodium (Na), la part de matière organique (MO), la part de carbone (C), la part d'azote total (N) et le rapport C/N.

Les échantillons ont été prélevés directement sur site.

Le Tableau 63 présente les méthodes d'analyses des différents paramètres.

Tableau 63 : Méthodes d'analyses des paramètres chimiques et de la granulométrie utilisées par le laboratoire d'analyse

Paramètres	Méthode d'analyse
Granulométrie	Détermination du refus à 2 mm : norme NF ISO 11464 Fraction < 2 mm : Après décarbonatation : norme X 31.107
CEC	Metson : norme NF X 31.130
pH	Norme NF ISO 10390
Ca, K, Na, Mg	Extraits à l'acétate d'ammonium : norme NF X 31.108
P	Méthode Joret-Hébert : norme NF X 31.161
C	Norme NF ISO 14235
MO	C x 1,72
N	Méthode DUMAS : norme NF ISO 13878

Annexe 2 : Calibration d'un pluviomètre

Cette annexe présente la méthode utilisée pour vérifier le volume de basculements des augets. La mesure par augets basculants se fait par comptage et horodatages des basculements d'augets. Chaque basculement se fait gravitairement pour un volume de remplissage de l'auget connu. Le réglage du volume de basculement est donc obtenu en trouvant le point d'équilibre de l'auget rempli.

Cette vérification s'effectue en deux étapes.

1 - L'étalonnage de chaque auget :

Il convient d'effectuer ces opérations en ayant enlevé les deux entonnoirs (externe et interne), pour pouvoir verser exactement la quantité voulue dans les augets.

Se munir d'une pipette d'un volume égal, ou supérieur (préférable), à la capacité maximale des augets du pluviomètre. Remplir doucement un premier auget jusqu'à sa capacité maximale.

1 - A. Si l'auget bascule avant que cette quantité n'ait été versée, celui-ci doit être étalonné comme suit :

- Dévisser la vis horizontale se situant du côté **opposé** à l'auget en cours de calibration (voir schéma). Tourner ensuite dans le sens **horaire** la vis de butée verticale sur laquelle l'auget testé repose après avoir basculé (voir schéma), afin de l'**abaisser**.
- Recommencer l'opération pour vérifier si l'auget bascule pour la quantité exacte d'eau :
 - o Si oui, l'auget est calibré et vous pouvez passer au suivant. Procédez de même pour l'autre auget.
 - o Sinon, si l'auget bascule toujours **trop tôt**, répétez l'étape 1 – A.

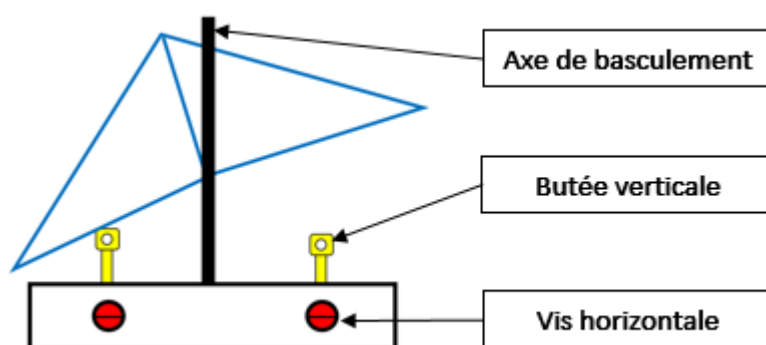


Figure 156 : Schéma d'augets basculants d'un pluviomètre

1 - B. Si l'auget bascule uniquement après l'avoir rempli :

- Quantifier la quantité manquante. Cela donnera une idée de combien de tours il faudra tourner la vis de butée verticale. Répétez le même mode opératoire que lors de l'étape 1 - A en tournant cette fois-ci la vis de butée dans le sens **anti-horaire** afin de la **surélever**.

Une fois les deux augets calibrés pour basculer avec le bon volume d'eau, il convient de les tester ensemble pour vérifier la cohérence d'enregistrement du pluviomètre.

2 – Le test aux n basculements :

Remettre en place les deux entonnoirs, et se munir d'une éprouvette graduée. Elle doit pouvoir contenir n fois la capacité maximale de l'auget, n étant le nombre de basculements à effectuer. Il est conseillé d'effectuer un minimum de 20 basculements (40 au mieux). Il faut donc se munir d'une éprouvette d'une capacité comprise entre 200 et 800 mL (ou plus), les capacités des pluviomètres étant de 10 ou 20 mL selon les sites.

Remplir l'éprouvette avec la quantité d'eau nécessaire (test de 20 basculements avec des augets de 20 mL = 400 mL), et verser **précautionneusement** l'eau dans l'entonnoir. Il ne faut pas que le débit soit trop important, car cela engendrerait une trop grande perte d'eau liée à des basculements des augets trop rapides.

Tout en versant l'eau dans l'entonnoir du pluviomètre, compter le nombre de basculements. Une fois le volume total versé, noter le nombre de basculements que les augets ont effectués. Se munir ensuite de la pipette, et remplir l'auget qui est en cours de remplissage jusqu'à ce qu'il bascule. Noter la quantité d'eau nécessaire à ce dernier basculement, qui sera donc la quantité d'eau qu'il faut ajouter à la quantité initiale pour faire le nombre théorique de basculements.

Une fois le test fini, on peut réaliser le calcul d'erreur tel que :

$$Erreurdemesure = \frac{V_{\text{éprouvette}} - (n \times V_{\text{auget}})}{V_{\text{pluviomètre}}} \times 100$$

Avec l'erreur de mesure en %,

V_{éprouvette} : le volume d'eau versé avec l'éprouvette (mL) ;

n : le nombre de basculements ;

V_{auget} : le volume d'un auget (=10 ou 20 mL selon le pluviomètre).

Si le résultat est inférieur à 5 %, le pluviomètre est bien calibré, sinon, il faut recommencer la calibration.

Annexe 3 : Méthodologie de séparation des événements hydrologiques

Méthodologie décrite dans le Guide GLIP :

Afin d'étudier les indicateurs de performances à l'échelle événementielle, de réaliser des bilans de masse des polluants, d'identifier les caractéristiques des événements hydrologiques, il est nécessaire d'identifier des événements hydrologiques indépendants ayant eu lieu sur les ouvrages. Afin de prendre en compte la pluie et ses conséquences sur le débit de l'ouvrage, un événement hydrologique est ici défini par un début de pluie et la fin du débit.

La séparation en événements hydrologiques se base sur l'analyse d'une chronique continue de pluie et de débits d'écoulement à un pas de temps constant, Δt , choisi par l'utilisateur. Cette chronique peut être constituée de plusieurs séries de débits d'écoulement enregistrées pour différents ouvrages et soumis à la même pluie.

Pour identifier l'ensemble des événements hydrologiques, la chronique temporelle de pluie et des débits est scrutée dans l'ordre chronologique. Il est d'abord cherché le début d'un événement puis sa fin. Le début de l'événement est défini par le début de la pluie. Dès que celle-ci commence, le début de l'événement est déclenché. La fin de l'événement est déterminée par l'arrêt de l'écoulement en sortie, de l'ouvrage ou de tous les ouvrages, s'il y en a plusieurs, ou la fin de la pluie s'il n'y a pas eu d'écoulement. La reconnaissance du début de la pluie et de la fin de l'écoulement nécessite de définir des critères d'identification présentés ci-après.

1. La sélection du début de l'événement

La chronique de pluie est analysée au pas de temps Δt correspondant au pas de temps des données. Le pas de temps est idéalement adapté à la taille du bassin versant ou à son temps de réponse; un pas de temps compris entre 3 et 10 min paraît adapté aux surfaces urbaines. Lorsque l'intensité de pluie est supérieure à une intensité seuil, I_{Seuil} , alors le début de l'événement est identifié à cet instant (Figure 1). Tant que l'intensité de la pluie est supérieure à cette valeur seuil, l'événement continue.

2. Sélection de la fin de l'événement

Si l'intensité de la pluie pendant un pas de temps Δt devient inférieure à la valeur limite I_{Seuil} alors on scrute la chronique de pluie et de débit sur une période définie, DT_{fin} . Pendant cette période, l'événement est considéré comme terminé si :

a - la hauteur de pluie cumulée, H , sur la période DT_{fin} est inférieure à une hauteur cumulée seuil H_{fin} ;

et si

b - le cumul du débit sur la période DT_{fin} est inférieur à une fraction, Frac , du débit cumulé depuis le début de l'événement ou si le débit maximum, sur un pas de temps Δt , pendant DT_{fin} est inférieur à la valeur du débit au début de l'événement ;

Si ces conditions ne sont pas obtenues alors il est considéré que l'événement continue et on recommence les tests à partir du pas de temps suivant.

La Figure Annexe 2.1 présente schématiquement le processus d'identification d'un événement.

La délimitation des événements hydrologiques peut se faire avec plusieurs écoulements dans le cas de sorties multiples. Dans ce cas, ce sera l'arrêt du dernier écoulement, selon le critère b ci-dessus, qui marquera la fin de l'événement.

Enfin, une fois les événements identifiés, il est possible de ne conserver que ceux ayant une hauteur de pluie totale supérieure à une valeur choisie H_{tot} . Cette possibilité permet d'éliminer les événements trop faibles, sources d'incertitudes.

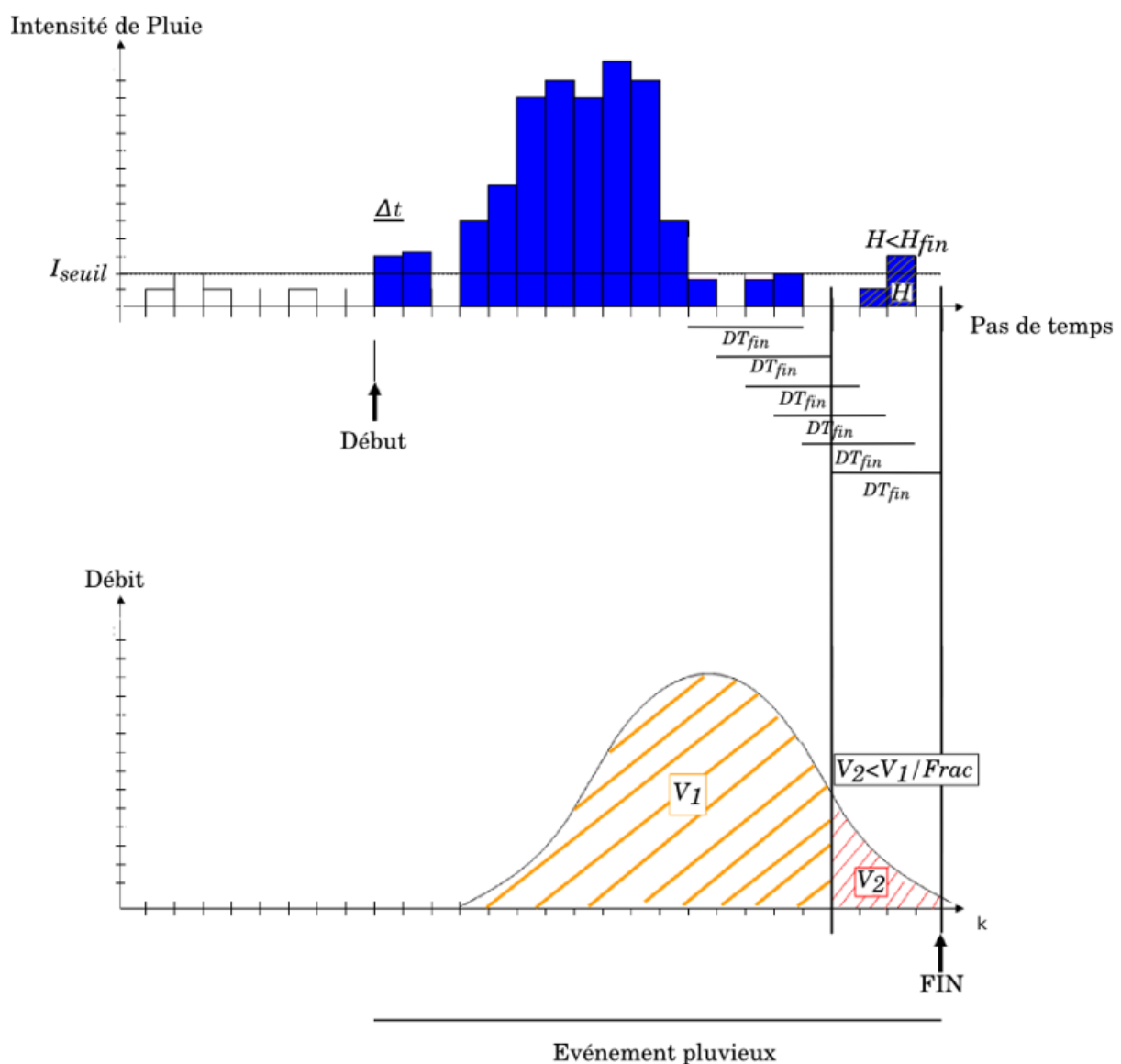


Figure Annexe 2.1: Schéma des étapes de la séparation des événements hydrologiques

Point d'attention sur la détermination de la fin de l'événement :

Si la détection du début de l'événement est en général réalisée de façon satisfaisante car basée sur la détection d'un seuil minimum d'intensité pluvieuse, la détection de la fin de l'événement, plutôt basée sur la décroissance du débit est souvent un point délicat, car la décroissance du débit est en général assez lente, d'autant plus lente pour des ouvrages de gestion à la source qui peuvent avoir été conçus pour restituer les flux d'eau pluviale de façon retardée et étalée dans le temps. Le critère de fin préconisé ci-dessus utilise une fraction du débit cumulé de l'événement, mais il est souvent nécessaire de faire une sensibilité à la valeur de cette fraction, pour un site donné, pour obtenir une séparation des événements satisfaisante. Une alternative peut consister à introduire un critère supplémentaire de détermination de fin de l'événement, basé sur l'analyse de la dérivée du débit instantané : lorsque le débit instantané se remet à augmenter en phase de décroissance (changement de signe de la dérivée), la fin de l'événement est déclarée.

Annexe 4 : Fiche produit de la natte à rétention d'eau WSM 150 d'ECOVEGETAL®

NATTE À RÉTENTION D'EAU WSM 150

FICHE PRODUIT Référence N° 367

Matelas aiguilleté, en fibres synthétiques recyclées ; Renforcé sur une face ; Épaisseur : 20 mm ; Poids env. 1500 g/m² à sec ; Capacité de rétention en eau env. 12 l/m² ; Pose selon les recommandations du fournisseur.



Données techniques

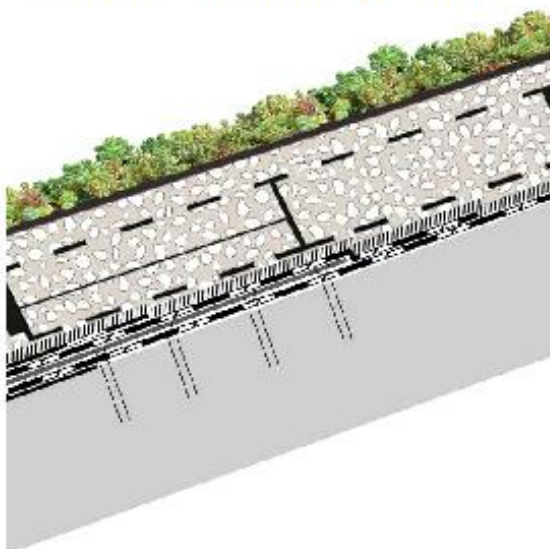
Matière	Fibres synthétiques recyclés
Dimensions	1,00 m x 15,00 m
Poids à CME	13,5 kg/m ²
Épaisseur	20 mm
Poids à sec	1500 g/m ²
Classe de résistance	3
Résistance à la traction	Dans la longueur : 6kN/m ² En travers : 23 kN/m ²

Caractéristiques

Rétention en eau	12 l/m ²
Imputrescible	OUI
Compatibilité	Membrane bitumineuse et synthétique
Inerte	Chimiquement et biologiquement
Résistance au poinçonnement statique	Norme EN ISO 12236 : 2300 N
Type de toiture	Toits végétalisés en pente

A partir d'une pente de 3,1%, la natte WSM 150 fait aussi office de drainage et assurera l'évacuation des excédents d'eau.

Exemple de mise en œuvre



Tapis végétalisé

Substrat
GEORASTER

Natte WSM150

Support avec étanchéité antiracine


ECOVEGETAL
La référence naturelle

ECOVEGETAL Les Grandes Pièces 28 410 Broué + 33 2 37 43 18 56 www.ecovegetal.com