



HAL
open science

**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**

Robin Garnier

► **To cite this version:**

Robin Garnier. 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. Ingénierie de l'environnement. Université de Lyon, 2020. Français. NNT : 2020LYSEI002 . tel-03156850

HAL Id: tel-03156850

<https://theses.hal.science/tel-03156850>

Submitted on 2 Mar 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.



N°d'ordre NNT : 2020LYSEI002

THESE DE DOCTORAT DE L'UNIVERSITE DE LYON

opérée au sein de
**Institut National des Sciences Appliquées de Lyon
(INSA-Lyon)**

**Ecole Doctorale N° EDA162
Mécanique Energétique Génie-civil Acoustique (MEGA)**

Ecole Universitaire de Recherche H₂O'Lyon

Spécialité/ discipline de doctorat :
Génie Civil

Soutenue publiquement le 24/01/2020, par :

Robin GARNIER

Systemes alternatifs de gestion des eaux pluviales : Contribution à l'analyse de performances conjointes en matière d'hydrologie quantitative et de piégeage de micropolluants. Comparaison systemes à la source – système centralisé.

Devant le jury composé de :

Oliveira Nascimento de, Nilo	Professeur	Université de Belo Horizonte – Brésil	Rapporteur
Rodriguez, Fabrice	Ingénieur des TPE HDR	IFSTTAR Centre de Nantes	Rapporteur
Gromaire-Mertz, Marie-Christine	Directrice de Recherche	Ecole Nationale des Ponts ParisTech, Marne la Vallée	Présidente
Bertrand-Krajewski, Jean-Luc	Professeur	Insa Lyon	Examineur
Barraud, Sylvie	Professeure	Insa Lyon	Directrice de thèse
Castebrunet, Hélène	Maitresse de Conférences	Insa Lyon	Co-Encadrante

N° d'ordre



NNT : xxx

THESE DE DOCTORAT DE L'UNIVERSITE DE LYON

opérée au sein de
**Institut National des Sciences Appliquées de Lyon
(INSA-Lyon)**

**Ecole Doctorale N° EDA162
Mécanique Energétique Génie-civil Acoustique (MEGA)**

Ecole Universitaire de Recherche H₂O'Lyon

Spécialité/ discipline de doctorat :
Génie Civil

Soutenue publiquement le 24/01/2020, par :

Robin GARNIER

Systemes alternatifs de gestion des eaux pluviales : Contribution à l'analyse de performances conjointes en matière d'hydrologie quantitative et de piégeage de micropolluants. Comparaison systemes à la source – système centralisé.

Devant le jury composé de :

Oliveira Nascimento de, Nilo	Professeur	Université de Belo Horizonte – Brésil	Rapporteur
Rodriguez, Fabrice	Ingénieur des TPE HDR	IFSTTAR Centre de Nantes	Rapporteur
Gromaire-Mertz, Marie-Christine	Directrice de Recherche	Ecole Nationale des Ponts ParisTech, Marne la Vallée	Présidente
Bertrand-Krajewski, Jean-Luc	Professeur	Insa Lyon	Examineur
Barraud, Sylvie	Professeure	Insa Lyon	Directrice de thèse
Castebrunet, Hélène	Maitresse de Conférences	Insa Lyon	Co-Encadrante

Remerciements

Si ce manuscrit de thèse porte mon seul nom en couverture, en réalité rien n'aurait été possible sans l'aide et le soutien de nombreuses personnes à travers toutes ces années et je souhaiterais les en remercier ici : merci à tous!

Merci à tous les membres de mon jury : Nilo de Oliveira Nascimento et Fabrice Rodriguez pour avoir, entre autre, accepté d'être rapporteurs sur ma thèse et d'avoir ainsi reconnu l'achèvement de toutes ces années de travail sur une note, certes constructive, mais surtout très positive. Marie-Christine Gromaire-Mertz en tant que présidente de ce jury et examinatrice ainsi que Jean-Luc Bertrand-Krajewski en tant qu'examineur.

Nilo, tu m'as lancé en 2012 dans le monde de la recherche universitaire en hydrologie urbaine au Brésil et cela compte énormément pour moi que tu aies répondu favorablement pour clôturer cette seconde étape malgré la distance.

Fabrice, tu as toujours eu un mot gentil, une blague ou un sourire durant nos réunions et tes conseils m'ont beaucoup servi tout au long de l'avancement de ces travaux ; j'ose espérer que nous aurons d'autres opportunités.

Je tiens également à remercier chaleureusement mes encadrantes Sylvie Barraud et Hélène Castebrunet. Sylvie est celle qui m'a envoyé en pleine confiance travailler avec Nilo en 2012 et fait rentrer dans ce domaine, avant de revenir me chercher en 2015 à un moment un peu compliqué dans mon orientation professionnelle. Merci pour vos encouragements, vos remontrances quand c'était nécessaire, votre confiance sans faille jusqu'au bout et surtout merci à toute les deux pour votre patience à toute épreuve avec un énergumène tel que moi. J'ai eu beaucoup de chance de vous avoir à mes côtés dans cette folle aventure.

Un travail de terrain phénoménal a été fait et je n'aurais pas pu en faire autant sans l'équipe technique de laboratoire DEEP. Nicolas et Stéphane, merci pour ces franches rigolades et l'amitié que j'ai pu nouer avec vous, mais surtout merci pour votre aide face à Murphy et sa loi diabolique. Merci également à Serge et Dominique pour leur aide expérimentée et professionnelle afin de faire fonctionner l'ensemble des sites.

Un grand merci aux membres de l'OTHU et du GRAIE qui m'ont aidé et soutenu. Plus particulièrement, merci beaucoup à Madame Laëtitia Bacot pour s'être mise en quatre pour moi tout au long du projet avec un soutien indéfectible.

Merci également aux acteurs des projets MICROMEGAS, MATRIOCHKAS et ROULEPUR ainsi qu'aux différents laboratoires d'analyses pour leurs apports techniques et professionnels ainsi que pour les analyses chimiques.

Je voudrais remercier aussi l'ensemble du personnel, permanent ou non, passés ou présents, du laboratoire DEEP pour m'avoir chaleureusement accueilli au sein de l'équipe dès le départ, pour m'avoir fait me sentir bien dans cet environnement de travail ainsi que pour leurs conseils, leur aide et les repas animés : merci à Ainhoa, Luis, Santiago, Céline, Christel, Paula, Frédéric, J-B, Xiaoxiao, Alejandro, Jean-Luc, Rémi, Gislain, Nathalie, Valérie, Pierre, Manon, Bruno, Camille, Valentine, Nathalie...et bien d'autres.

Merci enfin à mes amis qui n'ont pas forcément compris pourquoi je me lançais là-dedans mais qui m'ont soutenu tout du long et pour qui je n'ai malheureusement pas été des plus présents : merci à Priscille et Sylvain pour votre porte ouverte et pour avoir été d'un soutien physique, moral, houblonneux, de divertissement et de m'avoir tant nourri depuis le début et ce jusqu'à la fin sans question ni reproche; merci à Laurent, François, Nicolas et Bertrand pour ces journées/soirées de jeux (et pas que !!) entre Grenoble et Lyon ; merci à tous mes amis de l'Insa et du département de Génie-civil : Anne-Sophie, Solène, Elodie, Marie, Pierre, Nicolas, Clément, Maxime, Adeline... et bien d'autres encore mais la liste serait beaucoup trop longue.

Un grand merci bien sûr à ma famille qui m'a soutenu et supporté contre vents et marées, dans les bons moments comme dans ceux plus durs et qui a tout fait pour être là à ma soutenance (pardon pour les vacances au ski raccourcies...). Merci à ma sœur et ma mère pour s'être inquiétées de mon bien être et de ma ligne quand elles n'étaient pas avec moi, à ma grand-mère et à ma tante pour avoir participé à la farandole de desserts mis à ma disposition quand je rentrais à Grenoble. Merci à mon frère de m'avoir encouragé à finir cette « vraie » thèse. Et merci à mon père pour m'avoir régulièrement fait laisser conspirer la vie pour moi.

Merci enfin à ma compagne. Nous avons tous les deux dû relativiser notre approche de la « patience » l'un avec l'autre mais elle n'a jamais douté du bien-fondé de cette entreprise et a tout fait pour que j'aie jusqu'au bout dans les meilleures conditions cookiesques et muffinesques possibles.

Je souhaite dédier ce travail à mon grand-père d'adoption. Il m'a appris toutes les bases du travail manuel que je connais (et sans lesquelles je n'aurais pas pu faire ça aussi bien) et même s'il a toujours pensé que je réfléchissais beaucoup trop avec ces travaux cérébraux il m'a toujours soutenu dans ce que je faisais.

En bref : merci !

Résumé

La gestion des rejets urbains de temps de pluie est un enjeu majeur des collectivités : d'un point de vue des quantités d'eau ruisselées, toujours plus importantes du fait de l'imperméabilisation croissante indissociable de l'expansion des zones urbaines (hausse du risque d'inondations) ; d'un point de vue de la qualité des eaux superficielles, en accord avec les exigences de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE 2013/35/EU) (pollution des milieux naturels).

Pour ce faire, depuis plusieurs décennies, les municipalités se munissent d'ouvrages de gestion des eaux pluviales alternatifs (aux réseaux) afin de réguler les flux d'eau ou de redonner de la perméabilité aux sols urbains en infiltrant les eaux pluviales soit à grande échelle (*via* des réseaux alimentant des bassins de retenue ou d'infiltration) ou à plus petite échelle, directement à la source du ruissellement (systèmes de gestion à la source de type chaussée poreuse, noue, tranchée...).

Une documentation fournie existe sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie concernant les polluants globaux (MES, DCO, nutriments...), les métaux et les HAPs. Ces deux dernières familles de substances étant considérées comme caractéristiques de la pollution des eaux pluviales, nombre d'études ont caractérisé leur traitement par des techniques alternatives différentes. Peu ou pas d'études ne s'intéressent en revanche à une gamme plus vaste de micropolluants prioritaires tels que les pesticides ou les alkylphénols ou encore les retardateurs de flamme bromés. La présente recherche a pour objectif de contribuer à pallier ce manque de connaissances en apportant des résultats sur la caractérisation qualitative *in situ* des eaux liées à deux types de dispositifs (centralisés et décentralisés) pour 59 micropolluants et leurs traitements par techniques alternatives.

Quatre sites expérimentaux ont ainsi été choisis pour les campagnes de mesure : *i*) un bassin de rétention centralisé (zone urbaine mixte, réseau séparatif pluvial), et trois sites de gestion à la source drainant des parkings résidentiels : *ii*) une chaussée à structure réservoir (CSR), *iii*) une tranchée d'infiltration en graves, et *iv*) une noue végétalisée d'infiltration. 59 micropolluants de cinq familles différentes (métaux, HAPs, pesticides, alkylphénols, PBDEs) ont ainsi été analysés pour une douzaine d'évènements pluvieux. Les flux d'eau de plus de 100 évènements ont été étudiés grâce à des dispositifs de métrologie et de prélèvement spécialement développés afin de pouvoir mesurer l'ensemble de la gamme de débits observables à l'exutoire des ouvrages décentralisés.

Il a été constaté que si les métaux et les HAPs sont les polluants les plus particuliers et les plus présents dans les rejets urbains de temps de pluie, ce sont aussi les mieux traités par les ouvrages, notamment les systèmes à la source dont le principe de filtration se révèle être plus efficace que la simple décantation du bassin centralisé. Les autres familles de micropolluants ont montré une spéciation plus aléatoire et une plus grande propension à être capté par la noue et la tranchée que par les autres ouvrages. De manière générale, les sites à la source montrent un meilleur potentiel de traitement des eaux pluviales du fait de leur pouvoir de filtration intrinsèque par rapport au bassin centralisé, mais la noue et la tranchée se démarquent également par une rétention d'eau très importante qui accentue leur action épuratoire en termes de quantité totale en micropolluants rejetés dans les milieux.

Abstract

Stormwater management is a major issue for municipalities, be it regarding the increasing of runoff water because of the development of impervious urban areas (flooding risks), as well as the pollutant contamination limitation and removal in accord with the European Water Framework Directive (Directive 2013/35/EU) requirements.

Since a few decades, municipalities implements and encourage the use of stormwater control measures (SCM) to regulate waterflows by infiltration either on large scale (via separative sewers and detention/infiltration basins) or on smaller plots directly at the source of runoff (source control systems such as swales, trenches, porous pavement...).

A furnished literature exists regarding stormwater quality on usual pollutants (TSS, COD, nutrients...), metals and PAHs. These last two are recognized as characteristic of stormwater pollution and many studies highlighted their removal by different types of SCMs. However, few or no studies focuses on a wider range of micropollutants such as pesticides, alkylphenols or brominated flame-retardants. This study aim to contribute to the research field through the qualitative characterization in situ of stormwater from two different type of SCMs (centralized and source control) on 59 micropollutant.

Four different sites were chosen in order to conduct the sampling at the outlet of i) a centralized detention basin (semi urban area, stormwater sewers), and three source control systems managing parking lots: ii) a porous pavement with reservoir structure, iii) an infiltration trench and iv) and vegetalized infiltration swale. Analysis were conducted on 59 micropollutants from five different families (metals, PAHs, pesticides, alkylphenols and PBDEs) for about a dozen of rain events. Flows for more than 100 rain events were studied via metrology and sampling installations specially developed to measure the wide range of flows at the outlet of the source control systems.

The study shows that metals and PAHs are the most particulate and the most quantified micropollutants in stormwater. They are also the ones that are treated the best, particularly by the source control systems which infiltration appears more efficient than the settling from the detention basin. Other micropollutant families show a more random speciation and are more likely to be removed by the trench and the swale than by the other systems. Globally, source control systems appear more efficient regarding micropollutant removal than the centralized basin thanks to their filtration, but the swale and the trench still stand out because of their great water retention increasing drastically their efficiency regarding total loads of micropollutants evacuated in receiving bodies.

Resumo

A gestão das águas pluviais é uma questão importante para as autoridades locais, que seja a propósito do aumento das águas de escoamento superficial devido ao aumento da impermeabilidade indissociável da expansão das zonas urbanas (risco acrescido de inundações), ou da limitação da contaminação pelos poluentes de acordo com os requisitos da Directiva-Quadro da Água Europeia (DQA 2013/35/UE) (poluição do ambiente natural).

Por isso, há várias décadas que os municípios utilizam estruturas alternativas de gestão das águas pluviais (a redes) para regular os fluxos de água ou restaurar a permeabilidade dos solos urbanos, infiltrando as águas pluviais em grande escala (através das redes de alimentação das bacias de retenção ou de infiltração) ou em menor escala, diretamente na fonte do escoamento superficial (sistemas de gestão na fonte, tais como valas, pavimentos porosos, etc.).

Existe documentação sobre a qualidade das descargas urbanas das águas pluviais em poluentes habituais (TSS, CQO, nutrientes...), metais e HAP. Estas duas últimas famílias de substâncias são reconhecidas como características da poluição das águas pluviais e bastantes estudos têm caracterizado o seu tratamento por diferentes técnicas alternativas. Contudo, poucos ou nenhuns estudos se centraram numa gama mais ampla de micropoluentes prioritários, tais como pesticidas, alquilfenóis ou retardadores de chama bromados. O presente trabalho de investigação pretende ajudar a preencher esta lacuna, fornecendo resultados sobre a caracterização qualitativa in situ da água em dois tipos de sistemas (centralizados e descentralizados) para 59 micropoluentes e o seu tratamento por técnicas alternativas.

Assim, foram seleccionados quatro locais experimentais para as campanhas de medidas: i) uma bacia de retenção centralizada (zona urbana mista, rede de separação das águas pluviais) e três locais de gestão na fonte de drenagem de parques de estacionamento residenciais: ii) um pavimento com estrutura de reservatório (CSR), iii) uma vala de infiltração de cascalho e iv) um vale de infiltração vegetativa. Foram analisados 59 micropoluentes de cinco famílias diferentes (metais, HAP, pesticidas, alquilfenóis, PBDE) para uma dúzia de precipitações. Os fluxos de água de mais de 100 eventos foram estudados graças a dispositivos de metrologia e recolha de amostras especialmente desenvolvidos para medir toda a gama de fluxos observáveis na saída das estruturas descentralizadas.

Observou-se que, para além dos metais e HAP serem os poluentes mais particulados e os mais presentes nas descargas urbanas durante as chuvas, são também os mais bem tratados pelas estruturas, especialmente nos sistemas na fonte cujo princípio de filtragem se revela mais eficaz do que a simples decantação da bacia centralizada. As outras famílias de micropoluentes mostraram uma especiação mais aleatória e uma maior propensão a serem capturadas pelo vale e pela trincheira do que pelas outras estruturas. Em geral, os locais na fonte apresentam um melhor potencial de tratamento das águas pluviais devido a um poder de filtração intrínseco comparado com a bacia centralizada, mas o vale e a trincheira destacam-se também graças à sua grande capacidade de retenção de água, o que acentua a sua acção purificadora em termos da quantidade total de micropoluentes descarregados nos ambientes receptores.

Sommaire

LISTE DES FIGURES	13
LISTE DES TABLEAUX	16
LISTE DES ANNEXES 1623	
NOMENCLATURE	19
ABREVIATION	21
INTRODUCTION	25
PARTIE I ETAT DE L'ART	29
1.1 MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX PLUVIALES	30
1.1.1 <i>Généralités</i>	30
1.1.2 <i>Caractérisation des polluants et des micropolluants dans les eaux de ruissellement et les rejets pluviaux (caractéristiques des eaux d'entrée dans les systèmes centralisés et décentralisés)</i>	33
1.1.3 <i>Conclusions</i>	40
1.2 STRATEGIES ALTERNATIVES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES ET PERFORMANCES VIS-A-VIS DE L'ABATTEMENT DE MICROPOLLUANTS	47
1.2.1 <i>Bassins secs</i>	47
1.2.2 <i>Chaussée à structure réservoir</i>	49
1.2.3 <i>Tranchées d'infiltration</i>	51
1.2.4 <i>Noue et biofiltre</i>	53
1.3 CONCLUSIONS BIBLIOGRAPHIQUES ET OBJECTIFS DE THESE	56
PARTIE II MATERIELS ET METHODES	60
2.1 PRESENTATION DES SITES D'ETUDE	61
2.1.1 <i>Noue</i>	63
2.1.2 <i>Tranchée</i>	64
2.1.3 <i>Chaussée à structure réservoir (CSR)</i>	64
2.1.4 <i>Le bassin de retenue/décantation Django Reinhardt</i>	64
2.2 PERFORMANCES DES SYSTEMES VIS-A-VIS DE LA GESTION DES MICROPOLLUANTS	66
2.2.1 <i>Notion de performance</i>	66
2.2.2 <i>Indicateurs retenus</i>	66
2.3 INSTRUMENTATION DES SYSTEMES ET MESURAGES	72
2.3.1 <i>Liste des micropolluants étudiés</i>	72
2.3.2 <i>Principe de mesure des flux d'eau et de micropolluants sur les sites décentralisés</i>	72
2.3.3 <i>Principe de mesure des flux d'eau et de micropolluants sur le site centralisé Django Reinhardt</i>	90
2.4 PROCEDURES DE PRELEVEMENTS ET METHODES ANALYTIQUES	94
2.5 METHODE D'EXPLOITATION DES DONNEES	99
2.5.1 <i>Mode d'exploitation des données d'hydrologie quantitative</i>	99
2.5.2 <i>Mode d'exploitation et validation des données en matière de pollution</i>	101

2.6	RECAPITULATIF DES CALCULS DES INDICATEURS	108
	PARTIE III RESULTATS	114
3.1	COMPORTEMENT ET PERFORMANCES HYDROLOGIQUES DES SYSTEMES	115
3.1.1	<i>Caractéristiques des pluies</i>	115
3.1.2	<i>Caractéristiques des évènements pluvieux (EP)</i>	116
3.1.3	<i>Résultats</i>	116
3.2	COMPORTEMENT ET PERFORMANCES DES SYSTEMES POUR LA GESTION DES MICROPOLLUANTS	119
3.2.1	<i>Récapitulatif des campagnes de prélèvements</i>	119
3.2.2	<i>Taux de couverture des évènements</i>	122
3.3	PRE-TRAITEMENT DES RESULTATS EN CONCENTRATIONS – COMPARAISONS AVEC LES BLANCS DE MESURE	125
3.4	OCCURRENCES ET NIVEAUX DE CONCENTRATIONS TOTALES EN MICROPOLLUANTS – ELABORATION DE LA LISTE DES MICROPOLLUANTS RETENUS	127
3.4.1	<i>Occurrences</i>	127
3.4.2	<i>Micropolluants de niveaux de concentrations faibles</i>	136
3.5	CARACTERISATION DES APPORTS ET COMPARAISON SYSTEMES CENTRALISES ET DECENTRALISES	140
3.5.1	<i>Comparaison des concentrations totales sur les sites de référence à la source et centralisé</i>	140
3.5.2	<i>Comparaison des concentrations dissoutes sur les sites de référence à la source et centralisé</i>	144
3.6	CARACTERISATION ET COMPARAISON DES « SORTIES » SUR LES SITES CENTRALISE ET DECENTRALISES	147
3.6.1	<i>Comparaison des concentrations totales sur les « sorties » des sites à la source et du site centralisé</i>	147
3.6.2	<i>Comparaison des proportions dissoutes des « sorties » à la source et du site centralisé</i>	155
3.7	COMPARAISON EN CONCENTRATIONS, MASSES AU M ² ACTIF ET PROPORTIONS EN PHASE DISSOUE DES MICROPOLLUANTS ENTRE SITES CENTRALISE ET DECENTRALISES ET LEUR REFERENCE	158
3.7.1	<i>Comparaison des concentrations totales</i>	158
3.7.2	<i>Comparaison des spéciations des différents polluants entre les sites de référence et les sorties des dispositifs étudiés</i>	168
3.7.3	<i>Efficacité des sites de gestion des eaux pluviales vis-à-vis de la rétention de micropolluants</i>	175
	CONCLUSION GENERALE	202
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	212
	ANNEXES	224

Liste des Figures

- FIGURE 1.1** : SOURCES D'EMISSION DES METAUX DANS LE MILIEU URBAIN (ZGHEIB, 2009)
- FIGURE 1.2** : PRINCIPE DES DIFFERENTES CHAUSSEES A STRUCTURE RESERVOIR (CSR) (AZZOUT ET AL., 1994).
- FIGURE 1.3** : METHODES D'ALIMENTATION DES TRANCHEES EN EAUX PLUVIALES (AZZOUT ET AL., 1994).
- FIGURE 1.4** : METHODES D'EVACUATION D'EAU DES TRANCHEES (AZZOUT ET AL., 1994).
- FIGURE 1.5** : PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT DES NOUES (AZZOUT ET AL., 1994).
- FIGURE 2.6** : (A) LOCALISATION DES SITES SUR LE CAMPUS LYON TECH LA DOUA, PHOTO DES 3 SITES DECENTRALISES, (B) VUE AERIENNE DU SITE DE CHASSIEU : BASSIN VERSANT EN BLEU ET LOCALISATION DU BASSIN, EN ROUGE.
- FIGURE 2.7** : PHOTO DESCRIPTIVE DU BASSIN DE RETENUE-DECANTATION (GOOGLE EARTH) –
- FIGURE 2.8** : SYSTEME DE MESURE PERMETTANT D'EVALUER LES DEBITS ET VOLUMES D'EAU EN ENTREE DES SYSTEMES DRAINES PAR LA NOUE ET LA TRANCHEE. A) MONTRE LA LOCALISATION ET LA SIMILITUDE DU SITE AVEC LES SYSTEMES MUNIS DE LA NOUE ET DE LA TRANCHEE, B) MONTRE LE SITE PERMETTANT D'ESTIMER LES APPORTS AVEC INSTALLATION A LA PERIPHERIE DES CANIVEAUX COLLECTANT LES FLUX AVANT ENTREE DANS UN OUVRAGE, C) ET D) LA CONNEXION DES CANIVEAUX AU SYSTEME DE MESURE (DOUBLE MESURE 1/PAR AUGET BASCULANT ET 2/PAR MESURE ELECTROMAGNETIQUE)
- FIGURE 2.9** : SCHEMA DE PRINCIPE DE LA PARTIE PERMETTANT DE MESURER QUALITE ET QUANTITE DES APPORTS DU PARKING EN BETON BITUMINEUX CLASSIQUE APPELE ASP (ASPHALTE) ET CONTIGU A LA CSR
- FIGURE 2.10** : SCHEMA DE PRINCIPE DES MESURES DE FLUX D'EAU ET DE MICROPOLLUANTS EN SORTIE DES SYSTEMES DECENTRALISES
- FIGURE 2.11** : DEBITMETRE A AUGET DE 20 G ET BRIDAGE DU SYSTEME
- FIGURE 2.12** : DISPOSITIF COMPLET DE MESURE DEBITMETRIQUE AVEC COMPLEMENT ELECTROMAGNETIQUE KROHNE (OPTIFLUX IFC 2100C)
- FIGURE 2.13**: EXEMPLE DE DONNEES RECUPEREES PAR LE DISPOSITIF DEBITMETRIQUE
- FIGURE 2.14** : PRELEVEUR UTILISE (MODELE LIQUIPORT CSP44 DE CHEZ ENDRESS & HAUSER)
- FIGURE 2.15** : PHOTO DE LA CENTRALE D'ACQUISITION SELECTIONNEE (SOFREL S550) [1] ALIMENTATION, [2] EMPLACEMENT DE LA CARTE POUR PT100, [3] SORTIES ANALOGIQUES POUR PILOTAGE DU PRELEVEUR, [4] ENTREES DIGITALES POUR AUGET, [5] ENTREES ANALOGIQUES TELE-ALIMENTEES POUR CONDUCTIVITE, [6] ENTREES ANALOGIQUES POUR DEBITMETRE ELECTROMAGNETIQUE, [7] SORTIES DIGITALES "WATCHDOG" POUR COMMUNICATION DE SECOURS AVEC LE PRELEVEUR.
- FIGURE 2.16** : SCHEMA DU CANAL DE PRELEVEMENT EN SORTIE DES DISPOSITIFS DECENTRALISES
- FIGURE 2.17** : PHOTO DE L'EMPLACEMENT DE LA SONDE ET DE LA SONDE ELLE-MEME DE CONDUCTIVITE (SMARTPAT DE LA MARQUE KROHNE)
- FIGURE 2.18** : SONDE DE TEMPERATURE PT100 INSTALLEE
- FIGURE 2.19** : VUE AERIENNE DU BASSIN DE RETENTION ET EMPLACEMENT DE 1/ L'ENTREE DU BASSIN DE RETENTION (CONDUITE D'ARRIVEE DU RESEAU SEPARATIF ALIMENTANT LE BASSIN DE RETENTION), 2/ LA SORTIE DU BASSIN DE RETENTION (CONDUITE EVACUANT L'EAU DEPUIS LE BASSIN DE RETENTION VERS LE BASSIN D'INFILTRATION ADJACENT) ET LEUR BUNGALOW DE MESURES RESPECTIF (1' ET 2').
- FIGURE 2.20** : CAPTEUR FLOPRO SERIE 3 [MACE] ASSURANT LA MESURE DE DEBIT DANS LA CONDUITE D'EVACUATION DES EAUX DU BASSIN DE RETENTION DJANGO REINHARDT (SORTIE)
- FIGURE 2.21** : SCHEMAS D'ILLUSTRATION DU PRINCIPE DE CALCUL DU TAUX DE COUVERTURE
- FIGURE 2.22** : ORGANIGRAMME DE PRETRAITEMENT DES DONNEES OBTENUES AVANT EXPLOITATION DES RESULTATS
- FIGURE 3.23** : DISTRIBUTION CUMULEE DES HAUTEURS DE PLUIE (MM) ENREGISTREES DEPUIS AVRIL 2016 SUR L'ECOCAMPUS ET SUR LE BASSIN VERSANT DE CHASSIEU.
- FIGURE 3.24** : ABATTEMENT VOLUMETRIQUE (%) DES SYSTEMES ETUDIES POUR LES N EVENEMENTS PLUVIEUX ANALYSABLES.
- FIGURE 3.25** : PAR MICROPOLLUANT, NOMBRE D'ECHANTILLONS DONT LA CONCENTRATION A PU ETRE QUANTIFIEE (EN NOIR), SEULEMENT DETECTEE (EN MAUVE) ; OU NI DETECTEE NI QUANTIFIEE (EN GRIS). LA HAUTEUR TOTALE DES BARRES DONNE LE NOMBRE TOTAL D'ECHANTILLONS ANALYSES – CAS DU PARKING IMPERMEABLE DE REFERENCE (ASPHALTE).
- FIGURE 3.26** : PAR MICROPOLLUANT, NOMBRE D'ECHANTILLONS DONT LA CONCENTRATION A PU ETRE QUANTIFIEE (EN NOIR), SEULEMENT DETECTEE (EN MAUVE) ; OU NI DETECTEE NI QUANTIFIEE (EN GRIS). LA HAUTEUR TOTALE DES BARRES DONNE LE NOMBRE TOTAL D'ECHANTILLONS ANALYSES – CAS DE LA CHAUSSEE A STRUCTURE RESERVOIR (CSR)
- FIGURE 3.27** : PAR MICROPOLLUANT, NOMBRE D'ECHANTILLONS DONT LA CONCENTRATION A PU ETRE QUANTIFIEE (EN NOIR), SEULEMENT DETECTEE (EN MAUVE) ; OU NI DETECTEE NI QUANTIFIEE (EN GRIS).

LA HAUTEUR TOTALE DES BARRES DONNE LE NOMBRE TOTAL D'ECHANTILLONS ANALYSES – CAS DE LA TRANCHEE

FIGURE 3.28 : PAR MICROPOLLUANT, NOMBRE D'ECHANTILLONS DONT LA CONCENTRATION A PU ETRE QUANTIFIEE (EN NOIR), SEULEMENT DETECTEE (EN MAUVE) ; OU NI DETECTEE NI QUANTIFIEE (EN GRIS). LA HAUTEUR TOTALE DES BARRES DONNE LE NOMBRE TOTAL D'ECHANTILLONS ANALYSES – CAS DE LA NOUE

FIGURE 3.29 : PAR MICROPOLLUANT, NOMBRE D'ECHANTILLONS DONT LA CONCENTRATION A PU ETRE QUANTIFIEE (EN NOIR), SEULEMENT DETECTEE (EN MAUVE) ; OU NI DETECTEE NI QUANTIFIEE (EN GRIS). LA HAUTEUR TOTALE DES BARRES DONNE LE NOMBRE TOTAL D'ECHANTILLONS ANALYSES – CAS DE L'ENTREE DANS LE BASSIN DE RETENUE DJANGO REINHARDT

FIGURE 3.30 : PAR MICROPOLLUANT, NOMBRE D'ECHANTILLONS DONT LA CONCENTRATION A PU ETRE QUANTIFIEE (EN NOIR), SEULEMENT DETECTEE (EN MAUVE) ; OU NI DETECTEE NI QUANTIFIEE (EN GRIS). LA HAUTEUR TOTALE DES BARRES DONNE LE NOMBRE TOTAL D'ECHANTILLONS ANALYSES – CAS DE LA SORTIE DU BASSIN DE RETENUE DJANGO REINHARDT

FIGURE 3.31 : NIVEAUX DE CONCENTRATIONS SUR L'ENSEMBLE DES SITES EN MES

FIGURE 3.32 : NIVEAUX DE CONCENTRATIONS SUR L'ENSEMBLE DES SITES POUR LES METAUX

FIGURE 3.33 : NIVEAUX DE CONCENTRATIONS SUR L'ENSEMBLE DES SITES EN HAPs

FIGURE 3.34 : NIVEAUX DE CONCENTRATIONS SUR L'ENSEMBLE DES SITES EN PESTICIDES

FIGURE 3.35 : NIVEAUX DE CONCENTRATION SUR L'ENSEMBLE DES SITES EN BISPHENOL A ET ALKYLPHENOLS

FIGURE 3.36 : NIVEAUX DE CONCENTRATION SUR L'ENSEMBLE DES SITES EN PBDEs

FIGURE 3.37 : FRACTION DISSOUTE (EN %) POUR LES METAUX

FIGURE 3.38 : FRACTION DISSOUTE (EN %) POUR LES HAPs

FIGURE 3.39 : FRACTION DISSOUTE (EN %) POUR LES PESTICIDES

FIGURE 3.40 : FRACTION DISSOUTE (EN %) POUR LE BISPHENOL A ET LES ALKYLPHENOLS

FIGURE 3.41 : FRACTION DISSOUTE (EN %) POUR LES PBDEs

FIGURE 3.42 : EFFICACITES EN MASSES/M² ACTIF (GAUCHE) ET CONCENTRATIONS (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES MES

FIGURE 3.43 : ABATTEMENT EN CONCENTRATION (GAUCHE) ET MASSE (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES METAUX DU BASSIN DE RETENUE DE DJANGO-REINHARDT

FIGURE 3.44 : ABATTEMENTS EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES METAUX DE LA CSR

FIGURE 3.45 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES METAUX DE LA TRANCHEE

FIGURE 3.46 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES METAUX DE LA NOUE

FIGURE 3.47 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES HAPs DU BASSIN DE RETENTION

FIGURE 3.48 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES HAPs DE LA CSR

FIGURE 3.49 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES HAPs DE LA TRANCHEE

FIGURE 3.50 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES HAPs DE LA NOUE

FIGURE 3.51 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES PESTICIDES DU BASSIN DE RETENTION

FIGURE 3.52 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES PESTICIDES DE LA CSR

FIGURE 3.53 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES PESTICIDES DE LA TRANCHEE

FIGURE 3.54 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES PESTICIDES DE LA NOUE

FIGURE 3.55 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES BISPHENOL A ET ALKYLPHENOLS DU BASSIN DE RETENTION

FIGURE 3.56 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES BISPHENOL A ET ALKYLPHENOLS DE LA CSR

FIGURE 3.57 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES BISPHENOL A ET ALKYLPHENOLS DE LA TRANCHEE

FIGURE 3.58 : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES BISPHENOL A ET ALKYLPHENOLS DE LA NOUE

- FIGURE 3.59** : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES PBDEs DU BASSIN DE RETENTION
- FIGURE 3.60** : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES PBDEs DE LA CSR
- FIGURE 3.61** : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES PBDEs DE LA TRANCHEE
- FIGURE 3.62** : ABATTEMENT EN CONCENTRATIONS (GAUCHE) ET MASSES (DROITE) DE POLLUANTS POUR LES PBDEs DE LA NOUE
- FIGURE A.63** : SCHEMA DESCRIPTIF DES DIMENSIONS IDENTIQUES DE LA REFERENCE ASP (EN NOIR) ET DE LA CSR (EN GRIS)
- FIGURE A.64** : SCHEMA DESCRIPTIF DES DIMENSIONS DU SITE DE LA NOUE (EN GRIS LES VOIES DE CIRCULATION, EN ORANGE LES PLACES DE STATIONNEMENT EN STABILISE ET EN VERT FONCE L'OUVRAGE NOUE)
- FIGURE A.65** : SCHEMA DESCRIPTIF DES DIMENSIONS DU SITE DE LA TRANCHEE (EN GRIS LES VOIES DE CIRCULATION, EN ORANGE LES PLACES DE STATIONNEMENT EN STABILISE ET EN BLEU FONCE L'OUVRAGE TRANCHEE)
- FIGURE A.66** : CHAINE DES DIFFERENTS TRANSFERTS DE SIGNAUX POUVANT INDUIRE DES INCERTITUDES

Liste des Tableaux

- TABLEAU 1.1** : ORDRE DE GRANDEUR DES CONCENTRATIONS EN MATIERES EN SUSPENSION MEASUREES DANS EAUX ISSUES DE DIFFERENTS RESEAUX SEPARATIFS PLUVIAUX (EN MG/L)
- TABLEAU 1.2** : LISTE DES PESTICIDES ET LEURS UTILISATIONS
- TABLEAU 1.3** : UTILISATION DES ALKYLPHENOLS (LAMPREA-BRETAUDEAU AND GROMAIRE, 2012)
- TABLEAU 1.4** : CONCENTRATIONS MOYENNES EVENEMENTIELLES TOTALES [μ G/L] EN METAUX LOURDS USUELS MEASUREES DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT OU A L'EXUTOIRE DE RESEAUX SEPARATIFS PLUVIAUX
- TABLEAU 1.5** : CONCENTRATIONS MOYENNES EVENEMENTIELLES TOTALES [NG/L] EN HAPS MEASUREES DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT OU A L'EXUTOIRE DE RESEAUX SEPARATIFS PLUVIAUX.
- TABLEAU 1.6** : CONCENTRATIONS MOYENNES EVENEMENTIELLES TOTALES [NG/L] EN PESTICIDES MEASUREES DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT OU A L'EXUTOIRE DE RESEAUX SEPARATIFS PLUVIAUX.
- TABLEAU 1.7** : CONCENTRATIONS MOYENNES EVENEMENTIELLES TOTALES [NG/L] EN ALKYLPHENOLS MEASUREES DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT OU A L'EXUTOIRE DE RESEAUX SEPARATIFS PLUVIAUX.
- TABLEAU 1.8** : CONCENTRATIONS MOYENNES EVENEMENTIELLES TOTALES [NG/L] EN BISPHENOL A MEASUREES DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT, A L'EXUTOIRE DE RESEAUX SEPARATIFS PLUVIAUX OU DE STATION D'EPURATION
- TABLEAU 1.9** : CONCENTRATIONS MOYENNES EVENEMENTIELLES TOTALES [NG/L] EN PBDE MEASUREES DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT A L'EXUTOIRE DES RESEAUX SEPARATIFS PLUVIAUX, OU EN SORTIE DE RESEAUX UNITAIRES OU DE STATIONS D'EPURATIONS, OU ENCORE DANS DES EAUX DE SURFACES.
- TABLEAU 1.10** : EFFICACITES EVENEMENTIELLES DE BASSINS DE RETENTION VIS-A-VIS DES MICROPOLLUANTS USUELS ET DES MATIERES EN SUSPENSION (%)
- TABLEAU 1.11** : EFFICACITES EVENEMENTIELLES DE CHAUSSEES A STRUCTURE RESERVOIR VIS-A-VIS DE CERTAINS METAUX USUELS, HAPS ET DES MATIERES EN SUSPENSION (%)
- TABLEAU 1.12** : EFFICACITES EVENEMENTIELLES DE TRANCHEES INFILTRANTES VIS-A-VIS DE CERTAINS METAUX USUELS, ET DES MATIERES EN SUSPENSION (%)
- TABLEAU 1.13** : EFFICACITES EVENEMENTIELLES DE NOUES VIS-A-VIS DE CERTAINS METAUX USUELS, HAPS, QUELQUES POLLUANTS ORGANIQUES ET DES MATIERES EN SUSPENSION (%)
- TABLEAU 2.14** : CARACTERISTIQUES DES TROIS SITES DECENTRALISES
- TABLEAU 2.15** : CARACTERISTIQUES DU BASSIN DE RETENUE DJANGO REINHARDT
- TABLEAU 2.16** : LISTE DES INDICATEURS DE PERFORMANCES ETUDIES ET LES GRANDEURS QUI LEUR SONT RELIEES
- TABLEAU 2.17** : LISTE DES 59 MICROPOLLUANTS ETUDIES DANS CE TRAVAIL THESE ET LES TEXTES OFFICIELS AUXQUELS ILS SONT ASSUJETTIS
- TABLEAU 2.18** : TABLEAU RECAPITULATIF DES GRANDEURS UTILISEES POUR L'EVALUATION DES PERFORMANCES DES SYSTEMES DE GESTION A LA SOURCE DES EAUX PLUVIALES
- TABLEAU 2.19** : VOLUMES NECESSAIRES AUX ANALYSES CHIMIQUES, LISTE DES LABORATOIRES D'ANALYSES
- TABLEAU 2.20** : INDICATEURS HYDROLOGIQUES, DEFINITIONS ET FORMULATIONS
- TABLEAU 2.21** : TESTS STATISTIQUES EFFECTUES EN FONCTION DES OBJECTIFS RECHERCHES
- TABLEAU 2.22** : RECAPITULATIF DES CALCULS DES DIFFERENTS INDICATEURS HYDROLOGIQUES ET EN TERMES DE GESTION DES MICROPOLLUANTS
- TABLEAU 3.23** : INDICATEURS HYDROLOGIQUES ET HYDRAULIQUES : MEDIANES, MOYENNES ET ECART-TYPES.
- TABLEAU 3.24** : RECAPITULATIF DES PRELEVEMENTS REALISES EN 2017 ET 2018.
- TABLEAU 3.25** : RECAPITULATIF DES PRELEVEMENTS REALISES PENDANT LE PROJET INOGEV (SEBASTIAN, 2013)
- TABLEAU 3.26** : CARACTERISTIQUES DES EVENEMENTS PLUVIEUX ECHANTILLONNES UTILISES POUR CETTE ETUDE.
- TABLEAU 3.27** : RECAPITULATIF DES ECHANTILLONS ANALYSES AINSI QUE LEUR METHODE D'OBTENTION (LES ZONES HACHUREES CORRESPONDENT A DES EVENEMENTS SANS REJET D'EAU A L'EXUTOIRE DES SITES). LES COULEURS DES CASES DIFFERENCIENT VISUELLEMENT LES SITES
- TABLEAU 3.28** : VALEURS DES TAUX DE COUVERTURE POUR CHACUN DES ECHANTILLONS DU SITE CENTRALISE ET DES SITES A LA SOURCE.
- TABLEAU 3.29** : PROPORTION DU NOMBRE D'ECHANTILLONS NON IMPACTES PAR UNE POSSIBLE CONTAMINATION DES DISPOSITIFS METROLOGIQUES
- TABLEAU 3.30** : PERIODES D'APPLICATION DES DIFFERENTS PESTICIDES ETUDIES ET PERIODES DURANT LESQUELLES LES ECHANTILLONS PRELEVES SUR LES SITES A LA SOURCES ET LA REFERENCE ASP ONT PERMIS UNE QUANTIFICATION

- TABLEAU 3.31:** PROPORTION DU NOMBRE D'ECHANTILLONS A CONCENTRATIONS QUANTIFIES ET/OU DETECTEES LORS DES ANALYSES
- TABLEAU 3.32 :** LISTE DES MICROPOLLUANTS CONSERVES POUR LA SUITE DE L'ETUDE (A.) SUITE A L'EVALUATION DES OCCURRENCES DE CONCENTRATIONS ET DES NIVEAUX DE CONCENTRATIONS NEGLIGEABLES (B.).
- TABLEAU 3.33 :** DONNEES STATISTIQUES DES CONCENTRATIONS TOTALES POUR LES SITES DE REFERENCE DJR ENTREE ET ASPHALTE
- TABLEAU 3.34 :** DONNEES STATISTIQUES DES PROPORTIONS DISSOUTES POUR LES SITES DJR ENTREE ET REFERENCE ASP
- TABLEAU 3.35 :** DONNEES STATISTIQUES DES CONCENTRATIONS TOTALES POUR LES SITES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES CENTRALISE DJR SORTIE ET DECENTRALISES CSR, TRANCHEE ET NOUE
- TABLEAU 3.36 :** DONNEES STATISTIQUES DES CONCENTRATIONS TOTALES POUR LES SITES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES CENTRALISE DJR SORTIE ET DECENTRALISES CSR, TRANCHEE ET NOUE PAR RAPPORT A LA NQE (LES DONNEES DE MEDIANES ET Q90 SONT REPRISES DU TABLEAU PRECEDENT POUR PLUS DE LISIBILITE)
- TABLEAU 3.37 :** DONNEES STATISTIQUES DES CONCENTRATIONS TOTALES POUR LES SITES DE DE GESTION DES EAUX PLUVIALES CENTRALISE DJR SORTIE ET DECENTRALISES CSR, TRANCHEE ET NOUE PAR RAPPORT A LA LITTERATURE (LES DONNEES DE MEDIANES SONT REPRISES DES TABLEAUX PRECEDENTS POUR PLUS DE LISIBILITE)
- TABLEAU 3.38 :** DONNEES STATISTIQUES : COMPARAISON DES DISTRIBUTIONS DES CONCENTRATIONS TOTALES POUR LES SITES DE DE GESTION DES EAUX PLUVIALES A LA SOURCE CSR, TRANCHEE ET NOUE
- TABLEAU 3.39 :** DONNEES STATISTIQUES DES PROPORTIONS DISSOUTES POUR LES SITES CENTRALISE DE GESTION DES EAUX PLUVIALES DJR SORTIE ET DECENTRALISES CSR, TRANCHEE ET NOUE
- TABLEAU 3.40 :** LISTE DES MICROPOLLUANTS ET SOMMES DE MICROPOLLUANTS USUELLEMENT ETUDIES ET CHOISIS
- TABLEAU A.41 :** LISTE DES SUBSTANCES PRIORITAIRES ET PRIORITAIRES DANGEREUSES DANS LE DOMAINE DE L'EAU ETABLIE PAR LA DCE 2013/35/EU
- TABLEAU A.42 :** LISTE DES NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE ETABLIE PAR LA DCE 2013/35/EU ASSOCIEES A CHAQUE POLLUANT PRIORITAIRE ET PRIORITAIRE DANGEREUX DANS LE DOMAINE DE L'EAU
- TABLEAU A.43 :** RECAPITULATIF DES DIFFERENTS VOLUMES, OBSERVES OU CALCULES, UTILISES POUR LES CALCULS DES TAUX DE COUVERTURE POUR LES SITES DJR ENTREE ET DJR SORTIE
- TABLEAU A.44 :** RECAPITULATIF DES DIFFERENTS VOLUMES, OBSERVES OU CALCULES, UTILISES POUR LES CALCULS DES TAUX DE COUVERTURE POUR LES SITES DE LA REFERENCE ASP ET LA CSR
- TABLEAU A.45 :** RECAPITULATIF DES DIFFERENTS VOLUMES, OBSERVES OU CALCULES, UTILISES POUR LES CALCULS DES TAUX DE COUVERTURE POUR LES SITES DE LA TRANCHEE ET DE LA NOUE.
- TABLEAU A.46 :** METHODES D'EXTRACTION ET METHODES ANALYTIQUES DE L'ENSEMBLE DES MICROPOLLUANTS EN PHASE DISSOUTE
- TABLEAU A.47 :** METHODES D'EXTRACTION ET METHODES ANALYTIQUES DE L'ENSEMBLE DES MICROPOLLUANTS EN PHASE PARTICULAIRE
- TABLEAU A.48 :** TABLEAUX DE RESULTATS D'ETALONNAGES STATIQUES DE CHACUN DES 4 AUGETS UTILISES SUR LES SITES DE L'ECOCAMPUS ET LEURS INCERTITUDES ASSOCIEES
- TABLEAU A.49 :** LISTE DES INCERTITUDES DES ANALYSES POUR L'ENSEMBLE DES SUBSTANCES
- TABLEAU A.50 :** DONNEES STATISTIQUES DES MASSES PAR M² DE SURFACE ACTIVE (MSA) TOTALES POUR LES SITES DE REFERENCE DJR ENTREE ET ASPHALTE
- TABLEAU A.51 :** DONNEES STATISTIQUES DES MASSES PAR M² DE SURFACE ACTIVE (MSA) TOTALES POUR LES SITES DE DE GESTION DES EAUX PLUVIALES CENTRALISE DJR SORTIE ET DECENTRALISES CSR, TRANCHEE ET NOUE
- TABLEAU A.52 :** DONNEES STATISTIQUES DES MASSES TOTALES PAR M² DE SURFACE ACTIVE POUR LES SITES DE DE GESTION DES EAUX PLUVIALES A LA SOURCE CSR, TRANCHEE ET NOUE ENTRE EUX

Liste des Annexes

- ANNEXE 1.** SUBSTANCES PRIORITAIRES INDIQUEES PAR LA DCE 2013/35/EU ET NQE CORRESPONDANTES.
- ANNEXE 2.** SUBSTANCES PERTINENTES A SURVEILLER DANS LES EAUX DE SURFACE INDIQUEES PAR L'ARRETE DU 17 OCTOBRE 2018 EN FRANCE
- ANNEXE 3.** TAUX DE COUVERTURE
- ANNEXE 4.** DIMENSIONS DES SITES DECENTRALISES
- ANNEXE 5.** PROTOCOLES DE LAVAGE DES FLACONS DE PRELEVEMENT
- ANNEXE 6.** LISTE DES PROTOCOLES D'ANALYSE UTILISES POUR CHACUN DES POLLUANTS ANALYSES PAR LES LABORATOIRES
- ANNEXE 7.** PROTOCOLE DE DETERMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION (MES) – A FAIRE EN TRIPLICAT
- ANNEXE 8.** DETERMINATION DES INCERTITUDES SUR LES FLUX D'EAU ET DE POLLUANTS
- ANNEXE 9.** COMPARAISON DES MASSES PAR M² DE SURFACE ACTIVE SUR LES REFERENCES (LES « ENTREES ») A LA SOURCE ET CENTRALISEE
- ANNEXE 10.** COMPARAISON DES MASSES PAR M² DE SURFACE ACTIVE SUR LES « SORTIES » A LA SOURCE ET CENTRALISEE
- ANNEXE 11.** CONCENTRATIONS TOTALES, DISSOUTES ET PARTICULAIRES POUR L'ENSEMBLE DES SITES ETUDIES
- ANNEXE 12.** MASSES TOTALES, DISSOUTES ET PARTICULAIRES PAR M² DE SURFACE ACTIVE POUR L'ENSEMBLE DES SITES ETUDIES
- ANNEXE 13.** EFFICACITES EN CONCENTRATIONS TOTALES, DISSOUTES ET PARTICULAIRES POUR L'ENSEMBLE DES SITES ETUDIES
- ANNEXE 14.** EFFICACITES EN MASSES TOTALES, DISSOUTES ET PARTICULAIRES PAR M² DE SURFACE ACTIVE POUR L'ENSEMBLE DES SITES ETUDIES
- ANNEXE 15.** VALEURS DE LOQ DISSOUTES ET PARTICULAIRES POUR L'ENSEMBLE DES SITES ETUDIES
- ANNEXE 16.** VALEURS DE LOD DISSOUTES ET PARTICULAIRES POUR L'ENSEMBLE DES SITES ETUDIES

Nomenclature

$\%Ab^{Qmax}$	Abattement du débit de pointe [%]
$\%Ab_{sys}^{vol}$	Abattement volumétrique du système (parking + ouvrage) [%]
CME	Concentration moyenne évènementielle observée [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]
CME_t	Concentration moyenne évènementielle totale [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]
CME_d	Concentration moyenne évènementielle en phase dissoute [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]
CME_p	Concentration moyenne évènementielle en phase particulaire [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]
CME_{MES}	Concentration moyenne évènementielle en MES [mg/L]
CME_s ou CME_{ref}	Concentration moyenne évènementielle pour les références correspondant aux « entrée » des systèmes (entrée du bassin de rétention ou exutoire du parking traditionnel de référence) [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]
CME_s	Concentration moyenne évènementielle à l'exutoire de chaque ouvrage [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]
Cr	Coefficient d'apport (coefficient volumétrique de ruissellement sur les zones de parking) [%]
E_c	Efficacité en termes de concentrations [%]
E_m	Efficacité en termes de masses [%]
HT	Hauteur de pluie précipitée [mm]
LT	Lag-time du système (parking + ouvrage) défini comme la différence temporelle entre le centre de gravité de l'hydrogramme issu de la pluie brute et le centre de gravité de l'hydrogramme de sortie du système (parking + ouvrage) [min]
M	Masse moyenne évènementielle totale de polluants observée à la sortie d'un ouvrage [mg ou μg ou ng]
M_s	Masse évènementielle d'un micropolluant à l'exutoire de chaque ouvrage [mg ou μg ou ng]
MSa	Masse moyenne évènementielle normée par rapport à la surface active du système considéré [$\mu\text{g/m}^2$ ou ng/m^2]
MSa_e ou MSa_{ref}	Masse moyenne évènementielle au m^2 de surface active en phase totale, dissoute ou particulaire en [$\mu\text{g/m}^2$ actif ou ng/m^2 actif] des effluents issus des références correspondant aux « entrées » des systèmes (entrée du bassin de rétention ou parking traditionnel de référence) [$\mu\text{g/m}^2$ ou ng/m^2]
MSa_s	Masse moyenne évènementielle au m^2 de surface active en phase totale, dissoute ou particulaire d'un micropolluant donné en sortie des systèmes [$\mu\text{g/m}^2$ ou ng/m^2]
ne	Nombre de pas de temps d'un hydrogramme dit d' « entrée »
ns	Nombre de pas de temps d'un hydrogramme de sortie
Q_i	Débit au pas de temps $i.\Delta t$ [L/h]
Qe_i	Débit au pas de temps $i.\Delta t$ en « entrée » des systèmes [L/h]
Qs_i	Débit au pas de temps $i.\Delta t$ en sortie des systèmes [L/h]
Q_e^{max}	Débit maximal observé pour un évènement sur l'hydrogramme d' « entrée » [L/h]
Q_s^{max}	Débit maximal observé pour un évènement sur l'hydrogramme de sortie [L/h]
S	Surface totale du bassin versant considéré [m^2]
S_1	Surface de l'ouvrage considéré [m^2]

S_2	Surface de la zone de ruissellement du système étudié (issue du parking sans considérer l'ouvrage) [m ²]
S_{2a}	Surface de la zone de ruissellement du parking du site noue d'apport [m ²]
S_a	Surface active [m ²]
V	Volume évènementiel observé [L]
V_e	Volume d' « entrée »/d'apport dans les systèmes (volume à l'entrée du bassin de rétention ou volume de pluie directe sur l'ouvrage CSR ou volume de pluie directe sur l'ouvrage et ruissellement issu des parkings pour la tranchée et la noue) [L]
V_{ref}	Volume d'eau évènementiel issu du ruissellement de référence (provenant de l'entrée du bassin de rétention pour le système centralisé ou issus du parking traditionnel qui sert de référence pour les sites décentralisés) [L]
V_s	Volume d'eau en sortie de système [L]
V_p	Volume de pluie brute tombé sur l'ensemble du bassin versant du site considéré [L]
V_{pe}	Volume prélevé équivalent (volume d'eau correspondant aux prélèvements effectués lors d'un évènement) [L]
V_r	Volume ruisselé (à partir des mesures sur le site noue d'apport) [L]
T	Taux de couverture d'un évènement [%]
τ_p	Teneur en polluant sur les particules, équivalent à une concentration particulaire sur la partie solide de l'échantillon [ng/g]

Abréviations

AP	Alkylphénols
ASP	Asphalte faisant référence au parking imperméable
BB	Béton bitumineux
CSR	Chaussée à structure réservoir
DCE	Directive Cadre sur l'Eau européenne
Dj-R E	Site du bassin de rétention Django-Reinhardt Entrée
Dj-R S	Site du bassin de rétention Django-Reinhardt Sortie
EM	Electromagnétique
EP	Evènement pluvieux
ETM	Eléments Traces Métalliques
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
MES	Matières En Suspension
NQE	Norme de Qualité Environnementale
OUV	Ouvrage : décrit le bassin de rétention, la noue (bande végétalisée) ou la tranchée (bande de galets)
PBDE	PolyBromoDiphénylEthers
RUTP	Rejet urbain de temps de pluie
MP	Micropolluants
MEEM	Ministère de l'Environnement, de l'énergie et de la Mer
ONEMA	Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques
AFB	Agence Française pour la Biodiversité

Nom	Abréviations	N° CAS
Arsenic	As	7440-38-2
Baryum	Ba	7440-39-3
Cadmium	Cd	7440-43-9
Chrome	Cr	7440-47-3
Cobalt	Co	7440-48-4
Cuivre	Cu	7440-50-8
Manganese	Mn	7439-96-5
Molybdène	Mo	7439-98-7
Nickel	Ni	7440-02-0
Plomb	Pb	7439-92-1
Strontium	Sr	7440-24-6
Titane	Ti	7440-32-6
Vanadium	V	7440-62-2
Zinc	Zn	7440-66-6
Acénaphène	Ace	83-32-9
Acénaphthylène	Acy	208-96-8
Anthracène	A	120-12-7
Fluorène	Flu	86-73-7
Naphtalène	Nap	91-20-3
Phénanthrène	Phe	85-01-8
Benzo(a)anthracène	BaA	56-55-3
benzo(a)pyrène	BaP	50-32-8
Benzo(b)fluoranthène	BbF	205-99-2
Benzo(g,h,i)pérylène	Bper	191-24-2
Benzo(k)fluoranthène	BkF	207-08-9
Chrysène	Chr	218-01-9
Dibenzo(a,h)anthracène	D(a,h)A	53-70-3
Fluoranthène	Flh	206-44-0
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	IP	193-39-5
Pyrène	Pyr	129-00-0
2,4-MCPA	24M	94-74-6
AMPA	AM	1066-51-9
Atrazine	Atr	1912-24-9
Carbendazime	Car	10605-21-7
Diflufenicanil	Dif	83164-33-4
Diuron	Di	330-54-1
Gluphosinate ammonium	GIA	77182-82-2

Nom	Abréviations	N° CAS
Glyphosate	Gly	1071-83-6
Isoproturon	Isop	34123-59-6
Mecoprop	Mec	93-65-2
N-(3,4 dichlorophényl)-N-(méthyl)-urée	DCPMU	3567-62-2
Simazine	Sim	122-34-9
Bisphénol A	BPA	80-05-7
4-Nonylphénol	4-NP	104-40-5
4-Tert-Octylphénol	4-OP	140-66-9
Nonylphenol-1-carboxylé	NPEC1	
Nonylphénol-mono-éthoxylé	NP1EO	26027-38-3
Nonylphénol-di éthoxylé	NP2EO	156609-10-8
Octylphénol-mono-éthoxylé	OP1EO	2315-67-5
Octylphénol-di-éthoxylé	OP2EO	2315-61-9
BDE-28	B28	41318-75-6
BDE-47	B47	5436-43-1
BDE-99	B99	60348-60-9
BDE-100	B100	189084-64-8
BDE-153	B153	68631-49-2
BDE-154	B154	207122-15-4
BDE-183	B183	207122-16-5
BDE-205	B205	446255-56-7
BDE-209	B209	1163-19-5

Introduction

Le développement des zones urbaines a un impact direct sur le cycle naturel de l'eau, notamment sur les eaux pluviales (partie de l'eau précipitée qui ruisselle sur les surfaces lors d'un évènement pluvieux).

La gestion des eaux pluviales s'est longtemps cantonnée à la nécessité de répondre aux difficultés hydrauliques (coulées, inondations, ...) induites par le ruissellement des eaux de pluie, sources directes de dégâts humains et matériels. Leur sort a été également intimement lié (notamment à partir du XIX^{ème} siècle et dans les pays industrialisés) à celui des eaux usées (domestiques ou industrielles).

L'action collective prédominante dans les zones urbanisées a ainsi consisté jusqu'au XX^{ème} siècle à évacuer loin et vite eaux usées et eaux pluviales. Les systèmes adoptés ont été des dispositifs de collecte et d'évacuation, majoritairement des réseaux de conduites souterraines, soit unitaires (mêlant eaux usées et pluviales), soit séparatifs (eaux usées dans un réseau et eaux pluviales dans un autre) ; tous visant à lutter contre les inondations et à se prémunir contre la propagation des maladies hydriques.

Ces systèmes ont commencé à être remis en cause vers la deuxième moitié du XX^{ème} siècle lorsque les insuffisances récurrentes du modèle du « tout réseau » se sont manifestées : saturation progressive des réseaux existants liée au développement urbain (augmentation des surfaces imperméables, accroissement de la population urbaine) entraînant inondations et dégradation des cours d'eau servant d'exutoire à ces réseaux, qu'ils soient pluviaux ou unitaires.

La prise en compte de la protection des milieux aquatiques, des risques hydrauliques dans les politiques de gestion des villes ainsi que les coûts toujours plus importants de construction et de maintenance des réseaux ont impulsé de nouvelles réflexions sur la stratégie de gestion des eaux urbaines et a favorisé l'émergence des techniques/technologies alternatives dont «[...] *l'objectif est non plus d'évacuer le plus loin et le plus vite possible les eaux de ruissellement mais de les retarder et/ou de les infiltrer* » (Chocat, 1997).

L'idée est de se rapprocher du cycle « naturel » de l'eau pour lutter contre les impacts de l'urbanisation. Cette gestion alternative est mise en place pour permettre de limiter les volumes ruisselés et les débits de pointe, et pour réduire les déversements du réseau dans le milieu récepteur. Elle se base sur l'infiltration, l'évapotranspiration, la rétention/régulation et peut permettre aussi la réutilisation de l'eau de pluie, la recharge des nappes, la lutte contre les îlots de chaleur, le retour de la nature en ville, etc.

Ces techniques alternatives se déclinent sous diverses formes : elles sont soit positionnées « à la source » et traitent les eaux pluviales le plus en amont possible sur les bassins versants (systèmes décentralisés) ou soit à l'aval de réseaux existants (systèmes centralisés). Parmi les systèmes décentralisés, on peut citer les toitures végétalisées, les toitures stockantes, les chaussées à structure réservoir, les noues, les tranchées, les biofiltres, les jardins de pluie, les plateformes filtrantes, les puits d'infiltration. Parmi les systèmes centralisés, on trouve les bassins de retenue, les bassins d'infiltration, les bassins en eau permanente. Les bassins secs sont les plus anciens et encore probablement les plus nombreux.

Thebault (2019) montre que c'est le cas sur la région parisienne. La métropole de Lyon en comptait plus de 600 dans son rapport annuel de 2017¹.

Ces solutions alternatives se sont développées également dans de nombreux autres pays (Fletcher et al., 2015). On les trouve sous différents vocables : *e.g.* Best Management Practices (BMPs), Low Impact Development (LID), Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) ou Sustainable Drainage Systems (SuDS), Water Sensitive Urban Design (WSUD), Green Infrastructure (GI) ou encore Stormwater Control Measures (SCMs). La différence de terminologie marque également la mise en exergue d'aspects différents : LID ou SUDS par exemple mettent en avant les aspects liés aux impacts environnementaux, WSUD les aspects systémiques liés à l'eau en ville intégrant les dimensions écologiques, hydrauliques ou de ressources en eau.

En France, Petrucci (2012) a montré par l'analyse des règlements locaux (Plan Local d'Urbanisme, Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux, Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux ou les règlements d'assainissement) que ces techniques alternatives étaient adoptées principalement pour limiter les débits de pointe. Il souligne également le fait que peu d'études d'aménagement se basent sur la gestion des flux de polluants vers les milieux même si la promulgation de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau en 2000 (DCE 2000/60/CE) a contribué à infléchir cette tendance.

Si la Directive Cadre et ses évolutions successives incite indirectement à la limitation des rejets polluants dans les milieux aquatiques, afin d'atteindre le bon état chimique et écologique des milieux, elle pointe également et spécifiquement le besoin de réduire les rejets de micropolluants. Ces micropolluants, nous y reviendrons, sont constitués en effet d'un ensemble de substances pouvant avoir à très faibles concentrations ($\mu\text{g/L}$ voire ng/L) des effets toxiques. C'est le cas de plastifiants, de métaux, d'hydrocarbures, de pesticides ou encore de retardateurs de flammes.

En termes scientifiques, on sait pourtant depuis les années 1980, que les eaux pluviales constituent un vecteur important en termes de métaux lourds et d'hydrocarbures - notamment de HAPs. Suite aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE), des études plus récentes aussi bien françaises (*e.g.* Becouze-Lareure, 2010; Deffontis et al., 2013; Gasperi et al., 2013; Lampréa, 2009; Zgheib, 2009) qu'étrangères (*e.g.* Barbosa et al., 2012; Birch, 2012;

¹ https://www.grandlyon.com/fileadmin/user_upload/media/pdf/eau/rapports/20181218_eau_rapport-2017.pdf (consulté le 24/10/2018)

Björklund et al., 2009) ont exploré d'autres familles de micropolluants chimiques comme les pesticides, alkylphénols, PCBs, PBDEs, Bisphénol A, phtalates... et mis en évidence leur présence parfois en quantité non négligeable.

Les études sur les milieux récepteurs montrent en parallèle la pollution des milieux (qu'ils soient terrestres, marins ou fluviaux) par ces mêmes substances (*e.g.* Dar et al., 2020; David et al., 2009; Deknock et al., 2019; Egardt et al., 2018; Goretti et al., 2019; Masood et al., 2016; Webster et al., 2018; Wijesiri et al., 2019; Xie et al., 2020). Sur un plan opérationnel, le suivi des milieux superficiels va dans le même sens².

De ce fait, les solutions alternatives sont promues car elles sont censées diminuer les flux d'eau et la contamination des eaux soit par décantation (systèmes centralisés de type bassins) soit par limitation des émissions, du lessivage et/ou par piégeage par filtration (systèmes à la source). En vérité peu d'éléments existent pour l'affirmer, hormis pour quelques classiques métaux lourds (Pb, Cu, Zn, Cd) sur différents types de techniques alternatives et/ou les hydrocarbures, que nous détaillerons ultérieurement.

Le but de ce travail de recherche, dans le cadre des projets Micromegas (soutien Agence Française pour la Biodiversité ex ONEMA, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse) et Micreaupluie (Labex IMU Université de Lyon) est ainsi de 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 en s'appuyant sur des observations *in situ*. Quatre sites d'étude ont été choisis dans l'agglomération lyonnaise: i) un bassin de rétention drainant une vaste zone urbaine mixte de 185 ha et de composition très classique, ii) un parking en revêtement drainant et à structure réservoir de 94 m², iii) un parking résidentiel de 260 m² drainé par une tranchée infiltrante composée de graves et iv) un parking résidentiel de 302 m² drainé par une noue végétalisée. 59 micropolluants ont été choisis soit en raison de leur persistance, de leur ubiquité, de leur toxicité (notamment leur classement en substances prioritaires, prioritaires dangereuses, à surveiller dans la DCE2000) et de leur présence dans les eaux de ruissellement pluvial.

Ce document se divise classiquement en trois parties distinctes.

1- L'état de l'art fait la synthèse et l'analyse bibliographique des connaissances sur a) la contamination des eaux de ruissellement en traitant des concentrations

² En 2015, les agences de l'eau et leur système de surveillance montraient que les milieux étaient contaminés. Sur le bassin RMC par exemple, si l'agence observait une nette amélioration de la qualité des milieux sur certains paramètres en lien direct avec la mise en conformité des stations de traitement des eaux usées, elle indiquait cependant que 30% des points de surveillance n'étaient pas en bon état chimique et que l'origine de cette pollution était principalement diffuse. Après être intervenue avec succès sur les rejets ponctuels directs, l'agence de l'eau RMC avait identifié la pollution pluviale comme une nouvelle priorité notamment vis-à-vis des polluants prioritaires de la DCE (Pojer, 2012).

usuelles dans lesquelles les familles de polluants sont retrouvées ainsi que leurs sources et *b*) les performances vis-à-vis des micropolluants de différents systèmes alternatifs.

2- Une partie « Matériel et méthode » qui comprendra l'approche et la déclinaison expérimentale du travail de comparaison des performances des systèmes étudiés vis-à-vis de la question du traitement des micropolluants. Elle comprend la présentation des sites d'études, les méthodologies d'investigation (points d'observation, instrumentation, campagnes de mesures) et les modes d'exploitation des résultats.

3- L'analyse et la présentation des résultats obtenus : après une étude des comportements hydrauliques des différents sites, les campagnes de mesures seront présentées. Les occurrences ainsi que les blancs des dispositifs métrologiques permettront de focaliser l'analyse des concentrations, charges et spéciations sur un nombre plus restreints de micropolluants. Les efficacités en concentrations et en masses évènementielles des différents sites seront finalement traitées.

Partie I : Etat de l'art

1.1 Micropolluants dans les eaux pluviales

1.1.1 Généralités

1.1.1.1 Définition des micropolluants

S'il n'y a pas de définition exacte de ce qu'est un micropolluant, ni de liste exhaustive arrêtée comprenant l'ensemble des micropolluants (celle-ci évoluant au fur et à mesure des connaissances sur les effets des substances étudiées), un certain consensus apparaît sur l'ordre de grandeur des concentrations pour lequel ils sont présents de manière générale. Nous retiendrons ici la définition générale de l'Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement (Chocat, 1997) qui les définit comme un « *produit actif minéral ou organique, fabriqué par l'homme, susceptible d'avoir une action toxique à des concentrations infimes (de l'ordre du µg/L ou moins)* ».

Les micropolluants sont connus et étudiés depuis les années 1970. Les craintes qu'ils suscitent par leurs effets possibles sur le vivant et plus généralement sur les milieux en ont rapidement fait une préoccupation internationale (Clean Water Act aux États-Unis en 1972, Directive 76/464/CEE en Europe en 1976).

Conscients de l'effet délétère des rejets provenant des réseaux de gestion des eaux urbaines, les pays membres de l'Union Européenne ont très vite décidé d'engager de vastes actions communes à l'échelle du continent en considérant que : « *La pollution chimique des eaux de surface constitue une menace tant pour le milieu aquatique, avec des effets tels qu'une toxicité aiguë et chronique pour les organismes aquatiques, l'accumulation des polluants dans les écosystèmes, la disparition d'habitats et la perte de biodiversité, que pour la santé humaine. Il convient en priorité de déterminer les causes de pollution et de lutter contre les émissions de polluants à la source, de la façon la plus efficace possible du point de vue économique et environnemental* » (DCE 2013/39/UE, 2013).

1.1.1.2 Famille de micropolluants dans les eaux urbaines

De manière générale, les polluants et contaminants des eaux de ruissellement sont issus soit de l'érosion des matériaux constituant les « objets » urbains soit de leurs dépôts pendant les périodes de temps sec et leur entraînement lors d'événements pluvieux. Il existe pour les zones urbaines de nombreuses sources endogènes (liées aux usages ou à la constitution des matériaux des zones étudiées) et des sources exogènes pour lesquelles les polluants sont importés par voie atmosphérique.

En 2008, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et Aquascop identifiaient 13 familles différentes de micropolluants d'intérêt :

- les éléments traces métalliques (ETM)
- les métalloïdes
- les organométalliques
- les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)
- les pesticides
- les biocides
- les diphényles polybromés (PBDE, PBB)
- les PolyChloroBiphényles (PCB)

- les produits pharmaceutiques
- les détergents et plastifiants (Alkylphénols/Phtalates/Bisphénol A)
- les organochlorés (Chloroalcanes, Chlorophénols, Chloroanilines)
- les solvants (Chlorés/Benzéniques)
- les Méthyl-Tert-Butyl-Ether (MTBE)

Tous ne sont pas présents ou préoccupants dans les eaux pluviales. Barbosa et al. (2012) ont référencé près de 650 substances à l'exutoire des réseaux séparatifs qui peuvent de manière générale être classées en 5 grandes familles adaptées aux principaux polluants associés aux eaux pluviales :

- les éléments traces métalliques (ETM) et métalloïdes
- les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs)
- les pesticides et biocides
- les diphényles polybromés (PBDEs)
- les alkylphénols et les dérivés (APs)

La littérature confirme la présence de ces substances dans les eaux de ruissellement ou à l'exutoire des systèmes séparatifs pluviaux (Bäckström et al., 2006; Becouze-Lareure, 2010; Brattebo and Booth, 2003; Gasperi et al., 2013; Moy et al., 2003; Sébastien, 2013; Zgheib, 2009). C'est de ces familles que nous retiendrons les substances suivies dans notre recherche.

Les sources de ces polluants sont diverses. Chocat (1997) identifiait ainsi six sources urbaines dont les cinq premières peuvent être des sources de micropolluants :

- La circulation automobile (hydrocarbures, caoutchouc, métaux, métaux lourds, goudrons, peintures, sels de déverglaçage...)
- L'industrie (métaux lourds, produits pétroliers, solvants...)
- Les déchets solides (matières organiques, ordures ménagères, piles, plastiques, métaux...)
- L'érosion des sols (goudrons et bitumes, enrobés, minéraux...)
- La végétation (matière carbonée, azote, pesticides...)
- Les animaux (matières organiques, bactéries, virus...)

La pollution diffuse, principalement véhiculée par le lessivage et le ruissellement de la pluie sur les surfaces urbaines, a été avérée sur tous les bassins versants étudiés (industriel, urbain, périurbain, résidentiel) et à toutes les échelles (quartier, parcelle, ouvrage) et présente une importante variabilité tant spatiale

que temporelle³ (Bressy, 2010; Gasperi et al., 2017; Hvitved-Jacobsen et al., 2010).

1.1.1.3 Réglementation en France et en Europe vis-à-vis des micropolluants

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE 2013/39/UE, 2013) constitue aujourd'hui la référence européenne en termes d'exigence relative à la qualité des milieux aquatiques et établit ainsi un cadre pour une politique commune dans le domaine de l'eau. Elle fixe plusieurs objectifs : atteindre un bon état écologique des eaux de surfaces et souterraines en 2015, réduire progressivement et de façon durable les émissions de substances classées prioritaires⁴ et supprimer d'ici à 2020 les rejets des substances classées comme prioritaires dangereuses⁵. L'évaluation de plusieurs centaines de milliers de données de surveillance des eaux et sédiments par l'ensemble des pays membres a permis, au fil des ans et des révisions, d'établir une liste de 45 substances ou groupes de substances à surveiller, dont 21 sont considérées comme dangereuses pour l'environnement ou la santé humaine. Des normes de qualités environnementales à respecter et des mesures de réductions d'émissions y sont également inscrites (Cf. Annexe 1).

Sa transcription en droit français est assortie en outre d'éléments plus poussés de classification d'états et de zones suivant les régions du pays. L'Arrêté du 17 octobre 2018 actuellement en vigueur établit ainsi le programme de surveillance de l'état des eaux en France et « *définit les méthodes et critères servant à caractériser les différentes classes d'état écologique, d'état chimique et de potentiel écologique des eaux* ». L'arrêté fournit une liste plus complète de « *substances pertinentes au titre du programme national contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses* » (Cf. Annexe 2) dont certaines avaient été écartées de la liste prioritaire de la DCE 2013/35/UE, avec les valeurs de contaminations indicatrices du bon état écologique des milieux récepteurs (équivalent aux NQE de la DCE).

³ Il faut entendre ici à la fois des différences notables d'un événement à un autre mais également d'une période à une autre par exemple pour l'épandage de pesticides

⁴ « *Substances ou groupes de substances devant faire en priorité l'objet de mesures au niveau de l'Union Européenne* » (DCE 2013/39/UE, 2013).

⁵ Sous classe de substances prioritaires identifiées comme substances dangereuses pour l'environnement et/ou la santé humaine.

1.1.2 Caractérisation des polluants et des micropolluants dans les eaux de ruissellement et les rejets pluviaux (caractéristiques des eaux d'entrée dans les systèmes centralisés et décentralisés)

Dans la présentation des gammes de concentrations, nous ferons la différence entre données issues de systèmes centralisés (réseau séparatif pluvial) et décentralisés (eaux de ruissellement de surface ou issues d'un réseau drainant de petites surfaces (< 1000 m²).

1.1.2.1 Les MES

Les matières en suspension (MES) [mg/L] désignent les particules de toute provenance qui ne sont pas dissoute et qui restent en suspension dans la solution. C'est un des paramètres globaux important car les MES sont potentiellement d'importants vecteurs de pollution. Leurs concentrations sont utiles également dans la spéciation des substances étudiées. Le Tableau 1.1 en présente les gammes de concentrations.

On constate, pour l'ensemble de ces études, une grande variabilité inter-événementielle sur un même site avec des concentrations pouvant varier du simple au décuple. La variabilité est grande entre les sites mais aussi pour un même site. Aucune tendance de contamination ne ressort entre les différentes échelles des sites d'études : les sites avec les bassins versants les plus grands ne sont pas forcément les plus contaminés.

Tableau 1.1 : Ordre de grandeur des concentrations en matières en suspension mesurées dans eaux issues de différents réseaux séparatifs pluviaux (en mg/L)

Littérature	Réf	Type de bassin	min	max	med	moy
Becouze 2010	[1]	industrie légère*	24	-	230	[81]
Percot 2012	[2]	résidentiel*	21	-	386	[97] (125)
Bressy 2010	[3]	résidentiel*	15	-	64	[26]
Hatt 2008	[4]	parking**				(5)
Pagotto 2000	[5]	autoroute				(46)
Silva 2010	[6]	route très fréquentée**	616	-	1955	[1596] (1499)
Carpenter 2014	[7]	résidentiel*	27	-	560	[71] (140)
Lampréa 2009	[8]	résidentiel*	17	-	413	[69]
Lampréa 2009	[8]	route très fréquentée	30	-	152	[75]
Bäckström 2006	[9]	petite route**	15	-	166	[62] (70)
Moy et al 2003	[10]	autoroute	15	-	247	(89)
Zgheib 2009	[11]	résidentiel*	11	-	270	(129)
Zgheib 2009	[11]	urbain dense*	58	-	430	(193)
Zgheib 2009	[11]	urbain dense*	67	-	380	(152)
Flanagan 2018	[12]	route très fréquentée**	70	-	933	[291]
Sébastien 2013	[13]	industrie légère*	68	-	178	[100] (116)

* Données issues de réseaux séparatifs

** Données issues de petites surfaces

[1] (Becouze-Lareure, 2010) ; [2] (Percot, 2012) ; [3] (Bressy, 2010) ; [4] (Hatt et al., 2009) ; [5] (Pagotto et al., 2000) ; [6] (Silva et al., 2010) ; [7] (Carpenter et al., 2014) ; [8] (Lampréa, 2009) ; [9] (Bäckström et al., 2006) ; [10] (Moy et al., 2003) ; [11] (Zgheib, 2009) ; [12] (Flanagan, 2018) ; [13] (Sébastien, 2013)

1.1.2.2 Les Eléments Traces Métalliques

Les ETM sont les polluants les plus suivis dans le domaine de l'assainissement pluvial. Ce sont des éléments naturellement présents dans la croûte. On regroupe dans cette famille deux types de métaux : les « métaux lourds » (densité importante) comme le cadmium, le plomb, le zinc, ou le cuivre ; les métalloïdes comme l'arsenic.

Ne pouvant être dégradés d'une quelconque manière, les ETM tendent à persister dans leur environnement et peuvent être facilement transportés grâce à des particules fines présentes dans l'air ou l'eau (Bliefert and Perraud, 2009). Ils sont une cause majeure des dégradations des milieux aquatiques.

Différentes synthèses bibliographiques sont disponibles sur les sources d'émission des principaux polluants métalliques que l'on retrouve dans les eaux de ruissellement ou à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux (Becouze-Lareure, 2010; Davis et al., 2009; Gasperi et al., 2017; Gromaire-Mertz et al., 1999; Rule et al., 2006; Sébastien, 2013; Zgheib, 2009).

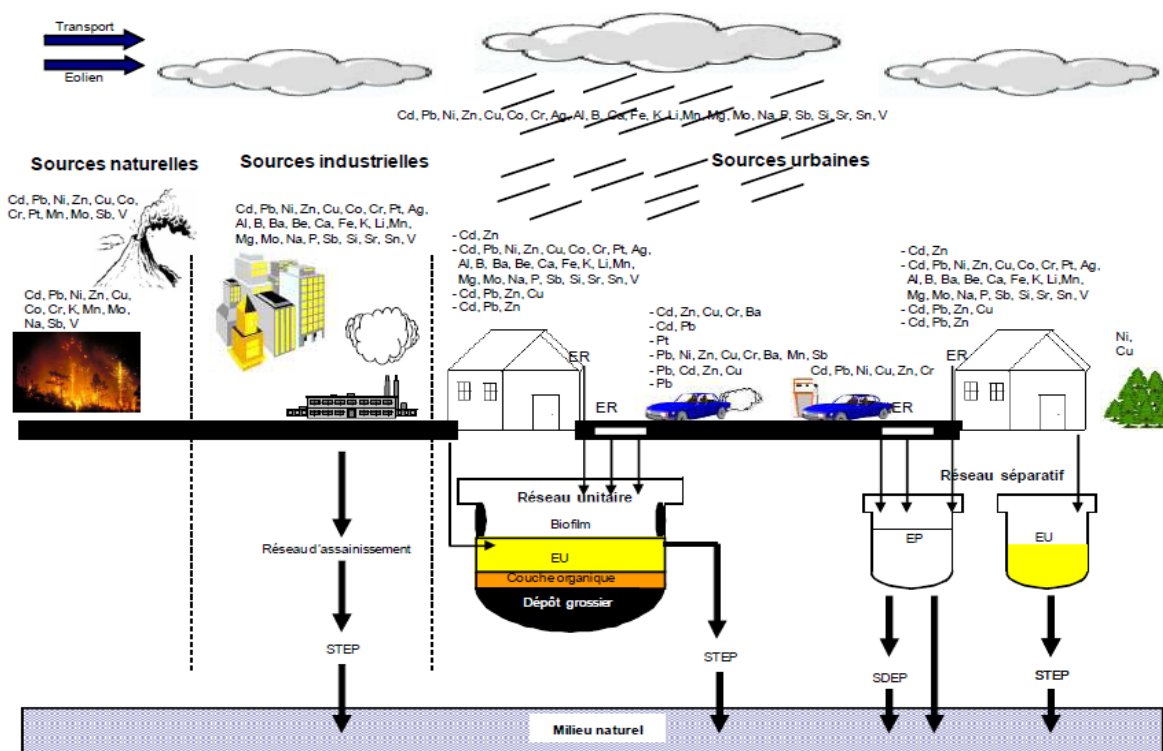


Figure 1.1 : Sources d'émission des métaux dans le milieu urbain (Zgheib, 2009)

Les ETM sont naturellement déjà présents dans les milieux et les organismes mais uniquement à de faibles concentrations (activités volcaniques, feux de forêts, érosion des surfaces, etc.)

Les sources anthropiques d'ETM sont nombreuses et variées mais proviennent principalement du trafic automobile, des usines d'incinération, du chauffage domestique, des constructions et des aéroports (e.g. Gromaire-Mertz et al., 1999; Sabin et al., 2005).

Dans le domaine de l'assainissement urbain, ce sont principalement le trafic routier et les lessivages des matériaux qui constituent la majorité de la contamination des eaux de ruissellement (Davis et al., 2001). Si les retombées atmosphériques sont également un vecteur d'apport en ETM, leur contribution constitue en grande majorité moins de 20% des flux de métaux (e.g. Becouze-Lareure, 2010; Gasperi et al., 2017; Percot, 2012; Sébastien, 2013).

Les ETM présentent une forte toxicité pour l'homme et l'environnement. Floch (2004) observe par exemple un développement de maladies respiratoires et de maladies du système digestif lors d'inhalation ou d'ingestion de métaux lourds. Percot (2012) rappelle également la responsabilité du plomb concernant le saturnisme et des lésions de l'appareil reproducteur, du mercure pour la maladie de Minamata et de déformations embryonnaires, de l'arsenic pour la maladie du pied noir ainsi que des lésions cutanées ou encore du cadmium sur des dérèglements du fonctionnement du placenta. Du point de vue environnemental, les principaux effets délétères d'une accumulation de métaux sont la destruction des microorganismes responsables du renouvellement du sol (Giller et al., 1998; Leita et al., 1995), ainsi que la diminution de l'activité enzymatique impliquée dans le cycle du carbone (Landi et al., 2000; Renella et al., 2004).

Chocat et al. (2007) dans la synthèse des effets sur les milieux aquatiques rappellent que les rejets urbains de temps de pluie « *constituent probablement l'une des sources majeures d'apport aux milieux aquatiques de micropolluants toxiques minéraux, en particulier métalliques (plomb, zinc, cuivre, chrome, nickel et parfois cadmium). Les concentrations observées restent cependant généralement trop faibles pour provoquer des toxicités aiguës. En revanche, la génotoxicité des RUTP (effets tératogènes et cancérigènes) est en revanche bien documentée. Il existe de plus un risque réel d'accumulation dans la chaîne alimentaire pour plusieurs familles de toxiques notamment métaux. Cette toxicité chronique se traduit par un appauvrissement des biocénoses (perte de biodiversité). Sur le plan des usages, c'est essentiellement la pêche qui semble affectée, même si l'on commence à suspecter de possibles effets sur la santé humaine.* »

De manière générale, la littérature concernant les concentrations événementielles en métaux dans les RUTP est bien fournie. Le Tableau 1.4 présente un regroupement (non exhaustif) des concentrations moyennes événementielles (CME) en certains polluants les plus usuellement étudiés à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux. Ce tableau permet d'illustrer notamment la variabilité là encore des concentrations observées, tant temporelle d'un événement à un autre, que spatiale d'un site à l'autre pour une occupation des sols similaire. Cependant, comme pour les MES, aucune tendance d'échelle d'observation ne ressort du fait de la grande variabilité des concentrations observées. Ces constats pourront également être faits pour l'ensemble des résultats de CME pour les autres familles de micropolluants présentées dans ce chapitre.

1.1.2.3 Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

La famille des HAPs regroupe une vaste quantité de composés organiques (à base de carbone et hydrogène) constitués d'au moins deux noyaux aromatiques. Selon leur nombre de cycles, ils sont classés comme légers (jusqu'à 3 cycles, par exemple le naphthalène, acénaphthène, acénaphthylène, fluorène, phénanthrène et anthracène) ou comme lourds (au-delà de 3 cycles, par exemple fluoranthène, pyrène, benzo(a)Pyrène). A l'exception du naphthalène, la plupart d'entre eux sont des molécules hydrophobes qui tendent à se retrouver majoritairement sous forme particulaire.

Les HAPs sont des composés non synthétiques et, si la production anthropique en est de loin la principale source, ils peuvent aussi être d'origine naturelle (feux de forêts, combustion de charbon, éruptions volcaniques (Nikolaou et al., 1984 cité dans Percot, 2012)). Issus principalement de la combustion incomplète de matière organique (fossile ou non), ces composés dans les zones urbaines proviennent surtout des secteurs résidentiels (chauffage) (Azimi et al., 2005) et des activités routières. En milieu urbain, les rejets à partir des produits pétroliers ou leurs dérivés (raffineries, activités portuaires) constituent une autre voie d'introduction des HAPs dans les eaux de ruissellement puis dans les milieux (Zgheib, 2009).

Comme pour les ETM, les HAPs sont persistants dans leur environnement car difficilement dégradables. Leur fort potentiel d'adsorption sur la matière organique et de bioconcentration dans les organismes les rendent préoccupants d'un point de vue sanitaire car certains d'entre eux sont des composés cancérigènes avérés (benzo[a]pyrène) ou probables (cyclopenta[c,d]pyrène, dibenzo[a,h]anthracène, dibenzo[a,l]pyrène) pour l'homme sous forte exposition (Straif et al., 2005) et qui présentent des effets perturbateurs dans le développement des organismes (exemple des truites arc-en-ciel (Le Bihanic, 2013)).

Une synthèse non exhaustive de différentes gammes de CME observées dans la littérature pour cette famille de polluants est présentée dans le Tableau 1.5.

1.1.2.4 Les pesticides

Le terme « pesticides » regroupe un important nombre de composés organiques ou minéraux contenant des substances actives principalement utilisées à des fins de protection ou de destruction d'espèces végétales ou animales. Subdivisés en plusieurs sous-groupes ayant chacun une utilisation prédéterminée, on distingue notamment (Becouze-Lareure, 2010) :

- Les triazines : herbicides pour grandes cultures et viticultures d'une grande stabilité chimique et ayant tendance à être adsorbés sur les complexes argilo-humiques ;
- Les organochlorés : fongicides, herbicides et insecticides divers, ce sont des composés très stables et résistants à l'hydrolyse qui se révèlent fortement persistants une fois dans l'environnement. La semi-volatilité intrinsèque de ces substances leur permet également d'être transportées par l'atmosphère (parfois en grandes concentrations) sur de très longues distances (Subramanian et al. (1986) en retrouvent ainsi dans des graisses de pingouins d'Arctique) ;
- Les organophosphorés : insecticides organiques provenant du phosphore, ces substances ont tendance à être plus facilement biodégradables (notamment photochimiquement) comparé aux organochlorés, auxquels ils ont été préférés de par cette persistance moindre et leur non diffusion aéroportée ;
- Les acétamides : herbicides remplaçant certains triazines, ces composés sont peu volatiles mais tendent à être présents en phase gazeuse lors des épandages pré-semis ;
- Les urées substituées : herbicides les plus utilisés et les plus connus de manière générale sous l'appellation Diuron et Isoproturon. Ces substances sont peu solubles et peu volatiles et présentent une dégradation lente dans les milieux naturels et plus particulièrement dans les eaux où ils sont souvent retrouvés (Berrada et al., 2003; Giacomazzi and Cochet, 2004). Ils sont soumis régulièrement à des interdictions d'utilisation de plus en plus drastiques, notamment lors de leur association à d'autres agents actifs ;
- Les toluidines : herbicides organiques agricoles, ces substances peu solubles mais volatiles sont sensibles à la dégradation par la lumière ;
- Les aryloxyacides : herbicides solubles dans l'eau, ils agissent comme une phytohormone et ont ainsi un pouvoir dés herbant sélectif. Ces substances sont généralement facilement biodégradables.

Le Tableau 1.2 donne les principales utilisations de certains pesticides usuellement épandus.

La volatilité de ces substances venant des zones agricoles ainsi que leur utilisation par les particuliers ou les équipes de gestion des espaces urbains (voiries, espaces verts, ...) et leur persistance, en font une préoccupation urbaine. D'après l'Observatoire des Résidus de Pesticides (ORP), trois phénomènes distincts sont à l'origine de la présence de phytosanitaires dans l'air : (i) la dérive, lors du traitement, (ii) l'érosion des sols traités et l'entraînement sous l'action du vent, (iii) la volatilisation, directement à partir des plantes ou des sols traités.

Que ce soit par apports par voie endogène ou exogène, ces substances se retrouvent dans les eaux pluviales à l'exutoire des bassins versants urbains (e.g. Bressy, 2010; Dubus et al., 2000; Sébastien, 2013; Zgheib, 2009).

Tableau 1.2 : Liste des pesticides et leurs utilisations⁶

Nom	Famille	Classification	Utilisation
2,4-MCPA	aryloxyacide	herbicide	mars à novembre
Mecoprop	aryloxyacide	herbicide	mars à juin+septembre à novembre
Atrazine	triazine	herbicide (agricole)	interdite en France depuis 2002
Simazine	triazine	herbicide (agricole)	interdite en France depuis 2002
Carbendazime	benzimidazole	fongicide	interdite en France depuis 2008
Diuron	urée substituée	herbicide (agricole/urbain)	interdite en France depuis 2002
DCPMU	urée substituée	produit de dégradation du Diuron	mars à juin+septembre à novembre
Isoproturon	urée substituée	herbicide (agricole)	mars à juin+septembre à janvier
Diflufenicanil	Phenoxynicotinanilide	herbicide	mars à juin+septembre à novembre
Glyphosate	amino-phosphonate	herbicide (agricole/industriel)	mars à juin+septembre à novembre/toute l'année
AMPA	amino-phosphonate	produit de dégradation du Glyphosate	mars à juin+septembre à novembre/toute l'année
Gluphosinate ammonium	organophosphoré	herbicide	toute l'année

Le Tableau 1.6 présente les quantités de pesticides retrouvées dans les eaux de ruissellement ou à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux.

Les comportements physicochimiques de ces composés sont très différents d'un groupe à l'autre (interaction avec les substances déjà présentes dans les sols, volatilité, dégradation...). Il est ainsi impossible de déterminer un polluant "type" de référence pour cette famille.

1.1.2.5 Les alkylphénols et les dérivés

Les alkylphénols sont des substances organiques de synthèse apparues dans les années 1940 (Soares et al., 2008). Elles sont un composant essentiel à la fabrication des alkylphénols polyéthoxylés (APEO comme les octylphénols, nonylphénols...) et en sont également le principal produit de dégradation dans le milieu naturel.

⁶ L'obtention des informations d'utilisation des différents pesticides cités s'est faite par croisement de données entre les produits contenant ces pesticides et les différents types de cultures pour lesquels ils sont utilisés grâce aux bases de données E-Phy ANSES (<https://ephy.anses.fr/>), Ecophyto (<http://www.ecophytopic.fr>) et la base CIPA-Matphyto (<http://matphyto.acta-informatique.fr/>) ainsi qu'avec des recommandations de fournisseurs de ces produits tels que United Agri Products (UAP) Canada Inc (<http://www.uap.ca>).

La grande majorité des alkylphénols et leurs dérivés sont utilisés comme intermédiaire de fabrication pour des polymères, des peintures, des engrais, des résines, des produits de nettoyage et des engrais mais ces substances sont également beaucoup utilisées dans les domaines de la tannerie et du textile ou sous forme de résine dans la fabrication des pneus. Leur existence dans les eaux de ruissellement et les milieux aquatiques est donc uniquement liée aux activités anthropiques et au lessivage de surface.

Le Tableau 1.3 ci-après présente le travail de synthèse bibliographique de Lampréa-Breteaudeau and Gromaire (2012) sur les utilisations des alkylphénols pouvant entraîner une migration des composés dans les eaux de ruissellement.

Comme les HAPs, les alkylphénols sont *a priori* hydrophobes et fortement bioaccumulables. Cependant, la présence d'une fonction alcool dans leur chaîne tend à augmenter leur solubilité potentielle dans l'eau par rapport à d'autres composés hydrophobes. Une sous-catégorie d'alkylphénols majoritairement utilisés appelés nonylphénols sont de plus semi-volatils ce qui favorise les échanges eau-atmosphère (Bressy, 2010).

Ying et al. (2002) cite Giger et al. (1984) qui met en évidence la toxicité des alkylphénols dès les années 80. Plus récemment, des études ont démontré le potentiel toxique des alkylphénols, principalement en tant que perturbateur endocrinien (Cailleaud et al., 2007; Sheahan et al., 2002; Soares et al., 2008) pouvant altérer le développement sexuel des organismes vivants et ainsi provoquer la féminisation de certaines populations de poissons, comme l'ont prouvé Jobling et al. (1996) pour les truites arc-en-ciel. Des travaux ont également soulevé des préoccupations pour la santé humaine (*e.g.* Blom et al., 1998; Soto et al., 1991).

Tableau 1.3 : Utilisation des alkylphénols (Lampréa-Breteaudeau and Gromaire, 2012)

Application du NP	Application / Substance / produit
Fabrication de NPEO	Fabrication de plastiques par émulsion (SBR, PVC, Polyvinyle acétate) utilisés comme résines en peintures, ciments modifiés et pour la fabrication de pneumatiques (SBR). Fabrication de sulfates d'éther de nonylphénol employés comme additifs de certains types de béton. Fabrication d'additifs pour fluides lubrifiants et pour carburants. Entraîneur d'air employé dans la fabrication du béton. Employé dans les émulsions de bitume. Agents mouillants, émulsifiants et dispersants dans les laques, les vernis et les peintures (notamment dans l'eau).
Production de résines phénoliques	Agent d'adhérence dans le caoutchouc des pneus
Production de résines époxydes (Catalyseur dans le durcissement)	Employés comme revêtement de sols, sols composites, armatures en acier des bâtiments (ex : panneau sandwich) et de surfaces métalliques en contact avec l'eau. Stabilisant de peintures à base de résines vinyliques utilisées pour les façades, toitures et comme peintures anticorrosion.
Production de TNPP	Stabilisateur pour caoutchoucs naturels et synthétiques (SBR, EPDM), polymères vinyliques, polystyrène, polycarbonate.
Application du OP	Substance / produit
Fabrication des OPEO	Agents émulsifiants pour la synthèse polymères comme les acryliques et le vinyle acrylique employés comme résines pour peintures de façades, toitures, anticorrosion.
Production de résines formophénoliques	Agent d'adhérence dans le caoutchouc des pneus

Le Tableau 1.7 présente les concentrations en alkylphénols retrouvées dans les eaux de ruissellement ou à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux.

1.1.2.6 Le bisphénol A

Le 4,4-dihydroxy-2,2-diphénylpropane, ou bisphénol A (BPA), est lui aussi un composé de synthèse toxique utilisé depuis les années 1960 pour la fabrication de matières plastiques et de résines.

Il a été classé comme « *substance extrêmement préoccupante* » du règlement REACH (enregistrement, évaluation, autorisation et restriction des substances chimiques du Parlement Européen) et qualifié de perturbateur endocrinien et substance cancérigène par l'Agence Européenne des Produits Chimiques (ECHA) en 2017.

Le Bisphénol A tend semble-t-il à être plus soluble dans l'eau mais moins dans les sols et sédiments comparé aux alkylphénols. Comme pour les alkylphénols, sa présence dans les eaux pluviales est liée au lessivage des surfaces lors des événements pluvieux (Lampréa et al., 2017). En revanche, peu de données existe à notre connaissance sur les concentrations en BPA dans les eaux pluviales. Le Tableau 1.8 ci-après indique des valeurs de concentrations moyennes événementielles trouvées dans la littérature concernant les eaux pluviales et les eaux usées.

1.1.2.7 Les PolyBromoDiphénylEthers

La famille des polybromodiphényléthers (PBDEs) est constituée d'un ensemble de 209 composés chimiques bromés (appelés congénères) de synthèse ; une description plus poussée peut être trouvée dans (Gilbert Pawlik, 2011).

Si l'utilisation massive des PBDE dans les années 1970 et 1980 pour l'extraction pétrolière a fortement diminué, leur emploi dans l'ignifugation des matières plastiques et des textiles reste lui toujours d'actualité. Lampréa-Bretonneau and Gromaire (2012) rapportent que les PBDEs sont principalement utilisés comme retardateur de flamme dans les mousses polyuréthane ainsi que pour l'ignifugation des appareils électroniques et électroménagers, des polystyrènes et des textiles.

Il a été montré (Gilbert Pawlik, 2011) que les PBDEs présents dans les eaux de ruissellement proviennent avant tout de l'érosion et du lessivage de surfaces et de matériaux. Les données de littérature pour cette famille de composés dans les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) en réseau séparatif sont aujourd'hui encore très rares du fait des limites de détection généralement trop élevées. Certaines données sont cependant disponibles pour les eaux de surfaces ou les rejets unitaires (Cf. Tableau 1.9).

1.1.3 Conclusions

Ce premier chapitre nous a permis d'appréhender les différentes sollicitations induites par les eaux de ruissellements urbaines, notamment celles provenant des réseaux séparatifs pluviaux.

On remarque que les MES, les ETM et les HAPs sont très présents dans la littérature et leurs gammes de concentrations bien documentées. L'étude des autres familles de micropolluants est en développement tant sur la caractérisation des niveaux de contamination dans les eaux pluviales, que sur celle de leurs sources.

L'ensemble des concentrations en micropolluants présentes dans la littérature montrent une variabilité très importante de la contamination dans les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) Cette gamme très étendue de réponse se fait très souvent sans distinction d'activité sur les sites ni de leurs échelles d'observation (petit bassin versant, bassin versant important, ouvrage seul, ensemble de systèmes...).

Tableau 1.4 : Concentrations moyennes évènementielles totales [$\mu\text{g/L}$] en métaux lourds usuels mesurées dans les eaux de ruissellement ou à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux

		[1] industrie légère*				[2] résidentiel*				[3] résidentiel*				[4] parking**				[5] autoroute							
Nom	Abréviation	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy				
Arsenic	As				(2)				(8)																
Cadmium	Cd	0	- 2	[0]		0	- 1		(0)												(1)				
Cobalt	Co																								
Chrome	Cr	2	- 21	[7]	(8)	1	- 16		(5)																
Cuivre	Cu	17	- 74	[29]		11	- 209		(45)	16	- 21	[17]									(10)				
Nickel	Ni	4	- 21	[9]		2	- 22		(6)												(30)				
Plomb	Pb	2	- 37	[11]		7	- 120		(31)	7	- 15	[13]									(6)				
Strontium	Sr				(101)																(40)				
Vanadium	V				(3)				(8)																
Zinc	Zn	171	- 678	[258]		93	- 878	[177]		460	- 850	[600]									(100)				
		[6] route très fréquentée**				[7] résidentiel*				[8] résidentiel*				[8] route très fréquentée				[9] petite route**							
Nom	Abréviation	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy				
Arsenic	As																								
Cadmium	Cd				(<LD)					0	- 4	[1]		0	- 1	[0]									
Cobalt	Co																								
Chrome	Cr				(34)					2	- 14	[8]		2	- 11	[6]									
Cuivre	Cu				(87)					13	- 123	[31]		18	- 43	[14]									
Nickel	Ni				(17)					2	- 32	[5]		3	- 10	[6]									
Plomb	Pb				(47)					10	- 71	[21]		4	- 33	[14]									
Strontium	Sr																								
Vanadium	V																								
Zinc	Zn				(394)	20	- 150	[40]	(50)	64	- 536	[146]		145	- 388	[209]									
		[10] autoroute				[11] résidentiel*				[11] urbain dense*				[12] urbain dense*				[12] route très fréquentée**				[13] industrie légère*			
Nom	Abréviation	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy
Arsenic	As																					1	- 3	[1]	(2)
Cadmium	Cd	0	- 0		(0)	0	- 1	[0]		0	- 0	[0]		0	- 0	[0]		0	- 1	[0]		0	- 1	[1]	(1)
Cobalt	Co																					3	- 18	[4]	(7)
Chrome	Cr				(0)	0	- 6	[0]		0	- 45	[26]		0	- 0	[0]		12	- 83	[37]		5	- 16	[11]	(11)
Cuivre	Cu	13	- 67		(24)	30	- 133	[30]		50	- 220	[105]		50	- 60	[53]		98	- 547	[258]		27	- 187	[42]	(65)
Nickel	Ni	0	- 0		(0)	0	- 6	[0]		0	- 0	[0]		0	- 0	[0]		2	- 39	[16]		5	- 17	[10]	(11)
Plomb	Pb	0	- 0		(0)	0	- 29	[13]		25	- 130	[63]		23	- 28	[25]		16	- 139	[63]		10	- 70	[16]	(26)
Strontium	Sr																	80	- 330	[170]		46	- 107	[70]	(73)
Vanadium	V																	11	- 70	[27]		2	- 7	[5]	(5)
Zinc	Zn	32	- 246		(101)	154	- 380	[180]		130	- 520	[280]		280	- 330	[310]		236	- 1653	[693]		201	- 1200	[365]	(482)

* Données issues de réseaux séparatifs

** Données issues de petites surfaces

[1] (Becouze-Lareure, 2010) ; [2] (Percot, 2012) ; [3] (Bressy, 2010) ; [4] (Hatt et al., 2009) ; [5] (Pagotto et al., 2000) ; [6] (Silva et al., 2010) ; [7] (Carpenter et al., 2014) ; [8] (Lampréa, 2009) ; [9] (Bäckström et al., 2006) ; [10] (Moy et al., 2003) ; [11] (Zgheib, 2009) ; [12] (Flanagan, 2018) ; [13] (Sébastien, 2013)

Tableau 1.5 : Concentrations moyennes évènementielles totales [ng/L] en HAPs mesurées dans les eaux de ruissellement ou à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux.

		[2] résidentiel*				[8] résidentiel* route très fréquentée*								[10] autoroute							
Nom	Abréviation	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy				
Naphtalène	Nap	5	-	21	(15)	<10	-	30	[<10]	<10	-	<10	[<10]	20	-	160	(40)				
Acénaphthylène	Acy													10	-	220	(60)				
Acénaphthène	Ace	21	-	107	(71)	<2	-	6	[<2]	<2	-	7	[7]	10	-	310	(80)				
Fluorène	Flu	10	-	90	(18)	<10	-	32	[<10]	<10	-	55	[<10]	10	-	260	(70)				
Phénanthrène	Phe	23	-	113	(81)	<10	-	24	[<10]	<10	-	1609	[<10]	20	-	800	(190)				
Anthracène	A	<LD	-	3	(3)	<10	-	<10	[<10]	<10	-	13	[<10]	10	-	390	(130)				
Fluoranthène	Flh	48	-	67	(58)	<2	-	55	[15]	<2	-	216	[131]	20	-	610	(180)				
Pyrène	Pyr	36	-	185	(59)	<2	-	46	[11]	<2	-	218	[141]	10	-	530	(170)				
Benzo(a)anthracène	BaA	9	-	40	(24)	<2	-	22	[6]	70	-	493	[90]	10	-	960	(160)				
Chrysène	Chr	41	-	131	(67)	<2	-	23	[8]	14	-	697	[107]	20	-	830	(160)				
Benzo(b)fluoranthène	BbF	12	-	54	(31)	<2	-	15	[6]	14	-	528	[87]	20	-	1100	(200)				
Benzo(k)fluoranthène	BkF	8	-	224	(12)	<2	-	11	[6]	8	-	300	[55]	20	-	350	(100)				
benzo(a)pyrène	BaP	32	-	64	(44)	<2	-	20	[8]	8	-	447	[86]	40	-	600	(160)				
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	IP					3	-	15	[7]	8	-	268	[60]	10	-	500	(110)				
Dibenzo(a,h)anthracène	D(a,h)A	23	-	33	(28)	<2	-	<2	[<2]	<2	-	18	[8]	10	-	580	(120)				
Benzo(g,h,i)pérylène	Bper	15	-	1045	(431)	<2	-	16	[8]	10	-	272	[68]	20	-	870	(140)				
		[11] résidentiel*				[11] urbain dense*				[11] urbain très dense*				[12] route très fréquentée**				[13] industrie légère*			
Nom	Abréviation	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy
Naphtalène	Nap	5	-	490	[72]	88	-	175	[131]	56	-	291	[120]	21	-	485	[91]	96	-	1229	[145] (488)
Acénaphthylène	Acy	<LD	-	39	[18]	27	-	126	[76]	12	-	40	[22]	33	-	286	[104]	0	-	8	[4] (4)
Acénaphthène	Ace	9	-	63	[17]	13	-	44	[23]	11	-	29	[16]	13	-	45	[27]	12	-	34	[26] (24)
Fluorène	Flu	10	-	69	[25]	19	-	106	[47]	13	-	65	[34]	14	-	58	[32]	14	-	50	[29] (30)
Phénanthrène	Phe	45	-	501	[157]	90	-	712	[339]	70	-	726	[244]	102	-	594	[356]	64	-	184	[86] (103)
Anthracène	A	2	-	104	[16]	16	-	43	[96]	16	-	80	[46]	31	-	337	[130]	4	-	25	[9] (12)
Fluoranthène	Flh	23	-	596	[96]	98	-	832	[384]	66	-	945	[320]	180	-	1601	[803]	64	-	235	[79] (109)
Pyrène	Pyr	19	-	3254	[178]	107	-	1223	[486]	60	-	1013	[333]	205	-	2298	[851]	60	-	262	[76] (111)
Benzo(a)anthracène	BaA	12	-	188	[57]	37	-	298	[127]	39	-	54	[46]	78	-	611	[255]	31	-	81	[48] (52)
Chrysène	Chr	17	-	334	[89]	88	-	655	[291]	82	-	116	[102]	111	-	895	[479]	25	-	112	[38] (50)
Benzo(b)fluoranthène	BbF	26	-	442	[123]	77	-	655	[291]	94	-	656	[247]	159	-	1627	[570]	35	-	182	[53] (74)
Benzo(k)fluoranthène	BkF	16	-	145	[51]	33	-	221	[107]	33	-	230	[88]	59	-	485	[179]	16	-	61	[25] (31)
benzo(a)pyrène	BaP	11	-	205	[66]	41	-	315	[140]	43	-	302	[114]	79	-	698	[224]	7	-	87	[15] (28)
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	IP	12	-	210	[73]	53	-	354	[148]	50	-	314	[128]	67	-	764	[272]	0	-	60	[38] (34)
Dibenzo(a,h)anthracène	D(a,h)A	12	-	61	[23]	21	-	96	[52]	21	-	109	[48]	35	-	192	[83]	0	-	0	[0] (0)
Benzo(g,h,i)pérylène	Bper	14	-	261	[74]	71	-	569	[238]	68	-	466	[184]	105	-	966	[361]	22	-	111	[43] (56)

* Données issues de réseaux séparatifs

** Données issues de petites surfaces

[2] (Percot, 2012) ; [8] (Lampréa, 2009) ; [10] (Moy et al., 2003) ; [11] (Zgheib, 2009) ; [12] (Flanagan, 2018) ; [13] (Sébastien, 2013)

Tableau 1.6 : Concentrations moyennes événementielles totales [ng/L] en pesticides mesurées dans les eaux de ruissellement ou à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux.

Nom	Abréviation	[1] industrie légère*				[3] résidentiel*				[8]												
		min	max	med	moy	min	max	med	moy	résidentiel*				route très fréquentée								
										min	max	med	moy	min	max	med	moy					
Mecoprop	Mec									<50	-	70	[<50]							
Carbendazime	Car																					
Simazine	Sim	<LD	-	5	[1]															
Isoproturon	Isop	2	-	135	[16]															
Atrazine	Atr	<LD	-	3	[1]															
Diuron	Di	3	-	43	[16]	40	-	80				70	-	130	[100]			
AMPA	AM							140	-	200	100	-	730	[210]						
Glyphosate	Gly							100	-	580	160	-	1450	[350]	<100	-	370	[230]
										1060	-	7100	[3270]	<100	-	3840	[2150]	

Nom	Abréviation	[10] autoroute				[11] urbain dense*				[11] urbain très dense*				[13] industrie légère*																				
		min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy																	
Mecoprop	Mec																	0	-	0	[0]	(0)								
Carbendazime	Car					50	-	140	[70]	50	-	50	[50]	20	-	40	[30]	7.39	-	41.89	[30]	(27)		
Simazine	Sim	20	-	150	(20)	<LD	-	150	[40]	<LD	-	<LD	[<LD]	<LD	-	<LD	[<LD]	0	-	114	[3]	(39)
Isoproturon	Isop					<LD	-	140	[50]	0	-	80	[40]	<LD	-	70	[30]	0.8	-	60.45	[5]	(13)		
Atrazine	Atr	60	-	180	(40)																											
Diuron	Di	0	-	0	(0)	30	-	1750	[370]	390	-	650	[510]	70	-	330	[180]	2.83	-	58.07	[16]	(24)
AMPA	AM					140	-	9370	[1960]	480	-	730	[540]	170	-	520	[370]	0	-	75	[3]	(26)		
Glyphosate	Gly	20	-	110	(20)	100	-	232240	[6960]	<LD	-	1920	[1020]	180	-	1020	[470]	0	-	99.01	[4]	(34)

* Données issues de réseaux séparatifs

** Données issues de petites surfaces

[1] (Becouze-Lareure, 2010) ; [3] (Bressy, 2010) ; [8] (Lampréa, 2009) ; [10] (Moy et al., 2003) ; [11] (Zgheib, 2009) ; [13] (Sébastien, 2013)

Tableau 1.7 : Concentrations moyennes évènementielles totales [ng/L] en alkylphénols mesurées dans les eaux de ruissellement ou à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux.

		[1] industrie légère*				résidentiel*				[11] urbain dense*				urbain très dense*							
Nom	Abréviation	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy				
Nonylphenol-1-carboxylé	NPEC1	<LD	232	[68]		<LD	130	[60]		110	260	[190]		<LD	160	[100]					
4-Tert-Octylphénol	4-OP																				
Octylphénol-mono-éthoxylé	OP1EO																				
Octylphénol-di-éthoxylé	OP2EO																				
4-Nonylphénol	4-NP	133	1313	[294]																	
Nonylphénol-di éthoxylé	NP2EO																				
Nonylphénol-mono-éthoxylé	NP1EO																				
		[12] route très fréquentée**				[13] industrie légère*				résidentiel*				[14] résidentiel*				industrie légère*			
Nom	Abréviation	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy
Nonylphenol-1-carboxylé	NPEC1	49	606	[113]		226	326	[276]	(276)				(466)				(466)				(466)
4-Tert-Octylphénol	4-OP	235	1527	[430]		30	55	[39]	(42)				(61)				(61)				(61)
Octylphénol-mono-éthoxylé	OP1EO	22	298	[26]		11	15	[13]	(13)				(23)				(23)				(23)
Octylphénol-di-éthoxylé	OP2EO	7	56	[29]		5	9	[7]	(7)				(10)				(10)				(10)
4-Nonylphénol	4-NP	863	5818	[1647]		189	1286	[553]	(694)				(359)				(359)				(359)
Nonylphénol-di éthoxylé	NP2EO	99	2279	[220]		121	154	[138]	(138)				(164)				(164)				(164)
Nonylphénol-mono-éthoxylé	NP1EO	116	1294	[366]		245	321	[283]	(283)				(347)				(347)				(347)

* Données issues de réseaux séparatifs

** Données issues de petites surfaces

[1] (Becouze-Lareure, 2010) ; [11] (Zgheib, 2009) ; [12] (Flanagan, 2018) ; [13] (Sébastien, 2013) ; [14] (Gasperi et al., 2017)

Tableau 1.8 : Concentrations moyennes évènementielles totales [ng/L] en Bisphénol A mesurées dans les eaux de ruissellement, à l'exutoire de réseaux séparatifs pluviaux ou de station d'épuration

Nom	Abréviation	[12] route très fréquentée**				[13] industrie légère*				[14] Synthèse*				[15] station d'épuration					
		min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy		
Bisphénol A	BPA	234	-	964	[412]	406	-	438	[422]	(422)					(552)	0	-	35	(26)

* Données issues de réseaux séparatifs

** Données issues de petites surfaces

Tableau 1.9 : Concentrations moyennes évènementielles totales [ng/L] en PBDE mesurées dans les eaux de ruissellement à l'exutoire des réseaux séparatifs pluviaux, ou en sortie de réseaux unitaires ou de stations d'épurations, ou encore dans des eaux de surfaces.

Nom	Abréviation	[13] industrie légère*				résidentiel*				[14] résidentiel*				industrie légère*				
		min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	
BDE-28	B28	0	-	1	[0]	(0)												
BDE-47	B47	5	-	8	[6]	(6)												
BDE-100	B100	1	-	3	[2]	(2)												
BDE-99	B99	0	-	4	[2]	(2)												
BDE-154	B154	0	-	0	[0]	(0)												
BDE-153	B153	0	-	1	[1]	(1)												
BDE-183	B183	2	-	3	[2]	(2)												
BDE-209	B209	86	-	217	[151]	(151)												
Nom	Abréviation	[16] eaux de surface				[17] entrée de station d'épuration				[18] entrée de station d'épuration				sortie de station d'épuration				
		min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	min	max	med	moy	
BDE-28	B28	0	-	0	[0]	(0)	0	-	0	(0)								
BDE-47	B47	32	-	364	[128]	(163)	0	-	1	(0)				(2)				(0)
BDE-100	B100	597	-	1080	[743]	(790)	<LQ	-	0	(0)				(0)				(0)
BDE-99	B99	80	-	622	[378]	(365)	0	-	1	(1)				(2)				(0)
BDE-154	B154	0	-	43	[0]	(11)	<LQ	-	0	(0)				(0)				(0)
BDE-153	B153	0	-	93	[14]	(30)	<LQ	-	0	(0)				(0)				(0)
BDE-183	B183	0	-	253	[19]	(73)	<LQ	-	0	(0)				(0)				(0)
BDE-209	B209						1	-	239	(150)								

* Données issues de réseaux séparatifs

** Données issues de petites surfaces

[12] (Flanagan, 2018) ; [13] (Sébastien, 2013) ; [14] (Gasperi et al., 2017) ; [15] (Mailler et al., 2015) ; [16] (Shao et al., 2018) ; [17] (Li et al., 2016) ; [18] (Anderson and MacRae, 2006)

1.2 Stratégies alternatives de gestion des eaux pluviales et performances vis-à-vis de l'abattement de micropolluants

L'intérêt des techniques alternatives (TA) sur la réduction du ruissellement⁷, la diminution des débits de pointe ainsi que sur l'étude des volumes déversés dans les milieux a été mis en évidence par d'innombrables recherches, tant sur les techniques à la source (*e.g.* Acioli et al., 2004; Alsubih et al., 2013; Bergman et al., 2011; Davis et al., 2001; Emerson et al., 2010; Illgen et al., 2007) que sur les techniques centralisées (Del Giudice et al., 2014; Gaborit et al., 2013; Guo et al., 2000; Torres, 2008).

1.2.1 Bassins secs

Ces systèmes d'assainissement, lorsque dédiés à la gestion des RUTP, sont conçus pour retenir et stocker temporairement les eaux urbaines de ruissellement afin de pouvoir assurer leur évacuation et leur retour dans les milieux récepteurs dans des conditions contrôlées. Ils se présentent principalement sous deux formes :

- les bassins d'infiltration qui infiltrent les eaux qui leur sont apportées ;
- les bassins de retenue secs (ou bassin de rétention) qui stockent les eaux collectées avant de les restituer à un réseau, au milieu naturel ou à des zones d'infiltration à débit régulé. Il a été rapidement observé que des zones non turbulentes se forment dans ce type de bassin permettant à des phénomènes de traitements passifs de s'opérer par décantation.

Les bassins de retenue secs sont parmi les plus utilisés. Le développement massif de ces bassins date de la fin des années 1970 lorsque l'instruction technique ministérielle 77.284-INT a reconnu leurs avantages fonctionnels et économiques par rapport à l'évacuation « classique » par réseau. En effet, cette solution alternative permet une diminution substantielle des coûts (canalisations moins étendues car bassins intégrés dans le tissu urbain, centrales de traitement en bout de

⁷ Il faut entendre ici la quantité d'eau ruisselée qui atteint en fin de compte les réseaux d'évacuation d'eau ou les milieux naturels.

réseau moins importantes) ainsi qu'une meilleure protection face aux inondations. Certaines études ont aussi montré leur performance épuratoire notamment sur la pollution particulaire (Chebbo, 1992; Urbonas, 1994).

En France, la conception et le dimensionnement de ces ouvrages se basent principalement sur des concepts hydrologiques et hydrauliques d'écrtage des crues et de régulation de débit plus qu'urbanistiques ou écologiques. Le bassin de Django-Reinhardt à Chassieu (69) est, par exemple, dimensionné de telle manière à pouvoir stocker intégralement les eaux de ruissellement d'une pluie de période de retour de 20 ans (provenant d'un bassin versant de 185 ha imperméabilisé à plus de 70 %).

Si l'intégration de ces gros bassins ou collecteurs offre plus de souplesse aux réseaux grâce à une rétention temporaire des flux d'eau, leur implémentation dans le tissu urbain reste encore aujourd'hui compliquée du fait de la densification et de la pression foncière de plus en plus fortes. D'autres fonctions leur ont ainsi été associées (espace de loisirs, zone sportive, parc, etc.) ce qui a permis de valoriser leur impact « foncier ». De plus, la mise en évidence de leur potentiel épuratoire (Chebbo, 1992; Marsalek and Marsalek, 1997; STU et Agences de l'Eau, 1994) a permis une amélioration des dispositifs existants pour une dépollution plus importante : augmentation du temps de séjour pour une meilleure décantation des macro particules/éléments (Lucas-Aiguier and Chebbo, 1995) par exemple.

Cette gestion par décantation systématique améliore la qualité des rejets mais nécessite de garder les eaux pendant le plus de temps possible, ce qui s'avère être en contradiction avec le principe de disponibilité des bassins en cas de crue pour lequel l'évacuation des eaux doit être relativement rapide.

Bien qu'aujourd'hui de nombreuses communautés urbaines tendent à utiliser des solutions alternatives davantage intégrées au tissu urbain et moins consommatrices de foncier (noue d'infiltration, tranchées, toitures végétalisées, puits, structures réservoirs, chaussées infiltrantes...) les bassins de retenue construits lors des 40 dernières années, apparaissant sous une multitude de formes possibles (enterrés, en eau, sec, à ciel ouvert, végétalisés, couplés à une zone d'infiltration...), sont, encore de nos jours, extrêmement répandus dans les planifications urbaines de gestion des rejets urbains de temps de pluie. Il est donc plus que jamais nécessaire de suivre et de comprendre (curage, réhabilitation, amélioration, etc...) ces ouvrages afin de continuer à garantir leur bon fonctionnement.

Les résultats en termes d'efficacité des bassins sont basés la plupart du temps sur des efficacités événementielles obtenues soit en concentrations (différence de concentrations entre entrée et sortie rapportée à la concentration d'entrée) soit en masse (différence de masses entre entrée et sortie rapportée à la masse en entrée). Les efficacités sur le long terme ont été également produites soit par extrapolation des données événementielles observées (*e.g.* Dechesne, 2002) sur des bassins d'infiltration, soit sur ou à partir des paramètres accessibles en continu (MES notamment : *e.g.* Gonzalez-Merchan, (2012) ou Bertrand-Krajewski et al. (2000).

Pour ce qui est des micropolluants (MP), les métaux, généralement trouvés sous forme particulaire dans les eaux pluviales, ont de ce fait été assez bien retenus par décantation dans les bassins (Cf. Tableau 1.10). Pour les autres familles de polluants, mis à part les paramètres globaux (MES notamment), peu de résultats

existent pour les bassins de rétention et ils concernent généralement des bassins en eau.

On constate que si de nombreux auteurs s'intéressent de plus en plus aux relations entre les bassins de rétention et les polluants organiques récemment réglementés, des lacunes persistent.

L'étude la plus complète à notre connaissance a été réalisée par Sébastien (2013) et montre que, en termes de flux de MP, les métaux et les HAPs sont les substances les mieux traitées. Cette étude montre également une diminution variable pour les alkylphénols. Les pesticides et PBDEs, lorsqu'ils sont quantifiés, ne présentent pas ou peu de diminution, voire un relargage pour certains pesticides comme l'AMPA ou la carbendazime. Sébastien (2013) identifie, en accord avec la littérature, comme explication la plus probable, la spéciation des MP : une fraction principalement particulaire bien traitée (MES, ETM, HAP, B209), une fraction principalement dissoute peu ou pas piégée (pesticides, BPA), et une fraction mixte à dissolution variable (alkylphénols) dont le piégeage est variable.

Le Tableau 1.10 ci-après présente les efficacités de gestion de polluants de différents bassins de rétentions tirées de la littérature (liste non exhaustive).

Tableau 1.10 : Efficacités événementielles de bassins de rétention vis-à-vis des micropolluants usuels et des matières en suspension (%)

Nom	Abréviation	[A]	[B]	[C]	[D]	[E]	[F]	[G]
		moy	moy	moy	moy	min-max	moy	méd
Cadmium	Cd	85			95	50-80		57
Cuivre	Cu		31		88	50-80		55
Plomb	Pb	78	50	30	89	50-80		59
Zinc	Zi	85	19	25	84	50-80	22	63
Matières en suspension	MES	86	58	42		50-80	39	64

[A] (Chebbo, 1992) ; [B] (Bardin, 1999) ; [C] (Jacopin, 1999) ; [D] (Hares and Ward, 1999) ; [E] (Barrett Michael E., 2008) ; [F] (Carpenter et al., 2014) ; [G] (Sébastien, 2013)

1.2.2 Chaussée à structure réservoir

Les chaussées à structure réservoir (CSR) sont des systèmes implémentés principalement en remplacement de voies circulables (*e.g.* voiries, pistes cyclables, parkings, ...) et constituées d'un corps de chaussée poreux (couche de base et/ou de fondation) permettant le stockage temporaire des volumes d'eau au sein même de la chaussée. Elles peuvent ou non être munies d'un revêtement perméable (béton bitumineux drainant ou béton à base cimentaire drainant) permettant un autodrainage de la surface dont le fonctionnement est proche d'un terrain naturel limitant le ruissellement. Le principal objectif de la rétention d'eau, pour l'ensemble des techniques alternatives, est d'écrêter les débits de pointe et de restituer dans le temps les volumes d'eau avec un débit contrôlé. En ce sens, les chaussées réservoir se rapprochent des bassins de retenue enterrés. Comme nombre d'autres techniques alternatives, la gestion des eaux à l'exutoire de ces ouvrages peut se faire par infiltration directe afin de déconnecter intégralement les surfaces drainées du système d'assainissement, soit par un renvoi au réseau séparatif après régulation.

On distingue ainsi trois phases de fonctionnement : i) l'alimentation directe de l'eau de pluie dans le corps de la chaussée qui peut être diffuse (surfaces drainantes) ou localisée (surfaces imperméables drainées par avaloirs) ; ii) le stockage temporaire de l'eau dans les vides des matériaux constituant le corps de l'ouvrage ; et iii) l'évacuation de l'eau par infiltration répartie en fond de fouille ou par canalisation vers un réseau/puits/cours d'eau. Les différentes combinaisons possibles de ces fonctions sont récapitulées dans la Figure 1.2.

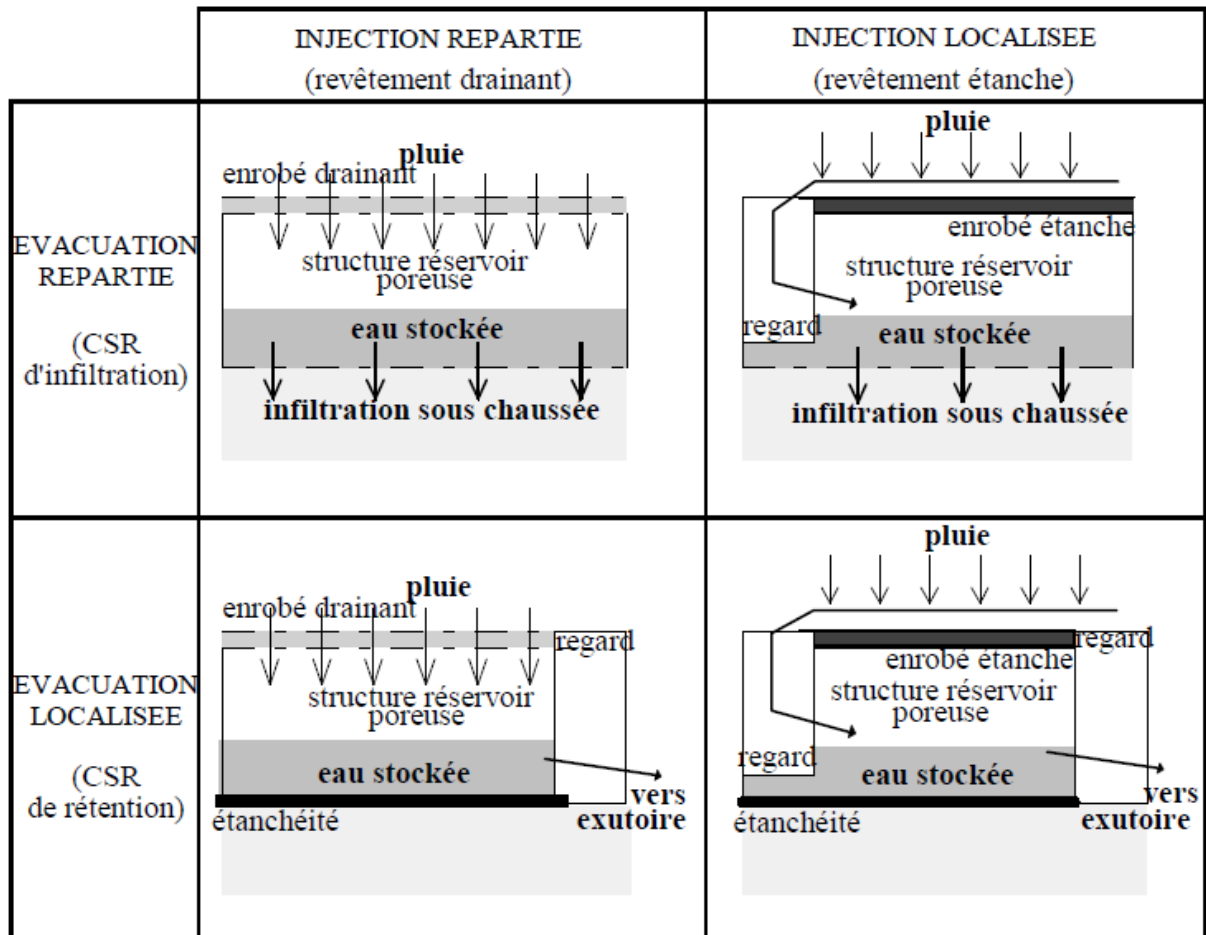


Figure 1.2 : Principe des différentes chaussées à structure réservoir (CSR) (Azzout et al., 1994).

Il peut être noté que ces structures de gestion des eaux de pluie, comme nombre d'autres techniques alternatives d'infiltration décentralisées, sont tributaires de leur environnement direct. Des précautions de faisabilité, de construction et d'entretien sont nécessaires afin d'assurer le bon fonctionnement de ces ouvrages (*e.g.* Azzout et al., 1994; Barraud et al., 2006; De Becdelièvre et al., 2008; Dierkes et al., 2015; Grand Lyon, 2008). Ainsi Azzout et al., (1994) identifient-ils les inconvénients suivants :

- Les phénomènes de colmatage (et plus particulièrement dans les zones de manœuvres ou giratoires) ;
- L'entretien régulier spécifique indispensable à leur bon fonctionnement ;
- Les coûts financiers parfois plus élevés ;
- La dépendance à l'encombrement du sous-sol ;
- L'impossibilité d'utilisation dans certaines zones giratoires.

En termes épuratoire, des études (Cf. Tableau 1.11) montrent la propension des chaussées à structure réservoir à traiter efficacement les polluants les plus particuliers (et donc les métaux usuels) d'un point de vue évènementiel ou en moyenne sur plusieurs évènements. Du fait de leur utilisation en voiries, des recherches sur différents HAPs ont été faites et continuent de se développer (e.g. Booth and Leavitt, 1999; Brattebo and Booth, 2003; Drake et al., 2014; Heal et al., 2009; Jayakaran et al., 2019; Macdonald and Jefferies, 2001; Pilon et al., 2019; Schlüter et al., 2002). Des lacunes persistent cependant concernant les pesticides et autres polluants organiques.

De manière générale, les surfaces infiltrantes des ouvrages rendant difficile tout prélèvement des eaux d' « entrée », leurs performances épuratoires sont présentées dans la littérature de deux façons :

- En termes de concentrations ou de masses évènementielles ou moyennées sur l'étude pour comparaison avec la littérature sur la qualité des RUTP (Drake et al., 2014; Heal et al., 2009; Schlüter et al., 2002) ;
- En termes d'efficacité évènementielles ou moyennées sur l'étude grâce à la comparaison avec une zone de référence proche (Brattebo and Booth, 2003; Chocat et al., 2013; Jayakaran et al., 2019; Macdonald and Jefferies, 2001; Newman et al., 2013). Ces zones de référence sont majoritairement des zones imperméabilisées avec un revêtement classique et situées à proximité directe des sites d'études.

Le Tableau 1.11 présente les efficacités évènementielles de gestion d'une gamme étendue de micropolluants pour des chaussées poreuses à structure réservoir d'un répertoire non exhaustif d'études tirées de la littérature.

Tableau 1.11 : Efficacités évènementielles de chaussées à structure réservoir vis-à-vis de certains métaux usuels, HAPs et des matières en suspension (%)

Nom	Abréviation	[H]	[I]	[J]	[K]	[L]	[M]	[N]	[O]
		moy	moy	moy	moy	moy	moy	moy	moy
Cadmium	Cd		67	69	62		89		
Chrome	Cr						79		
Cuivre	Cu			35		82	81		67
Manganese	Mn								38
Plomb	Pb	64	76	79	78	81	96		80
Zinc	Zn	31	35	72	66	67	91	95	31
Fer	Fe						60		
Phénanthrène	Phe						37		
Fluoranthène	Flh						90		
Pyrène	Pyr						87		
Chrysène	Chr						71		
benzo(a)pyrène	BaP						11		
Dibenzo(a,h)anthracène	D(a,h)A						-6		
Σ 16HAPs	Σ16HAPs								38
Matières en suspension	MES	35	81	64	81	61	43	97	97

[H] (Daligault et al., 2001) ; [I] (Legret et al., 1996) ; [J] (Pagotto et al., 2000) ; [K] (Colandini, 1997) ; [L] (Abdollahian et al., 2018) ; [M] (Jayakaran et al., 2019) ; [N] (Pilon et al., 2019) ; [O] (Hatt et al., 2009)

1.2.3 Tranchées d'infiltration

Linéaires et peu profonds (de l'ordre du mètre), ces ouvrages superficiels sont des dispositifs de stockage et/ou d'infiltration généralement remplis de matériaux poreux (*e.g.* graves ou galets) de porosité plus ou moins importante selon les matériaux utilisés. La porosité des matériaux utilisée est généralement au moins égale à 30%. Ces dispositifs accueillent les eaux de pluie par ruissellement ou collecte superficiels et/ou de manière centralisée (réseaux de collecte se déversant dans la tranchée). Leur vidange est assurée soit par infiltration directe (ouvrage infiltrant) soit par surverse vers un réseau ou un autre dispositif (puits d'infiltration par exemple). Les différents fonctionnements des tranchées sont récapitulés dans les Figure 1.3 et Figure 1.4.

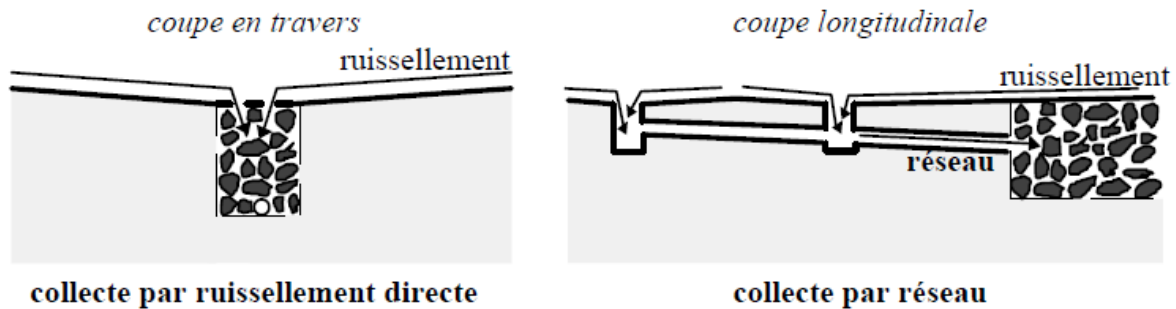


Figure 1.3 : Méthodes d'alimentation des tranchées en eaux pluviales (Azzout et al., 1994).

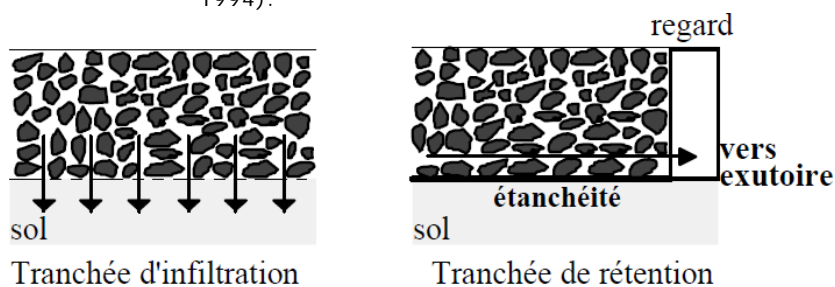


Figure 1.4 : Méthodes d'évacuation d'eau des tranchées (Azzout et al., 1994).

Le rôle principal d'une tranchée est de limiter les volumes d'eau (infiltration) et/ou d'écarter les débits de pointe par un stockage temporaire des eaux de ruissellement. Facilement intégrable dans le tissu urbain, ces ouvrages sont souvent utilisés le long de voies de circulation (automobile, cyclable ou piétonne) ou de bâtiments (gestion des eaux de toitures).

Moyennant des précautions constructives et de faisabilité, rappelées par exemple dans (Azzout et al., 1994), ces dispositifs sont peu coûteux en foncier, mis en œuvre aisément et grandement modulables (récupération des eaux, évacuation, dispersion/morcellement dans le tissu urbain).

Pour la mesure des efficacités, là encore se pose le problème de la référence sur laquelle se baser. Comme pour les chaussées à structure réservoir, les résultats sont présentés soit en laissant la comparaison des concentrations obtenues à la littérature à la discrétion des lecteurs (*e.g.* Stagge et al., 2012), soit en fournissant les données qualitatives de surfaces similaires imperméabilisées pour comparaison directe (zone de référence, *e.g.* Jayakaran et al., 2019 ; Legret et al., 1996).

Nous présentons au Tableau 1.12 ci-dessous les résultats obtenus pour les métaux. Peu de données de la littérature sont disponibles pour les autres familles de micropolluants.

Tableau 1.12 : Efficacités évènementielles de tranchées infiltrantes vis-à-vis de certains métaux usuels, et des matières en suspension (%)

Nom	Abréviation	[Q]		[R]	[S]
		moy	min-max	moy	moy
Cadmium	Cd	65		30	
Chrome	Cr	65			59
Cuivre	Cu	6			44
Manganese	Mn				55
Nickel	Ni	51			58
Plomb	Pb		98-100		89
Zinc	Zn	68	54-88	31	52
Matieres en suspension	MES	75			68

[Q] (Maniquiz et al., 2010) ; [R] (Barraud et al., 1999) ; [S] (Silva et al., 2010)

1.2.4 Noue et biofiltre

Ces fossés végétalisés de gestion des eaux pluviales sont généralement linéaires, plus longs que larges et peu profonds (de l'ordre du mètre). Ils sont soit formés du sol en place soit d'un sol ou multicouches de sol rapporté. Comme pour les tranchées, les noues/biofiltres recueillent les eaux soit par ruissellement et collecte superficiels et/ou de manière centralisée (réseaux de collecte se déversant dans l'ouvrage). Elles peuvent présenter ou non une zone de stockage superficielle. Ainsi les noues peuvent-elles assurer un stockage dans le substrat même de l'ouvrage ou dans la zone superficielle. Leur vidange est assurée par infiltration directe (noue d'infiltration) et/ou par surverse vers un réseau pouvant présenter ou non une régulation, ou vers un autre dispositif (autre tronçon de noue par exemple) (voir Figure 1.5).

Les noues sont des systèmes la plupart du temps engazonnés (et parfois plantés) qui assurent la persistance de la végétation en assurant une absence d'inondation prolongée à la surface de l'ouvrage. Un arrosage peut cependant être nécessaire en cas de sécheresse prolongée. Ces éléments se révèlent être indispensables au bon fonctionnement du système pour la gestion des eaux de pluies car ils maintiennent la cohésion du corps de l'ouvrage (le sol) face aux sollicitations (érosion, arrachage, lessivage, emportement des particules) induites par le ruissellement et l'infiltration. Même s'ils sont globalement utilisés en bordure de voiries comme exutoires, du fait de la végétation et de leur profondeur relative, ces ouvrages peuvent facilement être aménagés en espaces verts à double usage.

Les noues sont les ouvrages à la source les plus étudiés du point de vue de leur efficacité en termes de piégeage des micropolluants. Comme pour les précédents sites de gestion à la source mentionnés, l'analyse de la performance épuratoire

dans la littérature se fait soit par comparaison avec des concentrations concernant les RUTP (*e.g.* Silva et al., 2010), soit par comparaison avec les concentrations des eaux de ruissellement de surfaces de référence imperméables situées à proximité (*e.g.* Flanagan, 2018).

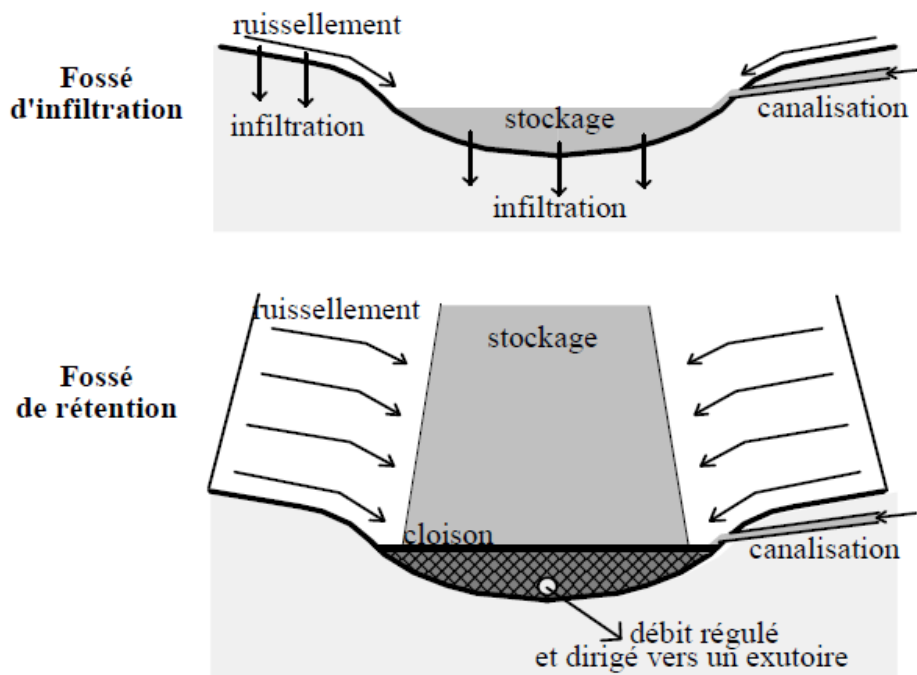


Figure 1.5 : Principe de fonctionnement des noues (Azzout et al., 1994).

On peut constater que leurs effets sur les polluants particuliers sont notables. On observe également que pour les quelques polluants organiques plus dissous dont nous avons les résultats, la filtration par le substrat de ces systèmes est loin d'être négligeable malgré des efficacités inférieures à celles obtenues pour des polluants particuliers. Flanagan (2018) présente une synthèse non exhaustive mais très fournie des travaux effectués sur les noues.

Nous présentons au Tableau 1.13 ci-dessous les résultats d'efficacités de noues dans le traitement des micropolluants tirés de la littérature (liste non exhaustive).

Tableau 1.13 : Efficacités événementielles de noues vis-à-vis de certains métaux usuels, HAPs, quelques polluants organiques et des matières en suspension (%)

Nom	Abréviation	[S]	[U]	[V]	[W]	[X]	[Y]			[Z]	
		moy	moy	min - max	min - max ; (moy)	moy	moy	moy	moy	moy	
Cadmium	Cd						72	44	41	64	51
Cuivre	Cu	44	56				42	46	75	81	62
Plomb	Pb	89		17-76			37	27	62	61	58
Zinc	Zn	52	58	63-93			53	18	88	93	70
Naphtalène	Nap					89					
Phénanthrène	Phe		63								
Fluoranthène	Flh										71
Pyrène	Pyr		65			94					
Simazine	Sim					81					
Atrazine	Atr					71					
Glyphosate	Gly					96					
Bisphénol A	BPA		39								
4-Tert-Octylphénol	4-OP		46		20-70						
Octylphénol-mono-éthoxylé	OP1EO				40-90						
Octylphénol-di-éthoxylé	OP2EO				50-70						
4-Nonylphénol	4-NP		30		60-80						
Nonylphénol-di éthoxylé	NP2EO				60-90						
Nonylphénol-mono-éthoxylé	NP1EO				60-90						
Matieres en suspension	MES	68	60	55-91	(77)						74

[S] (Silva et al., 2010) ; [U] (Flanagan, 2018) ; [V] (Scholes et al., 2008) ; [W] (Gilbert et al., 2012) ; [X] (Zhang et al., 2014) ; [Y] (Stagge et al., 2012) ; [Z] (Revitt et al., 2014)

1.3 Conclusions bibliographiques et objectifs de thèse

Cette première partie a permis de présenter l'état de l'art sur les sollicitations (sous forme de concentrations) auxquelles sont soumis les différents ouvrages de gestion des eaux pluviales en milieu urbain. Nous avons ainsi pu voir qu'elles sont trop hétérogènes d'un site à l'autre pour pouvoir tirer de grandes tendances, tant d'un point de vue des types d'utilisation que des échelles d'observation (ouvrage seul, ensemble d'ouvrages, petit bassin versant, bassin versant important...).

Si les comportements hydrauliques des ouvrages de gestion des eaux pluviales alternatifs sont assez bien documentés (*e.g.* Acioli et al., 2004; Alsubih et al., 2013; Gaborit et al., 2013; Illgen et al., 2007; Yan et al., 2014), leur comportement en matière de gestion des micropolluants l'est beaucoup moins. Seules certaines familles de MP sont traitées dans la littérature (métaux lourds et HAPs souvent associés aux MES) pour certaines techniques alternatives (principalement les bassins secs ou en eau, les chaussées drainantes et les noues). Les résultats disponibles ne donnent, de plus, qu'une efficacité épuratoire établie sur peu d'évènements pluvieux. L'étude de polluants de spéciation plus variable comme les alkylphénols ou en phase dissoute comme les pesticides dans les eaux pluviales n'en est qu'à ses débuts et méritent des travaux plus complets. Ce manque est encore plus prononcé concernant les PBDE qui n'ont pu que très récemment être quantifiés du fait de l'absence de méthodes d'analyse suffisamment précises.

On remarque également que si des études de comparaisons entre différents sites existent, elles se limitent souvent à ne comparer entre eux que des systèmes d'un même type. Peu de recherches ont été menées en observation *in situ* sur différents systèmes et à différentes échelles. L'état de l'art nous indique que pour les systèmes de gestion à la source infiltrant, la mesure de l'efficacité de l'ouvrage est peu aisée et nécessite l'utilisation de surfaces de référence *a priori*, ce qui n'est pas le cas avec une étude de systèmes centralisés.

Cela conforte l'objectif de la thèse qui réside dans la comparaison des performances de différents systèmes alternatifs (à la source ou centralisé). Nous avons choisi une approche par observation de dispositifs en service qui demande :

- la définition d'indicateurs aptes à décrire les performances des systèmes pris isolément ;
- la définition d'indicateurs aptes à comparer les performances de systèmes qui sont différents soit en termes techniques (différents dispositifs à la source) soit en termes d'échelles (système centralisé et systèmes à la source) et évoluant en contextes variables (usages différents, pluies non nécessairement identiques, ...) ;
- de construire et d'appliquer des procédures expérimentales d'acquisition des données qui permettront d'estimer les indicateurs de performances ;
- de construire et d'appliquer des stratégies permettant de comparer les performances pour en tirer tant des éléments de compréhension que des éléments susceptibles d'aider les praticiens.

Ce travail de thèse se base ainsi sur l'étude *in situ* de trois sites pilotes de gestion à la source (une noue d'infiltration, une tranchée d'infiltration et une chaussée drainante à structure réservoir) et d'un site centralisé en fonctionnement (bassin de rétention de réseau séparatif pluvial). L'objectif est de pouvoir déterminer les performances épuratoires de chacun des sites en analysant la qualité des eaux à leurs exutoires pour 59 micropolluants et en les comparant à des eaux de ruissellement urbain de référence provenant du réseau séparatif pluvial ou de zones imperméables proches. Des relevés quantitatifs sur les volumes d'eau transités sur l'ensemble des ouvrages permettent ensuite de pouvoir étudier les flux totaux de micropolluants. La finalité de l'étude se présente enfin sous la forme d'une comparaison inter-sites à l'échelle de l'ouvrage.

Nous traiterons ainsi des problématiques récurrentes à l'analyse de performances sur des systèmes à la source telles que i) les mesures de faibles débits, ii) l'échantillonnage sur de faibles quantités d'eau, iii) l'observation de faibles concentrations sur une large gamme de micropolluants, et iv) la nécessité de comparaison avec une référence.

Pour mener à bien cette étude, nous nous sommes appuyés sur les ressources de deux projets de recherche : (i) le projet Micromégas⁸, l'un des 13 projets retenus pour le plan « Innovations et changements de pratiques : lutte contre les micropolluants des eaux urbaines » lancé conjointement par les agences de l'eau, et l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) devenu depuis l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB) en 2014 et dont le but est d'accompagner un dispositif de lutte contre la contamination des milieux aquatiques par les micropolluants et (ii) le projet Mireaupluie⁹, financé par le Labex IMU (Intelligence des mondes urbains de l'Université de Lyon), qui a pour objectif de mettre en regard a) les connaissances scientifiques avérées concernant la gestion des micropolluants pointés par DCE par des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales à la source et b) les pratiques et perceptions réelles que peuvent avoir les usagers, concepteurs, gestionnaires sur ces ouvrages et leur relation aux micropolluants.

⁸ <http://www.graie.org/micromegas-lyon/spip.php>

⁹ <http://imu.universite-lyon.fr/projet/mireaupluie-role-perceptions-et-representations-des-techniques-alternatives-de-gestion-des-eaux-pluviales-a-la-source-vis-a-vis-de-la-pollution-urbaine-2017/>

Partie II : Matériels et méthodes

1.4 Présentation des sites d'étude

Ce travail de thèse s'appuie sur le suivi de trois sites décentralisés drainant des eaux de ruissellement de parking sur le campus de La Doua à Villeurbanne (69) (Cf. Figure 2.6 pour la localisation) et un bassin de rétention centralisé Django Reinhardt situé sur la commune de Chassieu (69). Tous ces sites font partie de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU) de la région de Lyon (Ecocampus Lyon Tech La Doua et bassin de rétention/infiltration Django Reinhardt).

Parmi les sites décentralisés, deux sont des parkings de même facture de quelques centaines de m² dont les eaux sont évacuées par infiltration, l'un par une noue végétalisée et l'autre par une tranchée de graves. Ces deux sites ont été construits en 2014. Le troisième est un parking en chaussée à structure réservoir (CSR) et revêtement drainant de 94 m² implémenté en 2011. Ces ouvrages sont étanchés et drainés par un drain routier $\Phi 110\text{mm}$ en fond de fouille pour les besoins expérimentaux. Chaque site comprend son propre dispositif métrologique (voir § 2.3). La pluviométrie est également acquise sur le site (Cf. Figure 2.6).

Une zone en chaussée traditionnelle en enrobé imperméable (nommé Asphalte), elle aussi construite en 2011, permet une comparaison des flux d'eau et de polluants entre un système traditionnel de parking imperméable et des systèmes alternatifs. La récupération d'eau sur ce site se fait grâce à un avaloir de surface. Cette zone constitue notre surface de référence.

Le bassin de rétention-décantation centralisé est localisé à l'exutoire du bassin versant industriel de Chassieu (Est Lyonnais) d'une surface totale de 185 hectares et drainé par un réseau séparatif pluvial. L'entrée et la sortie du bassin de rétention disposent de dispositifs métrologiques équivalents (Cf. Figure 2.6).






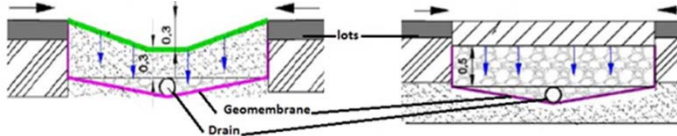
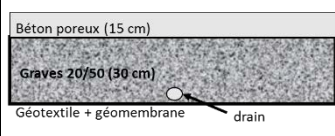
(a) ● : Pluviomètres



(b)

Figure 2.6 : (a) Localisation des sites sur le campus Lyon Tech La Doua, photo des 3 sites décentralisés, (b) Vue aérienne du site de Chassieu : bassin versant en bleu et localisation du bassin, en rouge.

Tableau 2.14 : Caractéristiques des trois sites décentralisés

Lieu	EcoCampus Lyon Tech de la Doua (Villeurbanne - 69)		
Sites	Noue en terre végétale (a)	Tranchée de graviers (b)	Chaussée poreuse à structure réservoir (c)
Désignation	Noue	Tranchée	CSR
Systeme			
Ouvrage (coupe)			

1.4.1 Noue

Le bassin versant de la noue est une zone de parking composée de voies de circulation en béton bitumineux (136,5 m²) ainsi que des emplacements de stationnement en stabilisé (135 m²). Les eaux de ruissellement provenant de ce bassin versant sont dirigées en apport diffus sur le pourtour de la bande centrale en terre végétale constituant le corps de la noue d'infiltration étudiée (30,8 m²). L'ensemble du site représente une surface de 302,3 m². Le calcul du coefficient de ruissellement moyen nous a permis de déterminer la surface active du site de 32,3 m².

Le système noue en tant que tel est une fosse en terre végétale (29% sable ; 46% de limons ; 25% d'argiles) de dimensions 15m x 2,1m x 0.8m. Ce sol présente une perméabilité de surface entre 0,29 mm.s⁻¹ à 1,35 mm.s⁻¹ (Theard, 2018). A des fins expérimentales et de suivi, le fond de fouille du système a été étanchéifié par une géomembrane et est drainé par un drain routier (Φ110mm). L'eau drainée en fond de fouille est alors dirigée *via* des conduites PVC vers une chambre de mesure située à proximité. Une description plus précise du site est présentée en Annexe 4.

On constate sur ce site une occupation moyenne du parking plutôt faible et statique : le site fournissant des stationnements à une résidence étudiante, les utilisateurs ont tendance à majoritairement laisser la voiture sur place pendant la semaine. La proximité du boulevard Niels Bohr en bordure des parkings de la noue et la forte circulation à laquelle il est soumis aux heures de pointes suggèrent que ce site pourrait être tout de même sollicité par des retombées atmosphériques.

1.4.2 Tranchée

Situé à proximité directe de la noue, le bassin versant de la tranchée est une zone de parking pour voitures composée de voies de circulation en béton bitumineux (122,6 m²) ainsi que des emplacements de stationnement en stabilisé (111,5 m²). Les eaux de ruissellement provenant de ce bassin versant sont dirigées en apport diffus sur le pourtour de la bande centrale en grave constituant le corps de la tranchée étudiée (26 m²). L'ensemble du site représente une surface de 260,1 m². Le calcul du coefficient de ruissellement moyen nous a permis de déterminer la surface active du site de 27,3 m².

Le système tranchée en tant que tel est une fosse remplie de graves concassés calcaires de dimensions 12,5m x 2,1m x 0,6 m. De la même façon que la noue, le fond de fouille du système a également été étanché par géomembrane et est drainé par un drain routier (Φ110mm) et l'eau drainée en fond de fouille est dirigée *via* des conduites PVC vers une chambre de mesure à proximité (plus de détails en Annexe 4).

De même que pour la noue, on constate sur ce site une occupation faible et statique et la proximité du boulevard Niels Bohr suggère une sollicitation par retombées atmosphériques.

1.4.3 Chaussée à structure réservoir (CSR)

Le site de la chaussée à structure réservoir (CSR) est constitué d'une zone unique de stationnement et de circulation de 94 m². Le corps de la chaussée est constitué d'une couche de 15 cm de béton poreux reposant sur 30 cm de graves roulées (20/50) qui forme la structure réservoir. Pour le suivi du site, le fond de fouille du système a été étanchéifié par géomembrane et est drainé par un drain routier (Φ110mm). L'eau drainée en fond de fouille est alors dirigée vers une chambre de mesure située à proximité par des conduites PVC. Une description plus précise du site est présentée en Annexe 4. De par son fonctionnement, la surface active de la CSR correspond à l'ensemble de sa surface d'infiltration, soit 94m².

A côté de la CSR, se trouve notre zone de référence (référence ASP) constituée également d'une zone unique de stationnement et de circulation, en asphalte imperméable classique de 94 m². L'ensemble des eaux de ruissellement produites sur la surface de ce parking est dirigé par gravité vers un avaloir puis une chambre de mesure par des conduites PVC.

On constate sur ces sites une occupation variable du parking : réduite le week-end mais assez constante et quotidiennement renouvelée pendant la semaine, le site fournissant des stationnements à des bureaux et à une zone de livraison, les utilisateurs vont et viennent en début et fin de journée pour travailler d'un jour sur l'autre.

1.4.4 Le bassin de retenue/décantation Django Reinhardt

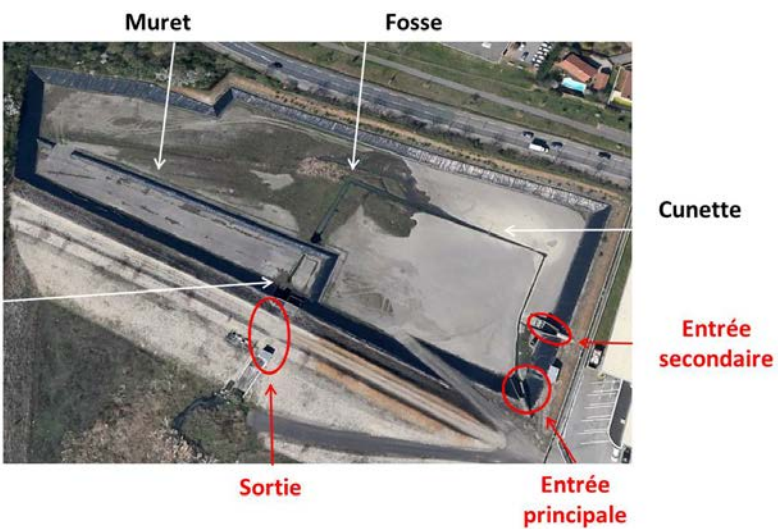
Le bassin de retenue-décantation est localisé à l'exutoire d'un bassin versant de type industriel d'une surface totale de 185 hectares et drainé par un réseau séparatif pluvial. Les activités du bassin versant concernent surtout de l'industrie

légère avec notamment des activités logistiques, traitement des déchets papier et carton ou encore fabrique d'enrobés routiers. Etant donné le renouvellement très régulier des entreprises sur le site, il n'est pas possible de proposer un recensement exhaustif et fiable. En plus de l'activité industrielle, des espaces verts aménagés, des zones agricoles et naturelles représentent respectivement 20 %, 4% et 4% de la surface totale. Enfin la zone est maillée de rues et routes imperméables typiques d'un milieu urbain. On estime que le coefficient d'imperméabilisation du bassin versant est d'environ 75% mais son coefficient d'apport à environ 0,35 ce qui donne une surface active de ≈65 ha (Sun et al., 2017).

Le bassin de retenue-décantation a été construit en 1975 et a régulièrement subi des modifications avec notamment la construction d'un muret muni de trois orifices en 2004 et destiné à améliorer la décantation. Il est constitué d'un radier bitumineux étanche et les talus sont recouverts d'une géomembrane en plastique. Le volume de stockage est de 32 200 m³ avec une surface au sol de 11 300 m² dont 8000 m² en amont du muret. L'arrivée de l'eau dans le bassin de retenue depuis le réseau se fait dans une conduite de Φ1600mm et l'évacuation jusque dans le bassin d'infiltration par une conduite régulée en Φ600mm. Le bassin présente une entrée principale ainsi qu'une entrée secondaire, condamnée par un batardeau et seulement utilisée lors d'opérations sur le bassin (curage par exemple). Une cunette dite « de temps sec » permet la circulation des faibles débits jusqu'à la sortie de l'ouvrage. Deux fosses de décantation sont également localisées dans le bassin. Le débit de sortie est régulé « théoriquement » à 350 L.s⁻¹ par un système de contrôle (Hydroslide®).

D'après les comptages du Grand Lyon, la circulation moyenne sur l'ensemble du bassin versant est d'environ de 10 000 véhicules / jour (avec en moyenne approximativement 1700 poids lourds) si l'on inclut la voie rapide qui borde le bassin versant.

Tableau 2.15 : Caractéristiques du bassin de retenue Django Reinhardt

Lieu	Bassin de rétention Django Reinhardt (Chassieu - 69)	
Désignation	DjR Entrée / DjR E	DjR Sortie / DjR S
Ouvrage	 <p>Figure 2.7 : Photo descriptive du bassin de retenue-décantation (Google Earth) – (Sébastien, 2013)</p>	

1.5 Performances des systèmes vis-à-vis de la gestion des micropolluants

1.5.1 Notion de performance

Nous partirons dans cette étude sur la définition donnée par Cherqui et al. (2016) en lien avec les fonctions attendues d'un système de gestion des eaux pluviales alternatif. La méthodologie de l'évaluation des performances propres à cette étude sera ensuite présentée.

La performance d'un système représente sa capacité à assurer une fonction donnée afin de répondre à un objectif spécifique ou à plusieurs objectifs variés. Afin de déterminer la/les performance(s) d'un système, un ou plusieurs indicateurs sont alors utilisés. Ces indicateurs sont des quantificateurs d'informations qui simplifient des phénomènes spécifiques et permettent leur observation, appréciation, et les comparaisons éventuelles.

Notre focus étant l'analyse des performances de systèmes de gestion des eaux pluviales vis-à-vis de leur rôle dans l'abattement des micropolluants, nous nous intéresserons à deux aspects intimement liés : l'aptitude des dispositifs à gérer (i) les flux d'eau et (ii) les flux de micropolluants.

Nous présentons ci-après les indicateurs retenus et les raisons de ces choix. Ils seront déclinés de manière plus précise sur les sites dans la partie « méthode d'exploitation des données » (§ 2.5), une fois les données et leur mode d'acquisition présentés (§ 2.3 et §2.4).

1.5.2 Indicateurs retenus

1.5.2.1 Indicateurs hydrologiques

Trois indicateurs d'hydrologie quantitative nous ont semblé judicieux pour qualifier les systèmes étudiés. Il s'agit de :

- L'abattement volumétrique (%) : $\%Ab_{sys}^{vol}$

L'abattement volumétrique correspond au rapport entre la différence des volumes mesurés en entrée et en sortie du système, et le volume mesuré en entrée. Le coefficient volumétrique de ruissellement Cr des bassins versants d'apport aux ouvrages est également calculé, notamment pour caractériser la zone de parking qui est un peu particulière dans les cas des parkings alimentant la noue et la tranchée (partie en stabilisé qui infiltre une partie des eaux et partie en BB classique). Il n'est cependant pas considéré comme un indicateur de performance.

- Le lag-time LT (min)

Le lag-time est la différence temporelle entre les centres de gravité des hydrogrammes d'entrée et de sortie du système. Notons que pour certains événements de faibles hauteurs de pluie, aucun écoulement n'est produit en sortie. C'est particulièrement le cas pour les systèmes munis de la noue et de la tranchée. Dans ce cas-là, le lag-time n'est pas calculé car infini.

- L'abattement du débit de pointe (%) : $\%Ab^{Q_{max}}$

C'est le rapport entre la différence des débits maximaux des hydrogrammes d'entrée et de sortie, et le débit maximal de l'hydrogramme d'entrée. Cet abattement a été calculé sur des hydrogrammes au pas de temps de 6 min.

1.5.2.2 Indicateurs de performances vis-à-vis des micropolluants

La performance d'un dispositif de gestion des eaux pluviales vis-à-vis de son aptitude à traiter les polluants peut être évaluée par différents indicateurs. Il existe des documents faisant le recensement et la comparaison de ces indicateurs, citons parmi ceux-ci un des plus complet (GeoSyntec, 2009) ou encore le travail du Groupe de Liaison Inter Projets (GLIP, en cours de rédaction)¹⁰. Nous ne les reprendrons pas ici mais nous présenterons ceux qui nous ont semblé les plus judicieux en l'état de nos informations et mesures possibles sur nos sites.

L'efficacité peut être évaluée à l'échelle événementielle ou sur de plus longues durées.

1.5.2.2.1 Les efficacités événementielles

Il existe différentes façons de les quantifier. La plupart du temps les efficacités présentes dans la littérature sont des **efficacités en termes de concentration** permettant la comparaison des concentrations entrée / sortie ou site de référence / sortie des dispositifs. Cette définition permet de saisir une tendance en termes d'abattement ou de relargage, de façon synthétique avec peu de données (les concentrations uniquement). Elle donne une idée de l'intensité des processus de dépollution ou de mobilisation des polluants au sein de la structure. Elle présente deux biais importants :

- 1- Un abattement ou un relargage important (à 75 % par exemple) peut ne pas être significatif en termes de performance car s'appliquant sur de faibles concentrations (rien ou presque en entrée et 4 fois rien en sortie). Il est donc nécessaire d'assortir à ces efficacités les **valeurs de concentrations**.
- 2- Des concentrations significatives peuvent être observées sur de si faibles quantités d'eau en entrée ou en sortie, qu'elles peuvent ne pas être inquiétantes.

¹⁰ GLIP Groupe de Liaison interprojets Matriochkas, Roulepur et Micromegas (en cours de rédaction) Guide méthodologique pour l'évaluation de performances des ouvrages de maîtrise à la source des eaux pluviales. Rapport AFB.

Il est alors plus intéressant de raisonner en masse ou charge de polluants : **l'efficacité en termes de masse** (produit de la concentration et du volume) est plus adaptée. Elle demande cependant la mesure des concentrations et des volumes en entrée et en sortie ou sur la référence et en sortie conjointement, ce qui est plus exigeant. Le biais sur la significativité des efficacités (i) nécessite dans ce cas aussi d'assortir aux efficacités les **valeurs des masses**.

Lorsque l'on compare différents dispositifs qui ne sont pas de même taille, il est nécessaire de normer les masses avant comparaison (les masses de polluants rejetés par le bassin de retenue de Chassieu par exemple qui draine une surface de 185 ha, active à 35% en termes d'apport, sont sans commune mesure avec les masses rejetées par une chaussée réservoir recueillant les eaux de 94 m² de bassin versant). Nous choisirons de normer ces masses par la surface active¹¹.

1.5.2.2.2 Efficacité sur de plus longues durées

L'efficacité peut également être évaluée par l'ensemble des indicateurs proposés mais à une échelle de temps plus longue (une année par exemple ou mieux une décennie...). Cette échelle d'approche permet d'évaluer les dynamiques à long terme et d'évaluer d'éventuels phénomènes récurrents ou saisonniers, mais la difficulté d'évaluation est plus ardue. Les mesures de concentrations ou de masses de polluants sont ponctuelles notamment pour la prise en compte des micropolluants qu'on ne sait pas mesurer en continu. Il faut alors adopter une approche par modélisation. La plus utilisée est celle qui couple un modèle pluie/débit et un modèle statistique pour la qualité. Des lois de concentrations peuvent être déduites des mesures ponctuelles si elles sont suffisamment nombreuses. Une simulation de type Monte Carlo est alors utilisée. Cette méthode a été utilisée par Dechesne (2002) sur des bassins d'infiltration, Flanagan (2018) sur les données de biofiltre routier et plus récemment par Cachard (2019) sur les données de cette thèse.

1.5.2.3 Grandeurs mesurées

Chacun des indicateurs choisis demande une acquisition de données la plus précise possible afin de fournir suffisamment d'informations pour observer les phénomènes mis en jeu. L'acquisition de ces données peut renseigner les indicateurs de façon directe ou indirecte. Le Tableau 2.16 présente les grandeurs à mesurer afin d'obtenir ces données ainsi que leurs méthodes d'acquisition qui déterminera l'instrumentation à mettre en place.

Le Tableau 2.16 montre que l'ensemble des indicateurs choisis peut être ramené à quatre types de mesures : la débitmétrie et la pluviométrie avec un pas de temps pertinent, une mesure de surface et enfin une analyse d'échantillon. L'ensemble

¹¹ Plusieurs possibilités existent pour faire cette comparaison : une norme par m² de surface totale, par m² de surface imperméable, par m² de surface active. Notre choix s'est porté sur la surface active car c'est celle que nous avons estimé être la plus judicieuse.

de l'instrumentation a donc été implémenté afin de permettre la mesure et l'acquisition de ces grandeurs du mieux possible.
Nous ferons la distinction entre la métrologie nécessaire à l'acquisition des données sur les sites décentralisés et celle du site centralisé, très différentes dans leur approche.

Tableau 2.16 : Liste des indicateurs de performances étudiés et les grandeurs qui leur sont reliées

Indicateur	Donnée utilisée	Grandeurs associées	Méthodes d'acquisition
<u>Rendement du système</u> $\%Ab_{sys}^{vol}$	Volume transité	Débit	Débitmétrie
		Temps	Pas de temps d'acquisition
	Volume d'alimentation	Hauteur de pluie	Pluviométrie
		Surface de bassin versant	Métrés
		Débit ruisselé	Débitmétrie
		Temps	Pas de temps d'acquisition
<u>Lagtime</u>	Hydrogramme de pluie	Débit	Débitmétrie
		Temps	Pas de temps d'acquisition
	Hydrogramme d'ouvrage	Débit	Débitmétrie
		Temps	Pas de temps d'acquisition
<u>Abattement débit de pointe</u> $\%Ab^{Qmax}$	Débit max de pluie	Hauteur de pluie	Pluviométrie
		Surface de bassin versant	Métrés
		Temps	Pas de temps d'acquisition
	Débit max transité	Débit	Débitmétrie
<u>Concentration moyenne événementielle</u>	CME	Concentration	Prélèvement d'échantillon et analyse
<u>Masse par m² de surface active</u>	CME	Concentration	Prélèvement d'échantillon et analyse
	Volume transité	Débit	Débitmétrie
		Temps	Pas de temps d'acquisition
	Surface active	Surface de bassin versant	Métrés
		Débit ruisselé	Débitmétrie
		Temps	Pas de temps d'acquisition
<u>Efficacité en concentration</u>	Concentration de référence	Concentration	Prélèvement d'échantillon et analyse
	Concentration de sortie d'ouvrage	Concentration	Prélèvement d'échantillon et analyse
<u>Efficacité en masse</u>	Masse de référence	Concentration	Prélèvement d'échantillon et analyse
		Débit	Débitmétrie
		Temps	Pas de temps d'acquisition
		Surface de bassin versant	Métrés
		Débit ruisselé	Débitmétrie
		Temps	Pas de temps d'acquisition
	Masse de sortie d'ouvrage	Concentration	Prélèvement d'échantillon et analyse
		Débit	Débitmétrie
		Temps	Pas de temps d'acquisition
		Surface de bassin versant	Métrés
		Débit ruisselé	Débitmétrie
		Temps	Pas de temps d'acquisition

1.6 Instrumentation des systèmes et mesurages

Nous avons vu dans la partie précédente que des indicateurs ont été définis pour l'étude des performances des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales. La qualité de l'acquisition des données est nécessaire et dépend directement de la manière de mesurer les grandeurs qui nous intéressent. Dans ce chapitre, nous décrirons le cheminement métrologique qu'il nous a été nécessaire de suivre afin de mener à bien l'implémentation des dispositifs métrologiques et les choix qui ont été faits.

1.6.1 Liste des micropolluants étudiés

Une liste de micropolluants caractéristiques des ruissellements urbains et répondant aux objectifs d'analyses réglementaires européens a été initialement proposée par Zgheib (2009). Cette liste a évolué au fil des différents projets de Becouze-Lareure (2010), Bressy (2010) ou encore Sébastien (2013). Partant de ces éléments, une liste de 59 micropolluants a été choisie (Tableau 2.17) pour mener à bien la présente étude. Le choix des substances a été guidé par le fait qu'elles sont soit : *i*) considérées comme prioritaires ou prioritaires dangereuses par la DCE 2013/35/EU ; *ii*) soumises potentiellement à révision de la DCE ; *iii*) pertinentes à surveiller dans les eaux de surface par la législation française ; *iv*) déjà observées dans les eaux de ruissellement des sites d'observation cibles de cette étude.

1.6.2 Principe de mesure des flux d'eau et de micropolluants sur les sites décentralisés

Etudier la performance des systèmes à la source nécessite avant tout une bonne connaissance des flux d'eau. La performance peut en effet venir de l'abattement des volumes d'eau qui transportent les polluants comme de l'abattement des concentrations de polluants par piégeage ou dégradation.

L'examen de ces aptitudes de dépollution devrait dans l'idéal être réalisé par comparaison entre les concentrations et masses de polluants issues des eaux de ruissellement entrant dans les systèmes et celles qui en sortent sur un évènement. Pour ce faire, un prélèvement et une analyse doivent être assurés à l'exutoire des ouvrages mais également à l'entrée des systèmes. Si cela est possible sur le site centralisé de Chassieu, cet échantillonnage des apports ne peut se faire directement sur les systèmes décentralisés comme nous l'avons déjà évoqué dans la partie précédente. En effet, toute interception des eaux d'entrée fausserait les

quantités de sortie qui sont, en entrée comme en sortie, statistiquement assez faibles¹².

12 La gamme des volumes issus du ruissellement des eaux de pluie sur les parkings a été déterminée à partir de la simulation simplifiée de 26 années de pluie du pluviomètre de la métropole le plus proche de notre site. Les volumes médians événementiels trouvés sont très inférieurs au m³.

Tableau 2.17 : Liste des 59 micropolluants étudiés dans ce travail thèse et les textes officiels auxquels ils sont assujettis

Famille	N° CAS	Nom	Abréviation	Réglementation en vigueur	Famille	N° CAS	Nom	Abréviation	Réglementation en vigueur
ETM	7440-38-2	Arsenic	As	Arrêté du 7 août 2015	H	94-74-6	2,4-MCPA	24M	Arrêté du 7 août 2015
ETM	7440-39-3	Baryum	Ba	Arrêté du 7 août 2015	H	1066-51-9	AMPA	AM	Arrêté du 7 août 2015
ETM	7440-43-9	Cadmium	Cd	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	H	1912-24-9	Atrazine	Atr	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
ETM	7440-47-3	Chrome	Cr	Arrêté du 7 août 2015	F	10605-21-7	Carbendazime	Car	Arrêté du 7 août 2015
ETM	7440-48-4	Cobalt	Co	Arrêté du 7 août 2015	H	83164-33-4	Diflufenicanil	Dif	Arrêté du 7 août 2015
ETM	7440-50-8	Cuivre	Cu	Arrêté du 7 août 2015	H	330-54-1	Diuron	Di	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
ETM	7439-96-5	Manganese	Mn	Arrêté du 7 août 2015	H	77182-82-2	Gluphosinate ammonium	GIA	
ETM	7439-98-7	Molybdène	Mo	Arrêté du 7 août 2015	H	1071-83-6	Glyphosate	Gly	Arrêté du 7 août 2015
ETM	7440-02-0	Nickel	Ni	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	H	34123-59-6	Isoproturon	Isop	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
ETM	7439-92-1	Plomb	Pb	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	H	93-65-2	Mecoprop	Mec	Dir 2008/105/CE, révision
ETM	7440-24-6	Strontium	Sr		H	3567-62-2	(3,4 dichlorophényl)-N-(méthyl)-uri	DCPMU	Arrêté du 7 août 2015
ETM	7440-32-6	Titane	Ti	Arrêté du 7 août 2015	H	122-34-9	Simazine	Sim	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
ETM	7440-62-2	Vanadium	V	Arrêté du 7 août 2015	Bis	80-05-7	Bisphénol A	BPA	Arrêté du 7 août 2015
ETM	7440-66-6	Zinc	Zn	Arrêté du 7 août 2015	AP	104-40-5	4-Nonylphénol	4-NP	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD
HAP	83-32-9	Acénaphène	Ace	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	AP	140-66-9	4-Tert-Octylphénol	4-OP	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
HAP	208-96-8	Acénaphthylène	Acy	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	APEO		Nonylphenol-1-carboxylé	NPEC1	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
HAP	120-12-7	Anthracène	A	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	APEO	26027-38-3	Nonylphénol-mono-éthoxylé	NP1EO	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
HAP	86-73-7	Fluorène	Flu	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	APEO	156609-10-8	Nonylphénol-di-éthoxylé	NP2EO	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
HAP	91-20-3	Naphtalène	Nap	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	APEO	2315-67-5	Octylphénol-mono-éthoxylé	OP1EO	
HAP	85-01-8	Phénanthrène	Phe	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	APEO	2315-61-9	Octylphénol-di-éthoxylé	OP2EO	
HAP	56-55-3	Benzo(a)anthracène	BaA	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	PBDE	41318-75-6	BDE-28	B28	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
HAP	50-32-8	benzo(a)pyrène	BaP	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	PBDE	5436-43-1	BDE-47	B47	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD
HAP	205-99-2	Benzo(b)fluoranthène	BbF	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	PBDE	60348-60-9	BDE-99	B99	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD
HAP	191-24-2	Benzo(g,h,i)peryène	Bper	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	PBDE	189084-64-8	BDE-100	B100	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD
HAP	207-08-9	Benzo(k)fluoranthène	BkF	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	PBDE	68631-49-2	BDE-153	B153	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD
HAP	218-01-9	Chrysène	Chr	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	PBDE	207122-15-4	BDE-154	B154	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD
HAP	53-70-3	Dibenzo(a,h)anthracène	D(a,h)A	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	PBDE	207122-16-5	BDE-183	B183	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD
HAP	206-44-0	Fluoranthène	Flh	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	PBDE	446255-56-7	BDE-205	B205	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
HAP	193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	IP	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	PBDE	1163-19-5	BDE-209	B209	DCE, Dir 2013/39/EU, SP
HAP	129-00-0	Pyrène	Pyr	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD					

H: herbicide ; F : fongicide

D'autre part, l'alimentation en eau de ruissellement se fait de façon diffuse sur l'intégralité des surfaces des ouvrages, il aurait alors fallu canaliser les effluents afin de permettre un prélèvement représentatif en entrée avant de les diffuser à nouveau artificiellement pour alimenter l'ouvrage. La mise en place d'un tel dispositif nous a semblé inadaptée, présentant trop de biais. Une autre méthode consiste à canaliser les zones d'apport diffus sur une zone de même nature proche de nos sites de mesure. Cette option a également été abandonnée pour les analyses qualitatives du fait de trop faibles volumes d'eau récupérés. Cependant, les données hydrologiques récupérées sur ce site ont permis la caractérisation du ruissellement sur le bassin versant.

Ne pouvant raisonnablement opérer des bilans entrée / sortie, il est donc nécessaire pour caractériser les performances de définir des zones de référence pour ces apports et de délimiter les systèmes étudiés avec précision.

1.6.2.1 Zones de références pour la comparaison des flux d'eau et de polluants

1.6.2.1.1 Zones de références hydrologiques pour la comparaison des flux d'eau

Pour la chaussée à structure réservoir (CSR), le volume des apports (V_e) pour un évènement pluvieux correspond à la hauteur d'eau précipitée sur le bassin versant de la CSR multipliée par la surface de la CSR. Ce volume entrant sur le système est donc évalué à partir des données pluviométriques.

$$V_e = HT \cdot S_1$$

HT : hauteur totale de pluie précipitée pour un évènement
 S_1 : surface de l'ouvrage

Pour la noue ou la tranchée, le volume évènementiel des apports à l'ouvrage ($V_e^{ouvrage\ N,T}$) correspond au produit de la hauteur d'eau précipitée sur l'ouvrage par sa surface d'emprise au sol ainsi qu'au volume issu du ruissellement des parkings.

$$V_e^{ouvrage\ N,T} = HT \cdot S_1 + HT \cdot S_2 \cdot C_r$$

$V_e^{ouvrage\ N,T}$: volume d'apport à l'ouvrage Noue (ouvrage N) ou Tranchée (ouvrage T) seuls

HT : hauteur totale de pluie précipitée pour un évènement

S_1 : surface de l'ouvrage

S_2 : surface totale de la zone de ruissellement (parking)

C_r : coefficient d'apport (coefficient volumétrique moyen de ruissellement sur les zones de parking placées en amont de la noue ou de la tranchée)

Le volume des apports au système (parking + ouvrage) $V_e^{N,T}$ qui nous intéresse ici est donné par la hauteur d'eau précipitée sur la somme des surfaces de parking et d'ouvrage.

$$V_e^{N,T} = HT \cdot (S_1 + S_2)$$

$V_e^{N,T}$: volume d'apport au système (parking + ouvrage) (Noue (N) ou Tranchée (T))

HT : hauteur totale précipitée pour un évènement

S_1 : surface de l'ouvrage

S_2 : surface de la zone de ruissellement du système étudié

La caractérisation des flux d'eau issus des parkings seuls alimentant la noue et la tranchée a été réalisée par collecte des eaux d'un parking contigu à la noue et

la tranchée, de même facture et approximativement de même dimension (noue dite « d'apport »). Afin de permettre cette mesure, des caniveaux ont été mis en place pour collecter les eaux de ruissellement en les interceptant depuis le parking avant leur entrée dans la noue d'apport (Cf Figure 2.8). Les eaux ainsi collectées sont acheminées vers un système de mesure de débit identique à ceux implémentés en sortie, c'est-à-dire constitué par un débitmètre à auget basculant pour la gamme [0 ; 100 L/h] et électromagnétique pour la gamme [75 – 3500 L/h] (voir sous-chapitre §2.3.2.4 ci-après pour plus d'informations). Cette mesure étant difficile à maîtriser du fait des très faibles volumes d'eau arrivant dans les caniveaux, nous ne l'avons exploitée que pour caractériser la surface d'apport (parking en stabilisé et voies de circulation en béton bitumineux BB). Ces mesures nous permettent d'estimer le coefficient volumétrique de ruissellement C_r de la partie amont alimentant la noue ou la tranchée (pour chaque évènement et en moyenne) et le rendement des ouvrages Noue ou Tranchée seuls (Cf. § 2.2.2.1 Indicateurs hydrologiques).

$$C_r = \frac{V_r \cdot \frac{S_2}{S_{2a}}}{S_2 \cdot HT}$$

C_r : coefficient d'apport (coefficient volumétrique moyen de ruissellement sur les zones de parking placées en amont de la noue ou de la tranchée)

V_r : le volume ruisselé observé par débitmétrie du système « noue d'apport »

HT : hauteur totale précipitée pour un évènement

S_2 : surface de parking du système étudié

S_{2a} : surface de parking du système « noue d'apport »

Ainsi, les systèmes étudiés seront, pour la noue et la tranchée, le complexe (parking + ouvrage).



Figure 2.8 : Système de mesure permettant d'évaluer les débits et volumes d'eau en entrée des systèmes drainés par la noue et la tranchée. a) montre la localisation et la similitude du site avec les systèmes munis de la noue et de la tranchée, b) montre le site permettant d'estimer les apports avec installation à la périphérie des caniveaux collectant les flux avant entrée dans un ouvrage, c) et d) la connexion des caniveaux au système de mesure (double mesure 1/par auget basculant et 2/par mesure électromagnétique)

1.6.2.1.2 Références qualitatives pour la comparaison des flux de micropolluants

Pour l'étude de la performance vis-à-vis des micropolluants, nous comparons la qualité des flux d'eau issus d'une chaussée imperméable classique à celle des flux d'eau en sortie des sites CSR, Noue ou Tranchée.

Les flux d'eau issus de la chaussée imperméable (appelée « Asphalte » ou « Référence ASP ») sont mesurés en sortie du parking contigu de même dimension que la CSR dont le revêtement est en béton bitumineux étanche) (Figure 2.9). Ils sont calculés tels que :

$$V_s^{ASP} = \sum_{i=1}^{ne} Q_i \cdot \Delta t$$

V_s^{ASP} : volume d'eau en sortie du parking imperméable (ASP) calculé à partir des données débitométriques collectées à son exutoire

Q_i : débit de sortie au pas de temps Δt

ne : nombre de pas de temps de l'hydrogramme de sortie de la référence ASP

Les mesures et le prélèvement de ces eaux se font dans un puits instrumenté de façon identique à celui installé en sortie de CSR (Cf. § 2.3.2.2).

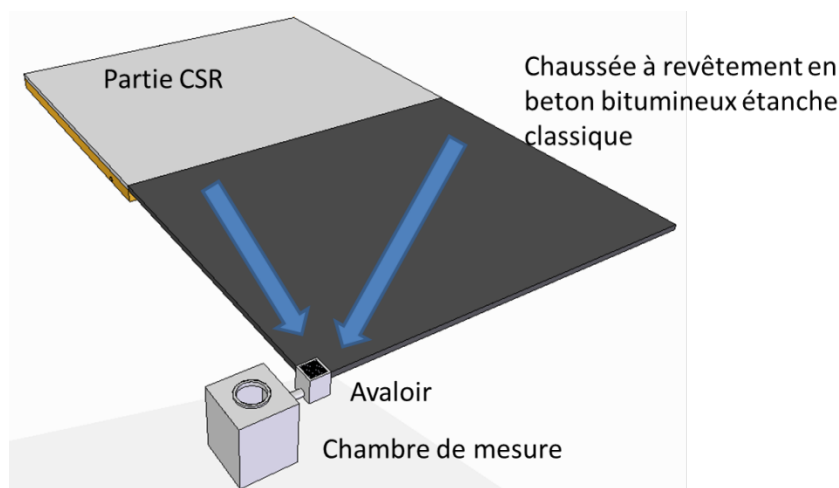


Figure 2.9 : Schéma de principe de la partie permettant de mesurer qualité et quantité des apports du parking en béton bitumineux classique appelé ASP (Asphalte) et contigu à la CSR

Ainsi, les concentrations « de sortie » mesurées par évènement (concentration moyenne évènementielle : CME_s) comme les flux (masse : M_s) de micropolluants restitués par les systèmes sont comparés aux concentrations ou flux de référence (CME_s^{ASP} et M_s^{ASP}) produits par le parking classique.

Le flux évènementiel de référence de micropolluants produits par le parking classique est calculé comme suit :

$$M_s^{ASP} = CME_s^{ASP} \cdot V_s^{ASP}$$

M_s^{ASP} : masse évènementielle d'un micropolluant donné sur le parking de référence ASP

CME_s^{ASP} : concentration moyenne évènementielle à l'exutoire du parking de référence ASP

V_s^{ASP} : volume évènementiel en sortie du parking de référence ASP estimé, comme indiqué précédemment, par les données débitométriques

Le Tableau 2.18 au §2.3.2.3 donne un récapitulatif de toutes ces grandeurs et leur calcul.

1.6.2.2 En sortie de tous les systèmes décentralisés

1.6.2.2.1 Calcul des volumes sortant des systèmes à la source

La métrologie et l'acquisition de données en sortie des différents sites de gestion des eaux pluviales à la source s'articulent selon le schéma présenté en Figure 2.10. Les instruments sont placés dans une chambre souterraine pour la noue et la tranchée ou dans un regard pour la CSR et la référence ASP.

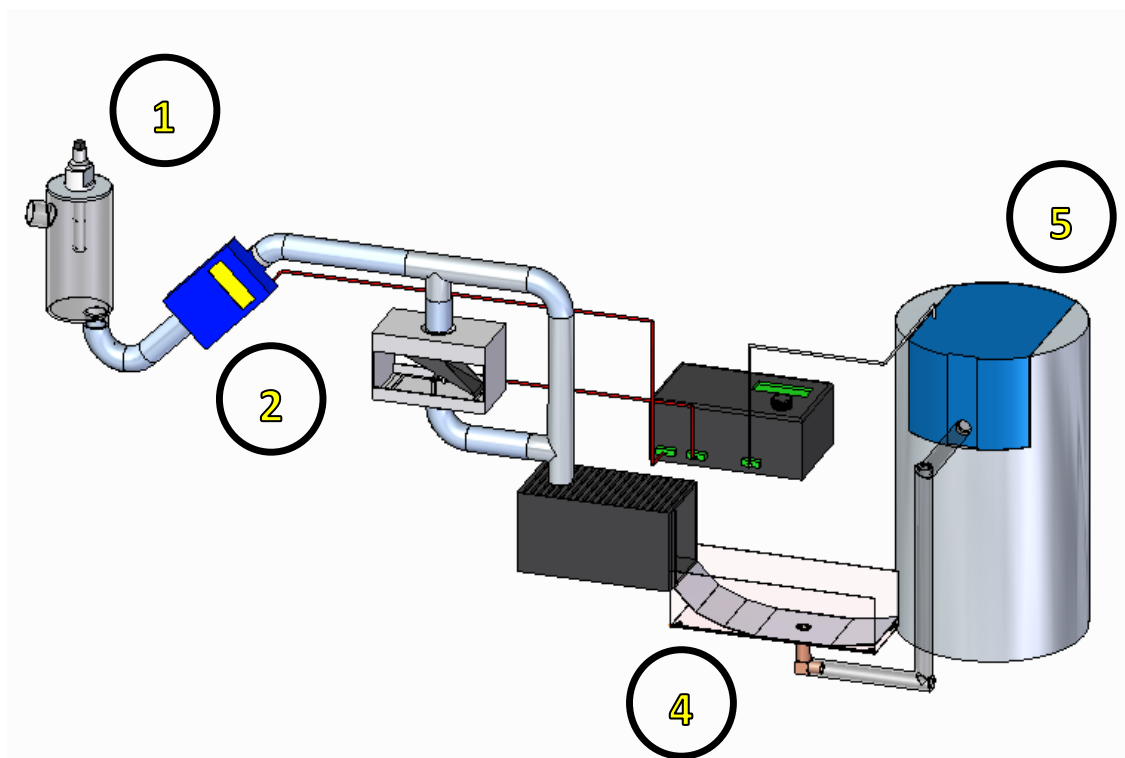


Figure 2.10 : Schéma de principe des mesures de flux d'eau et de micropolluants en sortie des systèmes décentralisés

Les étapes de mesure lors d'un évènement pluvieux sont les suivantes :

- Les effluents sortant de la noue, de la tranchée ou de la CSR subissent une mesure de conductivité électrique et de température placée dans une cellule cylindrique en PVC [#1].
- Une mesure de débit par un double débitmètre (débitmètre électromagnétique (EM) + débitmètre massique à auget (20 g)) est ensuite effectuée [#2]¹³. Les petits débits de la gamme [0 ; 100 L/h] sont mesurés par le débitmètre à auget tandis que le mesurage des débits plus importants de la gamme [75 ; 3500 L /h] est assuré par le débitmètre EM. Le mesurage de l'un comme de l'autre est une valeur moyennée de l'ensemble des débits sur le pas de temps de mesure.

¹³ D'un point de vue purement pratique, la mise en place de l'auget après le débitmètre électromagnétique était nécessaire car la mesure du débit par l'auget a un impact sur le débit lui-même et le fausse s'il devait être à nouveau mesuré par la suite. Le débitmètre EM n'a lui aucune influence sur le flux d'eau car il remplace un tronçon de conduite sans obstruction, son installation avant l'auget ne perturbe aucunement les mesures de ce dernier.

- Une centrale d'acquisition recueille en continu et au pas de temps de deux minutes les données des débitmètres, du conductimètre et de la sonde de température. Les deux signaux issus des débitmètres subissent un traitement en direct pour ne fournir en fin de compte qu'un seul débit présentant l'incertitude la plus faible [#3]. Les deux informations sont néanmoins archivées.
- Les eaux sont ensuite récupérées en sortie de la zone de débitmétrie et passent par un canal de prélèvement prototype en acier inoxydable dont la forme a été étudiée pour assurer un bon mélange des polluants dans le volume d'eau au moment du prélèvement [#4].
- Les eaux sont enfin prélevées dans le canal d'une quantité dépendant de la donnée de débit fournie par la centrale d'acquisition au préleveur portable (Cf.§ 2.3.2.4.2) [#5].

Les flux d'eau en sortie (V_s) sont calculés pour chaque système à partir des données débitométriques :

$$V_s = \sum_{i=1}^{ns} Q_i \cdot \Delta t$$

V_s : volume d'eau en sortie de système calculé à partir des données débitométriques

Q_i : débit de sortie au pas de temps Δt

ns : nombre de pas de temps de l'hydrogramme de sortie

1.6.2.2.2 Calcul des masses sortant des systèmes décentralisés

Les flux de micropolluants en sortie sont calculés selon la formulation suivante :

$$M_s = CME_s \cdot V_s$$

M_s : masse événementielle d'un micropolluant à l'exutoire de chaque système

CME_s : concentration moyenne événementielle à l'exutoire de chaque système (CSR, parkings munis de la noue et de la tranchée) obtenue par analyse des échantillons de sortie

V_s : volume d'eau en sortie de système (parking + ouvrage) calculé à partir des données débitométriques (Figure 2.10).

1.6.2.3 Récapitulatif des grandeurs considérées pour l'évaluation des performances des systèmes de gestion à la source des eaux pluviales

Tableau 2.18 : Tableau récapitulatif des grandeurs utilisées pour l'évaluation des performances des systèmes de gestion à la source des eaux pluviales

« Référence »	« Sortie »
Volume de pluie alimentant le système (parking + ouvrage) $V_e^{ASP} = HT \cdot S_1^{ASP}$ $V_e^{CSR} = HT \cdot S_1^{CSR}$ $V_e^{N,T} = HT \cdot (S_1^{N,T} + S_2^{N,T})$	Volume d'eau en sortie de système calculé à partir des données débitométriques $V_s = \sum_{i=1}^{ns} Q_i \cdot \Delta t$
Volume de ruissellement alimentant l'ouvrage seul	

$V_e^{CSR} = HT \cdot S_1^{CSR}$ $V_e^{N,T} = HT \cdot S_1^{N,T} + Cr \cdot HT \cdot S_2^{N,T}$	
Flux de micropolluants en sortie de la chaussée imperméable (ASP) $M_s^{ASP} = CME_s^{ASP} \cdot V_s^{ASP}$	Flux de micropolluants en sortie des systèmes (Noue, Tranchée, CSR) $M_s = CME_s \cdot V_s$

1.6.2.4 Instruments, capteurs et éléments de mesure sur sites

L'ensemble des éléments présentés est décrit et argumenté ci-après. Notons que le matériel a également été choisi pour assurer la concordance des données acquises entre les différents systèmes et de manière à être transposable, autant que faire se peut, à d'autres sites.

L'ordre de présentation qui suit est donné selon l'enchaînement logique des décisions concernant l'équipement.

1.6.2.4.1 Métrologie de débits

La débitmétrie a été considérée dès le départ comme une mesure particulièrement importante car d'elle découle la bonne représentativité du fonctionnement hydraulique et des quantités de polluants prélevées et donc du rôle de la structure vis-à-vis des micropolluants (représentativité des événements).

1.6.2.4.1.1 Débits par auget basculant

Supposant la mise en jeu de faibles à très faibles débits, et du fait de l'expérience d'études précédentes sur les biais induits par une méconnaissance de ces gammes basses, il a été décidé d'axer le mesurage des faibles débits sur la base d'une acquisition par débitmètre à auget. Ce genre d'instrument permet en effet la mesure fiable des débits sur une gamme relativement étendue : pour un auget de type pluviomètre de 20 g par exemple, on peut suivre l'évolution des débits sur une étendue de 0 L/h jusqu'à 100 L/h environ (Figure 2.11).

De plus, l'étalonnage et la vérification de ce matériel peut se faire de façon très simple au laboratoire et ne nécessite pas de réétalonnage sophistiqué.

Dans le cadre de la thèse, des débitmètres à auget du fournisseur Précis-Mécanique de 20 g (Cf Figure 2.11) ont été choisis pour l'acquisition de gammes de débits entre [0 ; 100 L/h].

Il a ensuite été nécessaire, dans le cas de plus forts débits, de brider l'arrivée d'eau à l'auget, notamment lorsque les débits dépassent 110 L/h, pour éviter les dérèglements chroniques qui auraient alors nécessité des réétalonnages fréquents selon le constructeur.

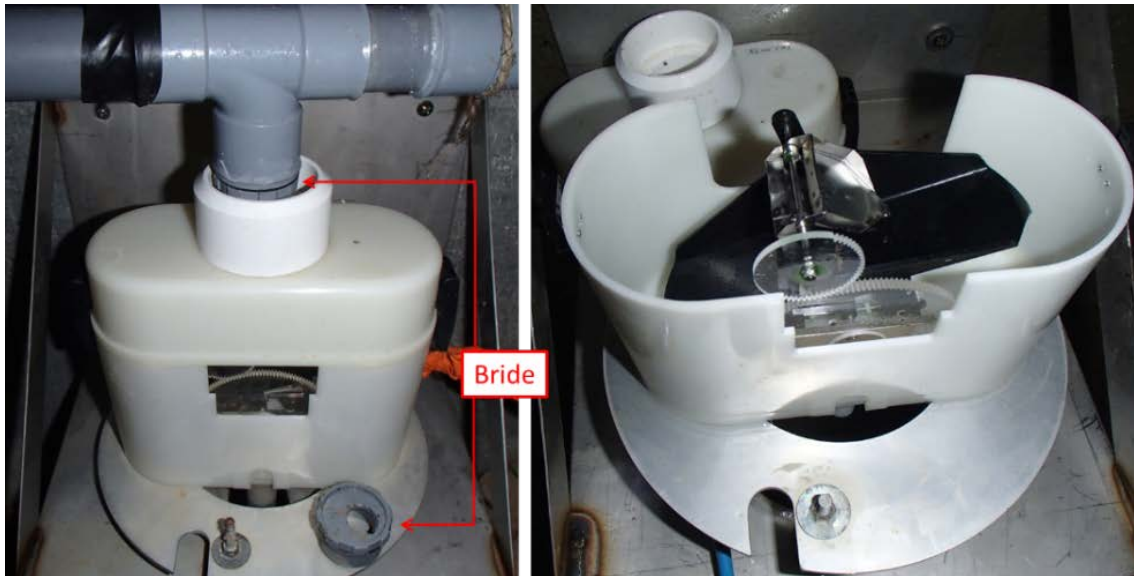


Figure 2.11 : Débitmètre à auget de 20 g et bridage du système

1.6.2.4.1.2 Débits par mesure électromagnétique

Pour mesurer les débits supérieurs à 100 L/h, un débitmètre électromagnétique a été couplé au débitmètre à auget (Figure 2.12). Ce capteur nécessite que la conduite dans laquelle se fait la mesure de flux soit en charge. Le débitmètre électromagnétique (EM) a donc été placé avant le débitmètre à auget.

Les débitmètres électromagnétiques installés pour le projet Micromegas sont des modèles Optiflux IFC 2100C de la marque Krohne et permettent l'acquisition de gammes de débits comprises entre [80 ; 3500 L/h] (Figure 2.12).

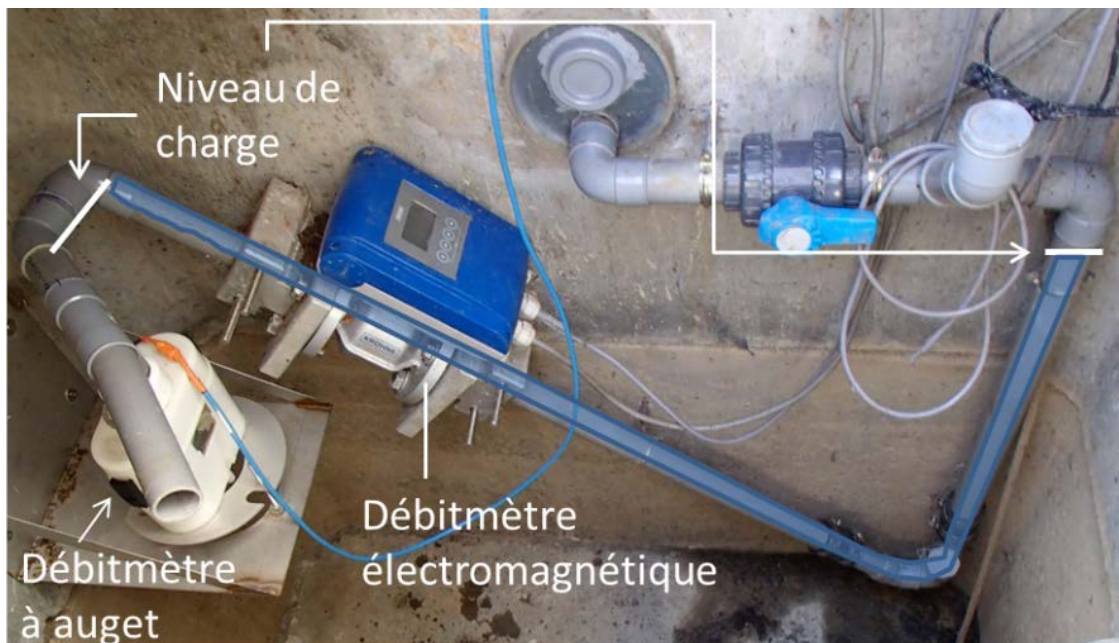


Figure 2.12 : Dispositif complet de mesure débitométrique avec complément électromagnétique Krohne (Optiflux IFC 2100C)

Il peut être noté que le constructeur assure une bonne mesure sur une gamme plus étendue, mais que l'expérience de projets précédents a prouvé une efficacité réelle sur cette gamme ci (celle qui nous intéresse), expliquant le choix de ce modèle de débitmètre.

Autre critère ayant encouragé ce choix : les Optiflux IFC 2100C sont disponibles en alimentation 230VAC ou 12-24VDC, ce qui est une nécessité sur certains de nos sites où l'alimentation ne peut être faite que sur batterie/panneau solaire.

1.6.2.4.1.3 Système débitmétrique complet

Le dispositif complet permet donc de capter l'intégralité des débits aussi bien sur des gammes de faibles débits (par auget) ou plus importants (par débitmètre EM). Le débitmètre EM permettant une acquisition fiable du débit lorsque celui-ci est d'au moins 80 L/h pour le modèle en place, cela assure un recoupement des données et une meilleure estimation du débit pour les prélèvements. Notre dispositif complet de mesure des débits permet donc l'acquisition de débit allant de 0 à 3500 L/h.

La Figure 2.13 illustre le principe sur les hydrogrammes récupérés par le dispositif sur une période de pluie (15 et 16/06/2016). On peut observer une différence de valeur de débits d'un instrument à l'autre inférieure à 7% sur la plage d'acquisition commune. Cela est vérifié sur l'ensemble des mesures acquises sur les autres événements.

Sur la plage commune [75 L/h ; 100 L/h], le débit considéré est la moyenne des deux.

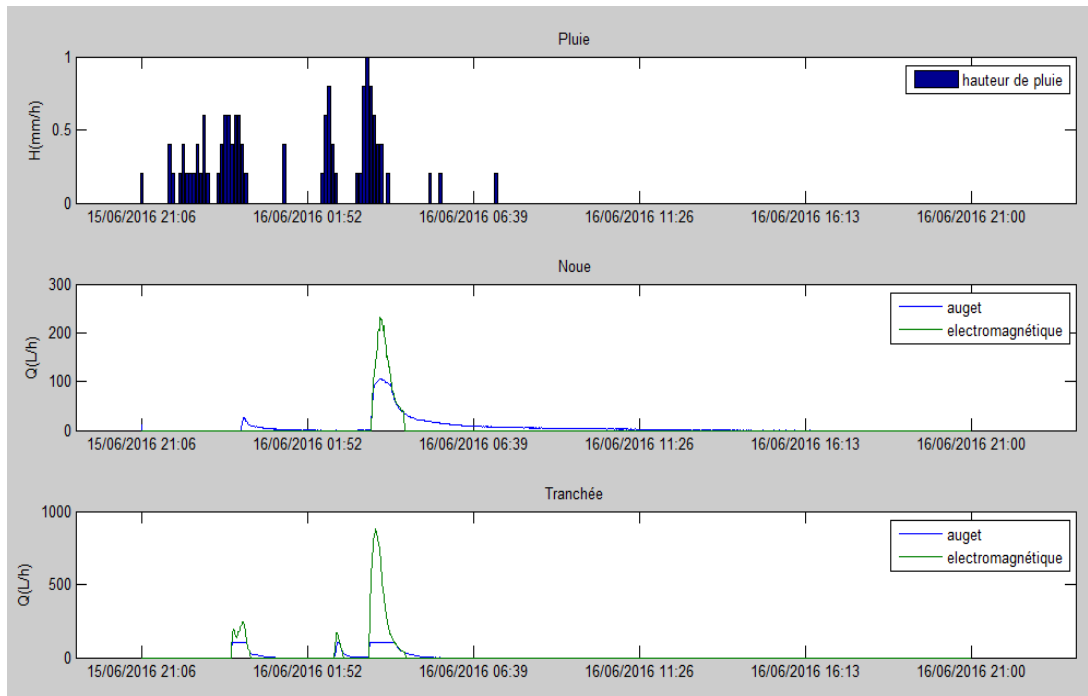


Figure 2.13 : Exemple de données récupérées par le dispositif débitmétrique

1.6.2.4.2 Prélèvement et échantillonnage

1.6.2.4.2.1 Conditions, modes de prélèvements et analyses

Rappelons que pour tous les systèmes (Noue, Tranchée, CSR) une seule référence a été choisie pour des raisons de comparabilité : la partie en BB dite référence ASP. La performance épuratoire des systèmes munis de noue, tranchée et CSR est donc comparée à la performance d'un parking traditionnel.

Des blancs de l'ensemble du système de prélèvement ont été réalisés pour connaître la contamination potentielle provoquée par le système de mesure global. Ils consistent à faire passer de l'eau déminéralisée dans les systèmes de prélèvements. Ces blancs permettent d'évaluer les possibles relargages de polluants par le matériel de prélèvement mais pas les possibles interceptions des polluants par ces mêmes dispositifs.

1.6.2.4.2.2 Préleveurs et nature du flaconnage

Le choix du préleveur a été fait sur les considérations suivantes :

- Les dimensions du préleveur devaient être compatibles avec les dimensions des chambres de mesure et leur accès (diamètre d'accès du regard, hauteur de la chambre ou du regard inférieures à 60 cm x 150 cm).
- Le préleveur devait pouvoir permettre de constituer un échantillon représentatif de l'évènement pluvieux (concentration moyenne événementielle). Nous avons opté pour un échantillonnage proportionnel au débit qui est une stratégie jugée satisfaisante selon des études antérieures (e.g. Bertrand-Krajewski et al., 2000).
- Le flaconnage devait être compatible avec la nature des micropolluants étudiés.
- L'alimentation électrique devait être possible par batterie/panneau solaire 12-24VDC ou sur secteur 230VAC.
- Si possible le préleveur devait assurer lui-même sa réfrigération pendant environ 24 h. Cette contrainte a finalement été écartée car trop contraignante par rapport aux autres plus importantes (notamment les dimensions). Des pains de glace hermétiques ont ainsi été glissés dans la zone de stock du préleveur afin d'assurer un minimum de réfrigération.

Le choix définitif s'est finalement porté sur le modèle Liquiport CSP44 de la marque Endress & Hauser (voir Figure 2.14). En plus de remplir l'ensemble des critères, des préleveurs fixes de la même gamme et du même fournisseur avaient été installés pour l'instrumentation du bassin de rétention et d'infiltration Django-Reinhardt à Chassieu (69) et les retours en étaient très positifs. Cela permet à nouveau de se rapprocher d'une concordance globale d'échantillonnage pour l'ensemble des sites et ainsi une meilleure pertinence des comparaisons.

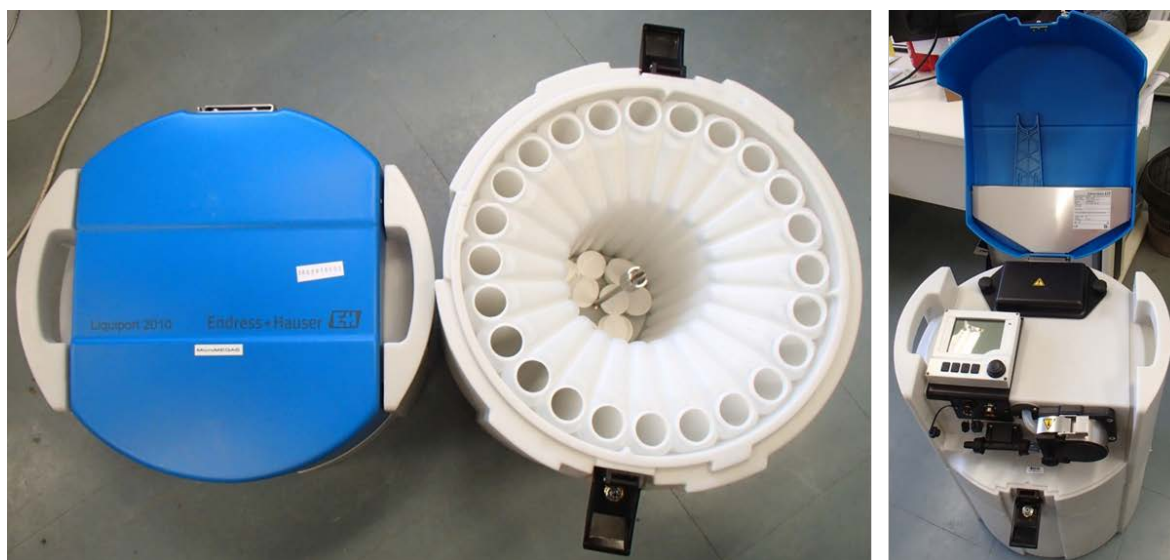


Figure 2.14 : Préleveur utilisé (modèle Liquiport CSP44 de chez Endress & Hauser)

Au vu des contraintes de place et de la quantité d'eau obtenue à l'exutoire des sites, un double prélèvement avec flaconnage verre et plastique (comme opéré sur le site de Django-Reinhardt) était impossible. Le choix s'est donc porté sur un monoflacon standard de marque Endress & Hauser en plastique recouvert d'une couche de téflon par nos soins.

L'alimentation électrique était dans un premier temps assurée par la batterie interne du préleveur sur les sites dépourvus d'alimentation électrique, doublée par nos soins. Sur des temps d'installation trop longs (par exemple du vendredi

après-midi au lundi matin pour une pluie de dimanche) la batterie ne tenait malheureusement pas forcément durant l'intégralité de l'évènement. Ce problème a été résolu lors du raccord de tous les sites à une source électrique de secteur permettant le branchement du chargeur du préleveur assurant son bon fonctionnement électrique.

De ce fait, seule la centrale d'acquisition de la noue d'apport mesurant le ruissellement est encore alimentée par panneau solaire.

1.6.2.4.2.3 Centrale d'acquisition

La centrale d'acquisition a deux rôles principaux dans les dispositifs de mesure du projet : (i) la récupération et le stockage des données fournies par les capteurs, (ii) le pilotage du préleveur par envoi d'une donnée de débit unique par influx électrique.

Ayant expérimenté plusieurs modèles et fournisseurs de centrales d'acquisition le choix était complètement ouvert. La centrale a été sélectionnée sur des considérations économiques et sur la possibilité ou non de les alimenter aussi bien en 12-24VDC qu'en 230VAC.

L'acquisition et le pilotage se font donc sur des centrales Sofrel S550 (Cf. Figure 2.15). Petits plus secondaires : le laboratoire possédait déjà les logiciels de gestion de ces centrales et leur fonctionnement était bien connu.



Figure 2.15 : Photo de la centrale d'acquisition sélectionnée (Sofrel S550) [1] Alimentation, [2] emplacement de la carte pour PT100, [3] Sorties analogiques pour pilotage du préleveur, [4] Entrées Digitales pour auget, [5] Entrées analogiques télé-alimentées pour conductivité, [6] Entrées Analogiques pour débitmètre électromagnétique, [7] Sorties Digitales "watchdog" pour communication de secours avec le préleveur.

1.6.2.4.2.4 Canal de prélèvement

Le prototype du canal de prélèvement (Cf. zone 4 -Figure 2.10) a été spécifiquement conçu dans le cadre de la thèse. Ce canal de prélèvement (Figure 2.16) a pour objectifs de minimiser les biais :

- Minimiser le relargage ou la rétention des micropolluants par ou sur les parois : une fabrication en inox a donc été choisie pour façonner ce prototype lui conférant en théorie un comportement inerte vis-à-vis des micropolluants ;

- Offrir un volume d'eau suffisant pour permettre le prélèvement (remplissage du tube de prélèvement + échantillonnage) : le canal permet de disposer d'un volume d'environ 450 mL d'eau ;
- Renouveler l'eau stockée rapidement au fur et à mesure de l'évènement pour ne pas prélever plusieurs fois la même eau (donc être représentatif des charges polluantes au cours du temps). La pente forte à l'entrée du canal permet une accélération du flux d'eau et un meilleur renouvellement du stock ;
- Eviter la décantation de particules : les pentes faibles et la taille réduite du prototype minimisant le temps de séjour tendent à ne pas induire de zone de dépôt. Cela facilite l'auto-curage. Lors des campagnes de prélèvement, il a été vérifié que le canal n'induisait effectivement pas de dépôts ;
- Permettre un échantillonnage représentatif de bonne qualité de l'instant du prélèvement : la prise d'eau se faisant par le fond du canal, l'intégralité des particules en suspension dans le volume d'eau est captée lors du prélèvement.

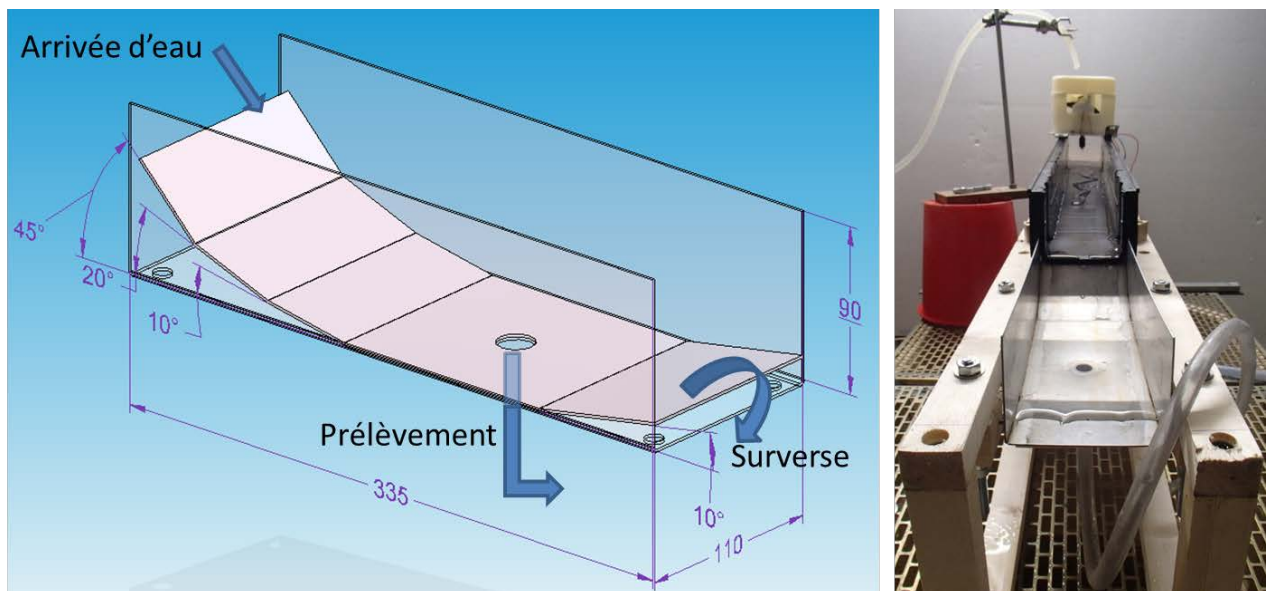


Figure 2.16 : Schéma du canal de prélèvement en sortie des dispositifs décentralisés

1.6.2.4.2.5 Matières en suspension

Pour chaque échantillon une mesure de concentration en MES est effectuée par nos soins selon la norme NF EN 872. Le protocole suivi est donné en Annexe 7.

1.6.2.4.2.6 Mesure de conductivité

La mesure de conductivité, en continue, se fait systématiquement dans la zone d'arrivée d'eau avant la mesure de débit. Cette zone est à tout moment en eau du fait de la présence du débitmètre EM qui nécessite la mise en charge de la conduite dans laquelle il effectue la mesure.

Le choix du capteur s'est fait selon trois critères : la taille, la facilité de mise en place et de nettoyage, et enfin la récupération de la donnée.

La taille du capteur a été le critère déterminant dans le choix du matériel. En effet, du fait des contraintes de « tuyauteries » dues soit aux éléments acheminant l'eau soit aux débitmètres EM, la possibilité de greffe du capteur sur le dispositif de mesure n'était pas toujours garantie. La plupart d'entre eux nécessite en effet une zone d'immersion d'au moins 5cm x 5cm, avec des contraintes de distances par rapport aux bords de conduites. Or dans les agencements actuels ces impératifs ne pouvaient pas être respectés. De plus, la place dans la plupart des chambres de mesures étant limitée il était nécessaire de trouver un capteur qui prenne le moins de place possible.

Pour nettoyer et vérifier le capteur de façon régulière (réduction des biais dans les prélèvements, précision des mesures), il était aussi nécessaire que son installation et sa remise en place soit facile et fiable.

Enfin, du fait du choix des centrales de mesures, le capteur devait pouvoir fournir un signal compréhensible par le système d'acquisition.

Il a donc été choisi de mesurer la conductivité grâce à la sonde Smartpat de la marque Krohne (voir Figure 2.17). En plus de son absence systématique de transmetteur (gain de place et de consommation électrique), la partie immergeable est principalement recouverte d'inox, ce qui minimise les biais pour la qualité d'eau par rapport à d'autres sondes plus classiques.

En soi, la valeur de la conductivité ne donne dans notre cas de figure que des indications très pauvres sur la qualité de l'eau. Cette mesure est principalement pour vérifier si un évènement pluvieux a quelque chose d'exceptionnel dans sa composition par rapport à d'autres évènements plus habituels. Elle nous permet donc de confirmer la conformité de l'évènement et la pertinence de l'intégration des analyses qualitatives dans nos comparaisons et analyses de performances. Nous avons pu constater en effet que, sur l'ensemble des sites instrumentés avec ces capteurs, la conductivité de l'eau durant les évènements pluvieux descendait de façon quasi-systématique en dessous de $100\mu\text{S}/\text{cm}$. La limite basse de la gamme de mesure desdits capteurs étant de $100\mu\text{S}/\text{cm}$, les données obtenues n'ont pas pu permettre une exploitation concrète de cette grandeur. Il a été choisi de ne pas traiter et analyser la conductivité dans le cadre de ce travail.



Figure 2.17 : Photo de l'emplacement de la sonde et de la sonde elle-même de conductivité (Smartpat de la marque Krohne)

1.6.2.4.2.7 Mesure de la température

Nous avons choisi d'installer une petite sonde en inox de la gamme PT100 (Figure 2.18), toujours dans une optique de gain de place et de facilité de maintenance. De plus ces sondes sont peu onéreuses, fiables et très bien connues par l'équipe du laboratoire.

Là aussi la température a une finalité de vérification de conformité des données (notamment correction pour la conductivité) et de qualification des rejets.



Figure 2.18 : Sonde de température PT100 installée

1.6.2.4.3 Pluviométrie

Afin d'interpréter au mieux les résultats des analyses, il faut pouvoir observer et étudier de façon fiable les événements pluvieux. Si le choix des événements et le lancement des protocoles de campagne de prélèvement se font sur la base des prévisions météorologiques, l'analyse pluviométrique réelle des événements s'est fait principalement selon une double mesure :

- Un pluviomètre à pesée intégré dans une station météorologique située sur le toit du bâtiment du laboratoire (distance maximale aux sites décentralisés ≈ 300 m) travaillant avec un pas d'acquisition de 2 min. Ce dispositif a malheureusement été démonté en cours de programme car le toit du bâtiment a fait l'objet d'une réfection complète dans le cadre du plan Campus.
- Un pluviomètre à pesée géré par la métropole et situé à proximité du site (Cf. Figure 2.6, distance ≈ 1 km) travaillant avec un pas d'acquisition de 6 min. L'utilisation de ce pluviomètre n'est pas non plus anodine car il est géré et entretenu de la même manière que celui se trouvant à proximité du bassin de Django Reinhardt, toujours dans l'optique d'une concordance des données pour comparaison.

1.6.3 Principe de mesure des flux d'eau et de micropolluants sur le site centralisé Django Reinhardt

Le bassin centralisé de Django Reinhardt est un site de l'OTHU qui a été rénové en 2017 et instrumenté de longue date. Walcker et al. (2018) font une présentation détaillée de la nouvelle installation et mettent en exergue les apports de la nouvelle instrumentation. Le dispositif est néanmoins basé sur les mêmes principes que ceux qui ont été utilisés dans la thèse de Christel Sébastien (2013) dont les résultats ont servi à compléter la base de données de concentrations et masses en micropolluants.

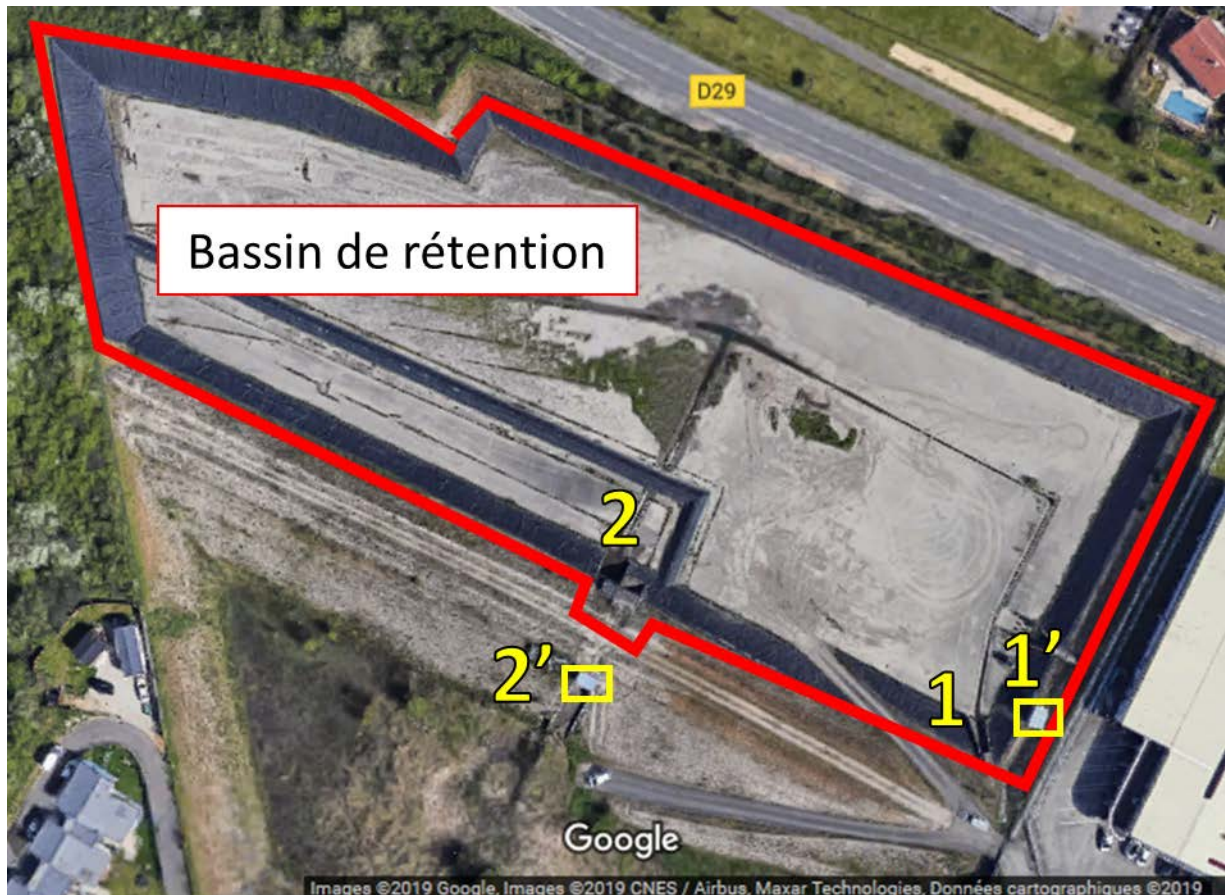


Figure 2.19 : Vue aérienne du bassin de rétention et emplacement de 1/ l'entrée du bassin de rétention (conduite d'arrivée du réseau séparatif alimentant le bassin de rétention), 2/ la sortie du bassin de rétention (conduite évacuant l'eau depuis le bassin de rétention vers le bassin d'infiltration adjacent) et leur bungalow de mesures respectif (1' et 2').

1.6.3.1 Métrologie des débits

En entrée du bassin de rétention : le raccordement au réseau d'eau pluvial se fait par une conduite en $\Phi 1600$. La mesure de débit se fait par corrélation hauteur/vitesse acquise au pas de temps de 2 minutes. La mesure de hauteur d'eau est faite par une sonde radar Vegapuls 61 [VEGA] ; la mesure de vitesse est faite par une sonde radar Raven-eye®.

En sortie du bassin de rétention : comme pour l'entrée, les mesures de débit à l'exutoire du bassin sont réalisées en canalisation. La canalisation de sortie est une canalisation circulaire en $\Phi 600$ placée en aval de la régulation (hydroslide à 350 L/s). Le débit est mesuré par une corrélation hauteur/vitesse acquise au pas de temps de 2 minutes grâce un capteur multitâches Flopro série 3 [MACE] qui mesure la hauteur d'eau en conduite par une mesure piézométrique et la vitesse par une sonde doppler intégrée (Figure 2.20). Les mesures de débits effectuées depuis de nombreuses années laissent cependant penser que la régulation se fait plutôt autour de 500 L/s.



Figure 2.20 : Capteur Flopro Série 3 [MACE] assurant la mesure de débit dans la conduite d'évacuation des eaux du bassin de rétention Django Reinhardt (sortie)

Ainsi les volumes d'eau en entrée et en sortie du bassin de retenue lors d'un évènement sont donnés par :

$$V_e^{DjR} = \sum_{i=1}^{ne} Q_{ei} \cdot \Delta t$$

$$V_s^{DjR} = \sum_{i=1}^{ns} Q_{si} \cdot \Delta t$$

V_e^{DjR} , V_s^{DjR} : volume d'eau en entrée du bassin de rétention calculé (exutoire du bassin versant) et volume d'eau en sortie du bassin de rétention

Q_{ei} , Q_{si} : débit à l'entrée et à la sortie du bassin de retenue au pas de temps $i \cdot \Delta t$
 ne , ns : nombre de pas de temps des hydrogrammes d'entrée et de sortie du bassin de retenue

On peut en outre caractériser les apports à l'ouvrage. Le coefficient de ruissellement du bassin versant d'apport est calculé selon l'expression suivante

$$Cr = \frac{Vr}{Vp} = \frac{Vr}{S_{Chassieu} \cdot HT}$$

C_r : coefficient volumétrique moyen de ruissellement du bassin versant d'apport à l'ouvrage à l'échelle de l'évènement

V_r : volume ruisselé à l'exutoire du bassin versant pour un évènement

V_p : volume de pluie brute pour un évènement collecté sur la surface totale du bassin versant d'apport

HT : hauteur totale précipitée pour un évènement

$S_{Chassieu}$: surface totale du bassin versant alimentant l'ouvrage de rétention et de l'ouvrage

La surface active est estimée selon le produit du coefficient de ruissellement moyen calé sur l'ensemble des mesures évènementielles (approximation linéaire des volumes ruisselés vs volumes de pluie) pour une valeur de 65,8 ha (Sun et al., 2017).

1.6.3.2 Mesures de qualité d'eau

Par temps de pluie, en entrée comme en sortie du bassin de rétention, les eaux sont pompées en continu et alimentent des bacs de mesure situés dans des bungalows. Ces bacs de mesure ont été spécialement conçus afin de permettre de bonnes mesures qualitatives des eaux (pH, conductivité, turbidité) ainsi que des échantillonnages.

1.6.3.2.1 Préleveurs et échantillonnage

Chaque bungalow de mesure comporte deux préleveurs automatiques réfrigérés (4°C) afin de permettre des analyses ponctuelles sur des échantillons. Les dispositifs de pompage sont téflonnés. Un des flaconnages est en verre (pour l'échantillonnage de la plupart des substances organiques), l'autre comprend un flaconnage en plastique pour l'analyse de métaux, le glyphosate, le glufosinate ammonium et l'AMPA.

Comme pour les sites de gestion à la source, les échantillonnages sont réalisés proportionnellement aux débits et les analyses sont faites suivant les mêmes protocoles.

1.6.3.2.2 Autres paramètres globaux

En entrée et en sortie l'instrumentation a été homogénéisée et sont enregistrées des données de :

- Conductivité par une sonde ISC 40 [Yokogawa]
- pH par une sonde FU 20 [Yokogawa]
- Turbidité par une sonde CUS 41 [Endress+Hauser]
- Température par une sonde PT100

Pour chaque échantillon une mesure de concentration en MES est également effectuée par nos soins selon le même protocole extrait de la norme NF EN 872 que pour les sites décentralisés.

1.6.3.3 Pluviométrie

Dans un souci d'homogénéité des données, l'analyse pluviométrique des évènements s'est faite par l'acquisition des données d'un pluviomètre à pesée géré par la Métropole de Lyon de la même manière que celui utilisé sur l'Ecocampus et situé à proximité du site (environ 1 km) (Figure 2.6) travaillant avec un pas d'acquisition de 6 min.

1.7 Procédures de prélèvements et méthodes analytiques

Il a été recherché un ou plusieurs laboratoires capables d'analyser à l'état de trace dans les fractions dissoute et particulaire les 59 micropolluants listés dans le Tableau 2.17 au §2.3.1.

Nous nous sommes ainsi orientés vers la recherche de laboratoires dans l'analyse des polluants prioritaires dans le domaine de l'eau. Le prestataire devait être un laboratoire d'analyses accrédité COFRAC et agréé bénéficiant au minimum des agréments de type 2, 3, 4 et 13 du MEEDDAT.

Les échantillons sont systématiquement collectés et traités par nos soins puis envoyés au(x) laboratoire(x) prestataire(s) qui réceptionne(nt), conserve(nt), conditionne(nt) et effectue(nt) les analyses chimiques sur ces échantillons. Pour assurer la qualité des analyses, le cahier des charges (listé dans l'arrêté du 27 octobre 2011 portant sur les modalités d'agrément des laboratoires effectuant des analyses dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques au titre du code de l'environnement) mentionne que le laboratoire prestataire de services décrit dans un mémoire les éléments suivants :

- La méthodologie générale utilisée pour les analyses ;
- La description des procédures qualité mises en place, dont la conservation des échantillons et la validation des méthodes analytiques et des résultats ;
- Les méthodes d'analyses utilisées ;
- Les limites de détection (LD) et de quantification (LQ), les incertitudes pour la phase dissoute et particulaire ;
- La liste des substances ou de familles de substances ne pouvant pas être analysées.

Sept laboratoires ont répondu au cahier des charges. Le but de cette recherche était de travailler avec un seul laboratoire pour l'analyse de l'ensemble des substances. Au vu des LQ proposées par l'ensemble des laboratoires et les concentrations relevées dans la littérature, aucun des sept laboratoires de prestation n'a été retenu.

Il a donc été choisi de réaliser les analyses auprès des mêmes laboratoires de recherche que ceux utilisés dans le cadre du projet ANR-INOGEV. Cela permet en outre d'assurer une bonne comparabilité avec les concentrations obtenues antérieurement dans le projet INOGEV dont nous nous servons partiellement en complément de nos données dans cette étude. Rappelons que le travail doit permettre la comparaison entre sites centralisés et décentralisés et que le site centralisé est le même que pour le projet ANR-INOGEV.

Les laboratoires partenaires sont donc :

- IFSTTAR Nantes: analyse des métaux traces
- LEESU Paris : analyse des alkylphénols, PBDE
- LMSPC-Université de Strasbourg : analyse des pesticides
- ISA Villeurbanne : analyse des HAPs

Chacune des différentes campagnes de prélèvement conduites durant l'étude a dû être prévue en amont des évènements pluvieux afin de préparer l'ensemble du matériel pour le bon déroulement de l'échantillonnage suivant les nécessités spécifiques de chacun des laboratoires.

Deux paramètres ont alors été systématiquement interrogés :

- **Les volumes nécessaires** pour réaliser les analyses des différentes familles de polluants (Tableau 2.19). Au total 8L sont nécessaires pour chaque évènement et chaque site. On trouvera en annexe les protocoles de lavage des flacons de prélèvement, le détail des méthodes analytiques utilisées par les laboratoires pour les analyses de micropolluants ainsi que le protocole de détermination des teneurs en MES.

Tableau 2.19 : Volumes nécessaires aux analyses chimiques, liste des laboratoires d'analyses

Famille de substance	Flaconnage	Volume de l'échantillon	Laboratoires	Lieux
MES	-	250 mL	DEEP/IFSTTAR	Villeurbanne / Nantes
Elements métalliques	Plastique	1 L	IFSTTAR	Nantes
HAPs	Verre ambré	1 L	ISA	Villeurbanne
Pesticides	Verre ambré	1 L	LMPC	Strasbourg
Gly/AMPA/GIA	Plastique	2 L	LMPC	Strasbourg
Alkylphénols/BPA/PBDEs	Verre ambré	2.5 L	LEESU	Paris

- **Les conditions de mise en place** des prélèvements, qui sont détaillées ci-après :

1- Le déclenchement des prélèvements se fait suivant les prévisions de pluie. La pluie doit être prévue entre la nuit de samedi à dimanche jusqu'à la nuit de mercredi à jeudi au maximum. Les échantillons devant être envoyés et reçus par les laboratoires puis conditionnés dans les 24 heures pour éviter les dégradations, il nous fallait pouvoir envoyer les échantillons pour une arrivée la plus tardive dans les laboratoires d'analyses le vendredi matin (donc un départ du campus avant le jeudi après-midi).

2- La mise en place des installations de prélèvement (préleveurs, flacons, tuyaux de prélèvement) se fait : a) dans les deux jours avant la pluie pour le site centralisé à Chassieu ou b) l'après-midi de la veille de la pluie pour les sites décentralisés de l'Ecocampus. Ces précautions sont dues à la nécessité d'exposer au minimum le matériel de prélèvement nettoyé au milieu extérieur ou à des contaminations intempestives.

Le prélèvement proportionnel au débit (/volume). Les sous-échantillons prélevés proportionnellement au débit sont dirigés vers un mono flacon (le plus inerte possible en plastique téflonné ou dans des flacons en matière prédéfinie (Verre/plastique)). Ce mono-flacon recueille une quantité d'eau suffisante pour les analyses des micropolluants et fournit un échantillon dont la concentration doit être représentative d'une concentration moyenne évènementielle. Le prélèvement complet des volumes produits peut être réalisé pour les sites à la source lorsqu'ils sont faibles. Lorsque la pluie est annoncée avec une faible hauteur suffisante pour ne pas outrepasser les capacités du bidon (16 L ou 40L suivant le site), le prélèvement se fait sans activer la centrale de prélèvement et avec un bidon téflonné.

Pour parer aux dysfonctionnements de la centrale, un bidon de récupération téflonné est systématiquement installé à l'exutoire des sites après le dispositif de métrologie pour permettre la collecte d'échantillons.

Rappelons que des blancs de l'ensemble du système de prélèvement ont été réalisés pour connaître la contamination potentielle provoquée par le système de mesure global.

La collecte d'échantillons qu'elle soit faite par prélèvement proportionnellement au débit ou par collecte incomplète dans le bidon soulève la question du taux de couverture de l'évènement (quelle partie du pollutogramme avons-nous réellement prélevé ?) :

Taux de couverture des évènements : principe

Chacun des sites étudiés dans cette thèse (Référence ASP, CSR, Tranchée, Noue, Entrée et Sortie du bassin de retenue) est instrumenté par un dispositif débitmétrique servant à l'asservissement d'un ou des préleveurs automatiques (prélèvement proportionnel au volume ou au débit suivant les sites).

L'échantillon final composé doit être représentatif au maximum de la concentration moyenne en polluant sur l'évènement. Les sources d'incertitudes sont nombreuses. Elles sont rappelées et analysées dans le contexte du temps de pluie par Rossi et al. (2011) et rappelé dans le cas de l'analyse de performances de systèmes de retenue par Sébastien (2013). Parmi celles-ci figure la mauvaise couverture des évènements essentiellement liée à l'impossibilité de prédire avec exactitude durée et quantité de pluie. Cela est complexifié par le fait que chaque site a des dynamiques différentes (assez mal connues pour les dispositifs à la source) donc des consignes de prélèvements propres.

C'est pour toutes ces raisons que nous tentons ici de mieux appréhender le contexte réel dans lequel les échantillons ont été acquis et notamment celui de la couverture de l'évènement.

Nous définissons le taux de couverture comme le ratio entre le volume au sein duquel les prélèvements ont été effectués (appelés ici volume prélevé équivalent) et le volume total écoulé :

$$T = 100.Vpe/Vtot$$

T : taux de couverture de l'évènement en pourcentage

$Vtot$: volume total mesuré à l'exutoire du système

Vpe : volume prélevé équivalent

La Figure 2.21 a) illustre le déroulement d'un prélèvement hypothétique proportionnel au débit où chaque trait noir représente le prélèvement d'un sous-échantillon. Les prélèvements s'arrêtent lorsque le remplissage du monoflacon est complet alors que l'évènement n'est pas terminé. La Figure 2.21 b) montre le volume d'eau correspondant au volume total observé par l'instrumentation (Vs) (partie en rouge + partie en jaune) et le volume prélevé équivalent observé (Vpe) (en rouge) ayant conduit à l'échantillon complet.

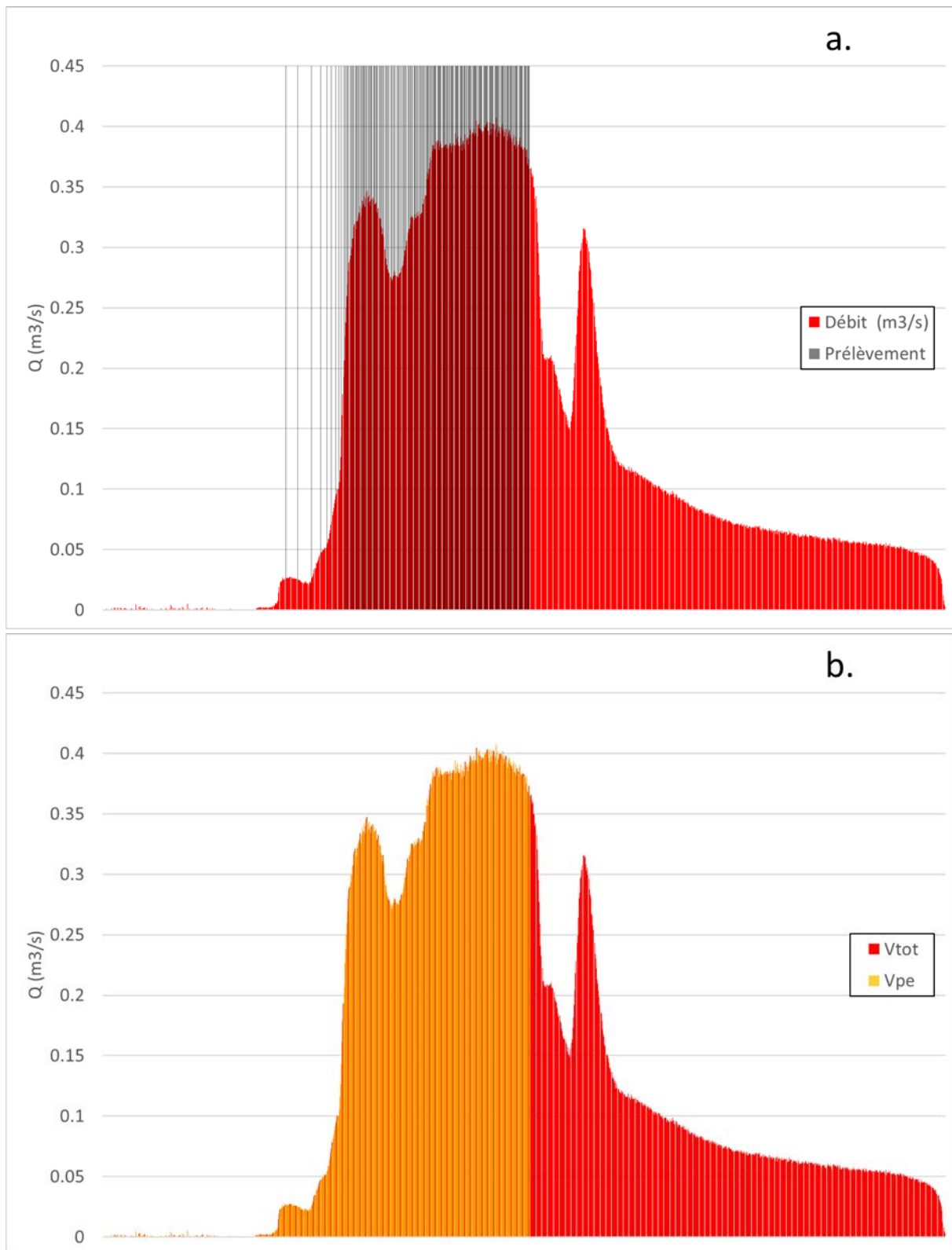


Figure 2.21 : Schémas d'illustration du principe de calcul du taux de couverture

Les taux de couverture des échantillons sont estimés différemment selon les cas de figures.

Cas 1 : les prélèvements ont fonctionné correctement selon les prévisions et l'échantillon obtenu par préleveur couvre tout ou partie de l'événement pluvieux.

Cas 2 : un aléa technique et/ ou une mauvaise prévision météorologique s'est produit. L'échantillon est alors prélevé de manière partielle dans le bidon de secours et ou par le préleveur.

Dans le cas 2, deux situations sont à différencier suivant les sites :

- Pour la CSR et la référence ASP, le remplissage du bidon se fait par le dessus. Une expérimentation a donc été menée afin de pouvoir déterminer comment la surverse se fait à l'intérieur du bidon de récupération (les évènements fournissant bien entendu plus de volume d'eau que la capacité de stockage du bidon). Ces données expérimentales permettent ainsi de déterminer grâce à une loi empirique quelle part de quelle partie de l'évènement est présente dans le bidon à la fin de la campagne et ainsi de pouvoir estimer la valeur de V_{pe} .
- Pour la noue et la tranchée le remplissage se fait par le dessous. Le choix a donc été fait d'estimer que l'eau supplémentaire arrivant au fond du bidon chasse et fait déverser l'eau présente sur le haut du bidon. Suivant cette simplification, la quantité d'eau présente dans le bidon à la fin de la campagne correspond donc systématiquement aux derniers volumes d'eau récupérés pendant la campagne.

Il se peut également de manière plus rare que la totalité des flux de sortie aient été collectés par le bidon. C'est un cas idéal. Dans ce cas le prélèvement couvre bien la totalité de l'évènement.

1.8 Méthode d'exploitation des données

Rappelons que la finalité de l'étude que nous présentons ici est de déterminer l'aptitude de différentes techniques alternatives à dépolluer les eaux de ruissellement pluvial et de les comparer entre elles. Il est possible d'évaluer une telle efficacité à plusieurs échelles différentes : i) l'échelle événementielle ou ii) sur de plus longues durées. Nous ne présenterons dans ce travail que les efficacités à l'échelle événementielle mais une analyse préliminaire sur longue durée peut être trouvée dans (Cachard, 2019).

1.8.1 Mode d'exploitation des données d'hydrologie quantitative

Chaque évènement pluvieux (EP), défini entre le début d'une pluie et la fin de la réponse du système, est caractérisé par :

- Un hyétogramme de pluie et un hydrogramme d'entrée permettant de calculer un volume entrant ou de référence dans le système et/ou dans l'ouvrage.
- Un hydrogramme de sortie ainsi que le volume sortant du système

Pour délimiter un évènement pluvieux (EP), le hyétogramme et l'hydrogramme de sortie sont tracés (sous DIAdem® - National Instrument), la cohérence et la pertinence des données sont analysées. Les critères suivants sont alors appliqués :

- Pour être considérés comme distincts, deux hyétogrammes de pluies consécutifs doivent être séparés d'une durée minimum de 10 heures de temps sec (10h étant supérieur au temps de réponse du bassin +ouvrage, permettant aux débits de sortie de devenir négligeables).
- La durée entre le début de la pluie et le début de l'hydrogramme de sortie doit être inférieure à 15 heures (durée maximisée pour être sûr d'avoir la réponse à la pluie considérée).

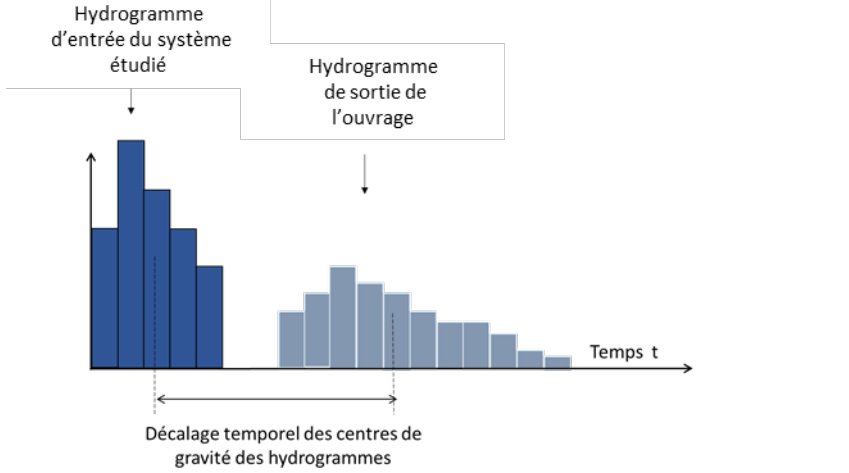
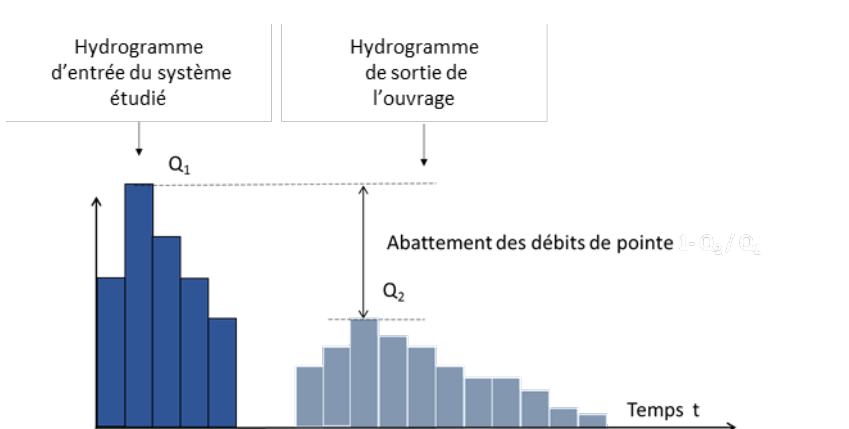
Une validation et un réajustement manuels sont finalement réalisés :

- Les pluies pour lesquelles aucun débit de sortie n'est observé ou mesuré (problèmes techniques, d'alimentation...) sur aucun des ouvrages ont été conservées dans les statistiques de pluie et les séries continues capitalisées. Leur succession dans le temps (e.g. durée de temps sec les séparant, quantités tombées avant l'EP considéré) donne une information permettant de comprendre le fonctionnement des systèmes.
- Les dates de début et de fin d'EP sont systématiquement vérifiées et corrigées si besoin.

Les mêmes protocoles sont appliqués à tous les sites.

L'abattement volumétrique, le lag-time et l'abattement des débits de pointe peuvent alors être calculés (voir Tableau 2.20 ci-après) :

Tableau 2.20 : Indicateurs hydrologiques, définitions et formulations

Indicateur	Définition
Abattement Volumétrique $\%Ab_{sys}^{vol}$ (%)	$\%Ab_{sys}^{vol} = 1 - \frac{\text{Volume d'eau sortant de l'ouvrage}}{\text{Volume d'eau entrant dans le système}}$ $= 1 - \frac{Vs}{Ve}$
Lag-time (hh :mm)	 <p>Hydrogramme d'entrée du système étudié</p> <p>Hydrogramme de sortie de l'ouvrage</p> <p>Décalage temporel des centres de gravité des hydrogrammes</p> <p>Temps t</p>
Abattement des débits de pointe $\%Ab^{Qmax}$ (%) (pas de temps 6 min)	 <p>Hydrogramme d'entrée du système étudié</p> <p>Hydrogramme de sortie de l'ouvrage</p> <p>Q_1</p> <p>Abattement des débits de pointe $1 - Q_2/Q_1$</p> <p>Q_2</p> <p>Temps t</p> $\%Ab^{Qmax} = 1 - \frac{\text{Débit maximum à l'exutoire de l'ouvrage}}{\text{Débit maximum à l'entrée du système}}$ $= 1 - \frac{Q_2}{Q_1}$

V_s est le volume sortant des systèmes calculés à partir des données de débitmétrerie à l'exutoire des ouvrages

V_e est le volume entrant (ou volume d'apport) qui alimente l'ouvrage

Q_1 est le débit maximum événementiel mesuré à l'entrée du système $Q_{e,max}$

Q_2 est le débit maximum événementiel mesuré à la sortie des ouvrages $Q_{s,max}$

1.8.2 Mode d'exploitation et validation des données en matière de pollution

L'organigramme présenté en Figure 2.22 indique l'ensemble des étapes de validation des données de pollution avant leur utilisation. Les numéros correspondent aux différentes étapes explicitées ci-après.

1.8.2.1 Les concentrations

Les laboratoires d'analyses nous fournissent des **concentrations** en micropolluants.

Quels que soient les points de prélèvement et d'échantillonnage, pour les métaux et metalloïdes, une concentration (en $\mu\text{g/L}$) du polluant en phase dissoute CME_d et particulaire CME_p sont mesurées. La concentration totale CME_t est déduite :

$$CME_t = CME_d + CME_p$$

Pour les autres micropolluants, sont données les concentrations en phase dissoute (ng/L ou $\mu\text{g/L}$) ainsi que la teneur du polluant considéré sur les particules τ_p ($\mu\text{g/g}$) (voir zone #1 Figure 2.22). Les laboratoires fournissent également les concentrations de matières en suspension (MES). La concentration particulaire est ainsi donnée par :

$$CME_p = \tau_p \cdot CME_{MES}$$

Avec CME_t : Concentration moyenne événementielle totale en $[\mu\text{g/L}$ ou $\text{ng/L}]$

CME_d : Concentration moyenne événementielle en phase dissoute en $[\mu\text{g/L}$ ou $\text{ng/L}]$

CME_p : Concentration moyenne événementielle en phase particulaire en $[\mu\text{g/L}]$

CME_{MES} : Concentration moyenne événementielle en MES en $[\text{g/L}]$

τ_p : Teneur du polluant sur les particules en $[\mu\text{g/g}$ ou $\text{ng/g}]$

Suite à l'obtention des concentrations brutes fournies par les laboratoires d'analyse, une validation automatique avec vérification manuelle des données est conduite afin de pouvoir travailler sur des valeurs de concentrations en phase totale, dissoute et particulaire.

Il est à noter que, pour une question d'homogénéité des données avec d'autres projets français (Matriochkas et Roulépur), lorsque les résultats bruts des laboratoires nous indiquent une présence de polluants inférieure à la limite de détection ($< \text{LOD}$) ou inférieure à la limite de quantification ($< \text{LOQ}$) les valeurs de concentrations attribuées à ces échantillons seront respectivement égales à LOD et à $\text{LOQ}/2$ et ce, dans le but de pouvoir procéder à un calcul d'abattement quantifiable lorsque cela est possible (voir zone #2 Figure 2.22).

Ces concentrations sont ensuite comparées aux blancs de mesure effectués sur les dispositifs de mesure.

Si la différence des deux concentrations (concentration de l'échantillon et concentration du blanc) n'est pas quantifiable ($< \text{LOQ}$), nous estimons que la contamination mesurée n'est pas significative et peut être due au dispositif métrologique. Les valeurs de concentrations en phase totale, dissoute et particulaire sont alors prises égales à zéro pour le reste de l'étude (voir zone #3 Figure 2.22).

Si $|CME_t - C_{blancs}| < LOQ$

alors $CME_t = 0$

sinon CME_t est prise égale à la valeur donnée par le laboratoire d'analyse CME_t

CME_t : concentration moyenne événementielle brute en phase totale fournie par le laboratoire pour la sortie d'un ouvrage et pour un polluant donné en [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]

C_{blancs} : concentration totale obtenue pour les blancs correspondant au point de mesure pour un polluant donné en [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]

LOQ : limite de quantification de concentration totale en sortie d'ouvrage pour un polluant donné en [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L].

Notons enfin que nous comparerons les concentrations aux valeurs de NQE (*Normes de Qualité Environnementale*).

L'Ineris rappelle que « Les Normes de Qualité Environnementale (NQE) sont définies dans le contexte réglementaire de la Directive Cadre sur l'Eau, ou DCE (2000/60/EC), qui établit une politique communautaire pour la gestion des eaux intérieures de surface, des eaux souterraines, des eaux de transition (eaux estuariennes) et des eaux côtières, afin de prévenir et de réduire leur pollution, de promouvoir leur utilisation durable, de protéger leur environnement, d'améliorer l'état des écosystèmes aquatiques et d'atténuer les effets des inondations et des sécheresses. »

Elles ne sont bien évidemment pas applicables aux rejets de temps pluie tels que nous les abordons dans cette thèse et les NQE n'en constituent pas des normes de rejets. Nous les utilisons ici pour servir à qualifier des niveaux de pollution. L'idée étant que si les rejets sont inférieurs aux NQE alors lorsqu'ils seront intégrés au milieu aquatique ils ne constitueront pas à eux seuls la source de pollution du milieu. Nous les utilisons donc qualitativement pour donner une idée des ordres de grandeur des niveaux des micropolluants.

Les valeurs ainsi utilisées pour les substances « prioritaires et prioritaires dangereuses » de la DCE sont celles des Normes de Qualité Environnementales réglementaires applicables dans les eaux de surfaces intérieures et visant la protection de l'environnement et de la santé humaine.

Pour les « polluants spécifiques de l'état écologique » de l'Arrêté du 17 Octobre 2018 ce sont les Normes de Qualité Environnementale¹⁴ réglementaires applicable dans les eaux de surface intérieures et visant la protection de l'environnement uniquement.

¹⁴ Pour les PSEE les NQE peuvent également être désignées en tant que QSeco, soit les valeurs intégratrices des mêmes objectifs de protection que les NQE, hors santé humaine.

A défaut d'une des deux valeurs précédentes, la valeur de la Norme de Qualité Environnementale réglementaire applicable dans les eaux de surface côtières et de transition et visant la protection de l'environnement et de la santé humaine sera utilisée si elle existe.

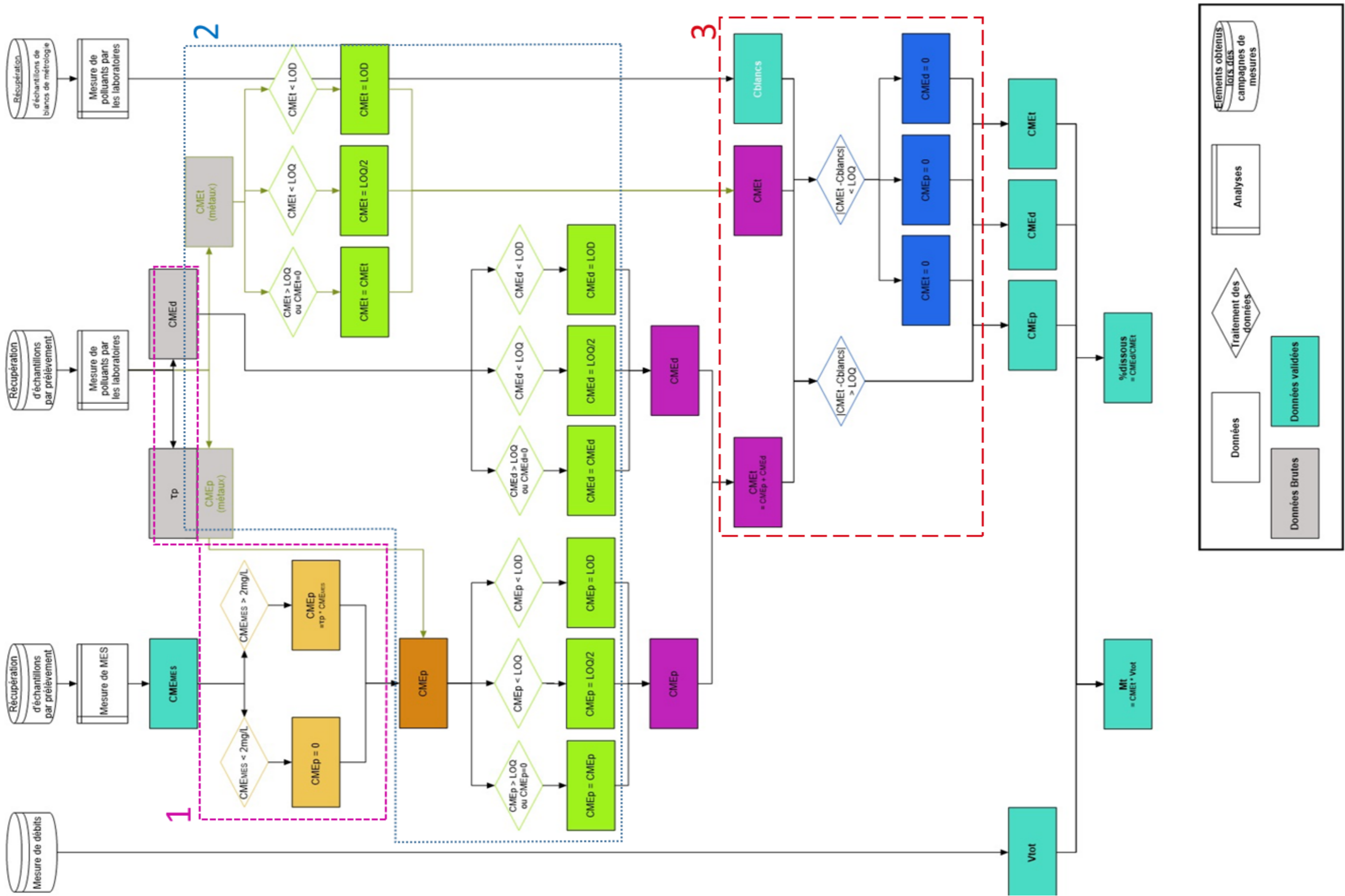


Figure 2.22 : Organigramme de prétraitement des données obtenues avant exploitation des résultats

1.8.2.2 Les masses

Les flux de micropolluants à l'exutoire des systèmes ne peuvent malheureusement pas être mesurés de façon directe. Il est nécessaire pour obtenir les masses de micropolluants effectivement rejetées de coupler les concentrations aux volumes d'eaux transités. On obtient alors les masses M :

$$M = CME \cdot V$$

Avec M : masse moyenne événementielle au point d'observation

CME : concentration moyenne événementielle au point d'observation pour un polluant donné

V : volume d'eau transité au point d'observation durant l'ensemble de l'évènement pluvieux

Afin de permettre une comparaison inter-sites, les masses utilisées sont des **masses moyennes événementielles normées par rapport aux surfaces actives** (Sa) des sites (masses moyennes événementielles par m^2 de Sa) :

$$MSa = \frac{M}{Sa} = \frac{CME \cdot V}{Sa}$$

Avec MSa : masse moyenne événementielle par m^2 de surface active rejetée au point d'observation

Sa : surface active du bassin versant (parking + ouvrage pour les sites à la source, bassin versant de Chassieu drainé par le réseau séparatif pour le site Django Reinhardt).

1.8.2.3 Les efficacités

L'efficacité en termes de concentration que ce soit en dissous, total ou particulaire pour un micropolluant donné est exprimée par :

$$E_c = \frac{CME_{ref} - CME_s}{CME_{ref}}$$

CME_{ref} : Concentration moyenne événementielle en phase totale, dissoute ou particulaire des effluents de ruissellement mesurée sur la référence (provenant de l'entrée du bassin de rétention pour le système centralisé ou issus du parking traditionnel qui sert de référence pour les sites décentralisés)

CME_s : Concentration moyenne événementielle en phase totale, dissoute ou particulaire des effluents en sortie d'ouvrage

L'efficacité en termes de masse que ce soit en dissous, totale ou particulaire pour un polluant donné est exprimée par :

$$E_m = \frac{MSa_{ref} - MSa_s}{M_{ref}}$$

$$\Leftrightarrow E_m = \left[\left(\frac{CME_{ref} \cdot V_{ref}}{Sa_{ref}} \right) - \left(\frac{CME_s \cdot V_s}{Sa_s} \right) \right] / \left[\frac{CME_{ref} \cdot V_{ref}}{Sa_{ref}} \right]$$

MSa_{ref} : Masse événementielle au m^2 de surface active en phase totale, dissoute ou particulaire en [$\mu g/m^2$ actif ou ng/m^2 actif] des effluents issus des « entrées » des systèmes (entrée du bassin de rétention ou parking traditionnel qui sert de référence)

MSa_s : Masse événementielle au m^2 de surface active en phase totale, dissoute ou particulaire en [$\mu g/m^2$ ou ng/m^2] des effluents en sortie d'ouvrage

V_{ref} : Volume d'eau événementiel issu du ruissellement de référence (provenant de l'entrée du bassin de rétention pour le système centralisé ou issu du parking traditionnel qui sert de référence pour les sites décentralisés)

V_s : Volume d'eau événementiel en sortie d'ouvrage

Sa_{ref} : surface active du bassin versant alimentant le site de référence (du bassin versant alimentant le bassin de rétention ou parking traditionnel qui sert de référence pour autres sites)

Sa_s : surface active du bassin versant alimentant l'ouvrage considéré

1.8.2.4 Principe de comparaison inter-sites des indicateurs

L'objet de la comparaison est d'étudier les niveaux de concentrations, de masses des effluents des différents sites d'observation afin de pouvoir évaluer leur qualité. Dans une optique de comparaison inter-sites, des tests statistiques sont effectués sur les distributions de données afin d'étudier si chaque grandeur étudiée appartient à la même population statistique. Le tableau ci-dessous donne en fonction de nos objectifs d'étude les tests réalisés.

Tableau 2.21 : Tests statistiques effectués en fonction des objectifs recherchés

Objectif d'étude / hypothèse testée	Test réalisé	Grandeurs (variables testées)	Sites concernés
Existe-t-il un effet d'échelle sur les apports entre systèmes centralisé et décentralisés ?	Wilcoxon-Mann-Whitney	Concentrations en polluants (Ct, %dissoute) Masses au m ² actif	DjR Entrée - Asphalte
Existe-t-il un effet d'échelle sur les rejets entre systèmes centralisé et décentralisés ?	Kruskall-Wallis		DjR Sortie – CSR - Tranchée - Noue
Existe-t-il des résultats significativement différents entre les des ouvrages de gestion décentralisés ?	Kruskall-Wallis		CSR - Tranchée - Noue
Existe-t-il des résultats significativement différents entre les ouvrages de gestion décentralisés pris deux à deux ?	Wilcoxon-Mann-Whitney		CSR-Tranchée ; CSR- Noue ; Tranchée-Noue

Le test de Wilcoxon-Mann-Whitney, est un test statistique non paramétrique portant sur les rangs et qui permet de tester s'il y a une différence statistiquement significative entre les distributions de deux populations. Pour deux populations A_1 et A_2 , l'hypothèse nulle que l'on teste peut s'exprimer sous la forme :

$H_0 [(A_1) = (A_2)]$: les distributions de concentrations ne sont pas significativement différentes statistiquement
contre $H_1 [(A_1) \neq (A_2)]$

Le test de Kruskal-Wallis est la généralisation du test précédent pour un nombre de populations supérieur ou égal à 3. L'hypothèse nulle testée pour k populations $A_i, i \in [1 ; k]$ peut être écrite comme étant

$H_0 [(A_1) = (A_2) = \dots = (A_k) = (A)]$: les distributions de concentrations ne présentent pas de différences statistiquement significatives les unes par rapport aux autres
contre $H_1 [(A_i) \neq (A)]$ pour au moins un i

Dans notre cas, le rejet de l'hypothèse H_0 indique que les distributions des concentrations pour plusieurs sites sont significativement différentes statistiquement.

Si le test rejette l'hypothèse H_0 à un seuil de signification donné (que nous avons fixé à de 5%) (i.e. $Pvalue \leq 0.05$), alors les distributions sont jugées significativement différentes au seuil de 5%.

L'utilisation de ces deux tests est principalement justifiée dans notre étude car ils sont non paramétriques : ils ne nécessitent pas d'hypothèses particulières sur les grandeurs (hypothèse de normalité des distributions par exemple).

1.9 Récapitulatif des calculs des indicateurs

Tableau 2.22 : Récapitulatif des calculs des différents indicateurs hydrologiques et en termes de gestion des micropolluants

Performance	Indicateur	Calcul		Entrée	Sortie
Hydrologique	Abattement des débits de pointes	$\%Ab^{Qmax} = 1 - \frac{Q_s^{max}}{Q_e^{max}}$	Sites décentralisés	Débit maximum d'entrée du système (parking + ouvrage) calculé à partir des données de pluie : Pour la CSR $Q_e^{max CSR} = S_1^{CSR} \cdot Im^{max}$ Pour la noue et tranchée $Q_e^{max N,T} = (S_1^{N,T} + S_2^{N,T}) \cdot Im^{max}$	Débit maximum mesuré en sortie des systèmes (Noue, Tranchée, CSR, DjR Sortie) : Q_s^{max}
			Site centralisé	Débit maximum mesuré à l'entrée du bassin : $Q_e^{max DjR}$	
	Abattement volumétrique du système (parking + ouvrage)	$\%Ab_{sys}^{vol} = 1 - \frac{V_s}{V_e}$	Site décentralisés	Volume de pluie alimentant le système : Pour la CSR $V_e^{CSR} = HT \cdot S_1^{CSR}$ Pour la noue et tranchée $V_e^{N,T} = HT \cdot (S_1^{N,T} + S_2^{N,T})$	Volume d'eau en sortie des systèmes (Noue, Tranchée, CSR, DjR Sortie) calculé à partir des données débitométriques : $V_s = \sum_{i=1}^{ns} Q_s(t) \cdot \Delta t$
			Site centralisé	Volume d'eau à l'entrée du bassin calculé à partir des données débitométriques et volume de pluie alimentant l'ouvrage de rétention : $V_e^{DjR} = \sum_{i=1}^{ne} Q_e^{DjR}(t) \cdot \Delta t + S_1^{DjR} \cdot HT$	

Performance	Indicateur	Calcul		Entrée	Sortie
Hydrologique	Lag time	$LT = t_e^{CdG} - t_s^{CdG}$	Sites décentralisés	Centre de gravité de l'hydrogramme obtenu à partir des données de pluie : $t_e^{CdG(Qe)}$	Centre de gravité de l'hydrogramme de débit en sortie des systèmes (Noue, Tranchée, CSR, DjR Sortie) : $t_s^{CdG(Qs)}$
			Site centralisé	Centre de gravité de l'hydrogramme de débit à l'entrée du bassin : $t_e^{CdG(Qe)}$	
En termes de gestion des micropolluants	Efficacité en concentration moyenne évènementielle en micropolluants	$E_c = \frac{CME_e - CME_s}{CME_e}$		Concentration moyenne évènementielle en micropolluants à l'entrée du bassin ou en sortie de référence Asphalté : CME_s^{ASP} CME_e^{DJR}	Concentration moyenne évènementielle en micropolluants en sortie des systèmes (Noue, Tranchée, CSR, DjR Sortie) : CME_s
	Masse par m ² de Surface active	MSa		Flux de micropolluants en entrée du bassin ou en sortie de référence Asphalté :	Flux de micropolluants en sortie des systèmes (Noue, Tranchée, CSR, DjR Sortie) :
	Efficacité en flux de micropolluants	$E_m = \frac{MSa_e - MSa_s}{MSa_e}$		$MSa_s^{ASP} = \frac{CME_s^{ASP} \cdot V_s^{ASP}}{Sa^{ASP}}$ $MSa_e^{DJR} = \frac{CME_e^{DJR} \cdot V_e^{DJR}}{Sa^{DJR}}$	$MSa_s = \frac{CME_s \cdot V_s}{Sa}$

Avec :

$\%Ab^{Qmax}$	Abattement du débit de pointe [%]
$\%Ab_{sys}^{vol}$	Abattement volumétrique du système (parking + ouvrage) [%]
CME	Concentration moyenne évènementielle observée [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]
CME_{MES}	Concentration moyenne évènementielle en MES [mg/L]
CME_e ou CME_{ref}	Concentration moyenne évènementielle pour les références correspondant aux « entrée » des systèmes (entrée du bassin de rétention ou exutoire du parking traditionnel de référence) [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]
CME_s	Concentration moyenne évènementielle à l'exutoire de chaque ouvrage [$\mu\text{g/L}$ ou ng/L]
Cr	Coefficient d'apport (coefficient volumétrique de ruissellement sur les zones de parking) [%]
E_c	Efficacité en termes de concentrations [%]
E_m	Efficacité en termes de masse [%]
HT	Hauteur de pluie précipitée [mm]
LT	Lag-time du système (parking + ouvrage) défini comme la différence temporelle entre le centre de gravité de l'hydrogramme issu de la pluie brute et le centre de gravité de l'hydrogramme de sortie du système (parking + ouvrage) [min]
MSa	Masse moyenne évènementielle normée par rapport à la surface active du système considéré [$\mu\text{g/m}^2$ ou ng/m^2]
MSa_e ou MSa_{ref}	Masse moyenne évènementielle au m^2 de surface active en phase totale, dissoute ou particulaire en [$\mu\text{g/m}^2$ actif ou ng/m^2 actif] des effluents issus des références correspondant aux « entrées » des systèmes (entrée du bassin de rétention ou parking traditionnel de référence) [$\mu\text{g/m}^2$ ou ng/m^2]
MSa_s	Masse moyenne évènementielle au m^2 de surface active en phase totale, dissoute ou particulaire d'un micropolluant donné en sortie des systèmes [$\mu\text{g/m}^2$ ou ng/m^2]
ne	Nombre de pas de temps d'un hydrogramme dit d' « entrée »
ns	Nombre de pas de temps d'un hydrogramme de sortie
Q_i	Débit au pas de temps $i.\Delta t$ [L/h]
Qe_i	Débit au pas de temps $i.\Delta t$ en « entrée » des systèmes [L/h]
Qs_i	Débit au pas de temps $i.\Delta t$ en sortie des systèmes [L/h]
Q_e^{max}	Débit maximal observé pour un évènement sur l'hydrogramme d' « entrée » [L/h]
Q_s^{max}	Débit maximal observé pour un évènement sur l'hydrogramme de sortie [L/h]
S	Surface totale du bassin versant considéré [m^2]
S₁	Surface de l'ouvrage considéré [m^2]
S₂	Surface de la zone de ruissellement du système étudié (issue du parking sans considérer l'ouvrage) [m^2]
S_{2a}	Surface de la zone de ruissellement du parking du site noue d'apport [m^2]
Sa	Surface active [m^2]
V_e	Volume d' « entrée »/d'apport dans les systèmes (volume à l'entrée du bassin de rétention ou volume de pluie directe sur l'ouvrage CSR ou volume de pluie directe sur l'ouvrage et ruissellement issu des parkings pour la tranchée et la noue) [L]
V_{ref}	Volume d'eau évènementiel issu du ruissellement de référence (provenant de l'entrée du bassin de rétention pour le système centralisé ou issus du parking traditionnel qui sert de référence pour les sites décentralisés) [L]

V_s	Volume d'eau en sortie de système [L]
V_p	Volume de pluie brute tombé sur l'ensemble du bassin versant du site considéré [L]
V_r	Volume ruisselé (à partir des mesures sur le site noue d'apport) [L]
τ_p	Teneur en polluant sur les particules, équivalent à une concentration particulaire sur la partie solide de l'échantillon [ng/g]

Partie III : Résultats

1.1 Comportement et performances hydrologiques des systèmes

1.1.1 Caractéristiques des pluies

Sur la période d'avril 2016 à décembre 2018, respectivement 141 et 127 pluies ont été exploitées sur les sites à la source et sur le site centralisé. La Figure 3.23 présente la distribution cumulée des deux bases de données. Pour les 141 événements des sites à la source, les hauteurs précipitées vont de 0.6 mm à 52.6 mm. La gamme des hauteurs précipités pour les 127 événements observés sur le site centralisé à Chassieu est [2mm ; 24mm].

La distribution statistique des hauteurs de pluie observée sur les sites de l'Eco-campus sur la période d'avril 2016 à janvier 2019 est représentative de celle sur la période de novembre 2013 à janvier 2019 (test de Wilcoxon validé – seuil de 5%) sur la même gamme de hauteurs précipitées mais pas sur l'ensemble de la gamme des hauteurs de pluie. La distribution statistique des hauteurs de pluie sur la même période pour les 127 événements du site centralisé DjR à Chassieu ([2 mm ; 24 mm]) n'est quant à elle pas représentative de la distribution des hauteurs de pluie sur la période de novembre 2013 à janvier 2019 (test de Wilcoxon rejeté – seuil de 5%) ni sur la même gamme de hauteurs précipitées ni sur l'ensemble de la gamme de hauteur de pluie. En observant les données pluviométriques sur la gamme [2mm ; 24mm] on se rend compte que la période 2013-2019 a été plus pluvieuse que la période 2016-2019. En effet, on constate que le percentile Q90 de la distribution des pluies observées sur la période 2016-2018 correspond à une hauteur précipitée de 7mm, alors que cette hauteur ne reflète que le percentile Q50 de la distribution des pluies sur la période 2013-2019. La courte base de données pluviométriques entre novembre 2013 et janvier 2019 utilisée est celle accessible dont les résultats sont acquis dans le même contexte que nos mesures. L'ensemble des résultats est à considérer dans ce contexte de distributions des pluies.

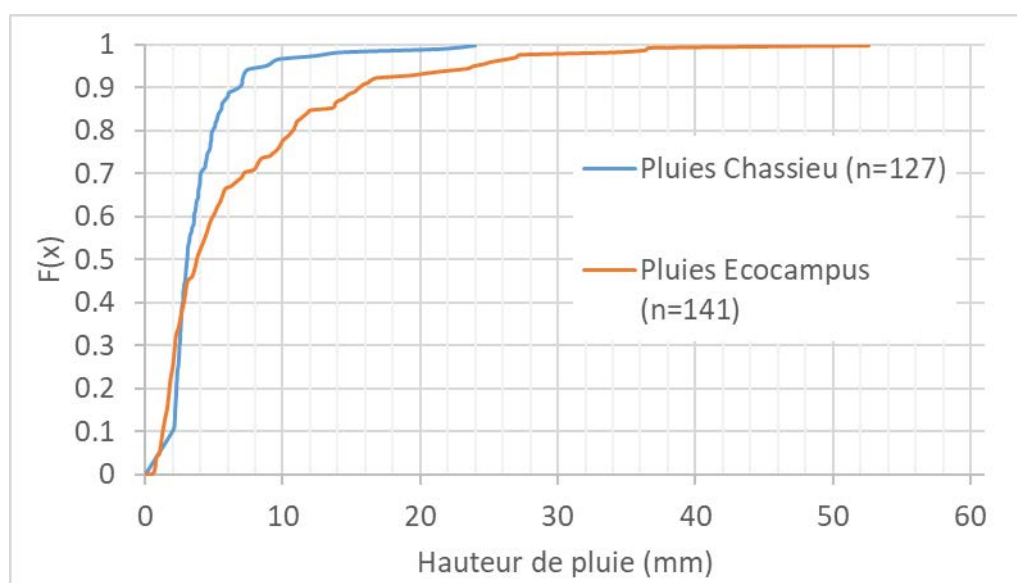


Figure 3.23 : Distribution cumulée des hauteurs de pluie (mm) enregistrées depuis avril 2016 sur l'EcoCampus et sur le bassin versant de Chassieu.

1.1.2 Caractéristiques des évènements pluvieux (EP)

Un évènement pluvieux (EP) considéré ici est délimité par le début d'une pluie et la fin de la décroissance du débit à l'exutoire du système étudié (obtenue à partir du hyétogramme de pluie et de l'hydrogramme de sortie du système considéré).

Sur la période d'avril 2016 à décembre 2018, les hydrogrammes de sortie ne sont pas disponibles pour toutes les pluies enregistrées (problème d'instrumentation, dysfonctionnement, alimentation capricieuse, etc.). Ainsi, pour les systèmes munis de la noue et la tranchée, 106 EP sont analysables dont respectivement 68 et 55 correspondent à des volumes de sortie nuls. Pour la CSR, 49 EP sont enregistrés. Peu de données de débit de ruissellement sur la noue d'apport existent (instrumentation défectueuse et colmatage des caniveaux) et seulement 16 EP ont pu être qualifiés. Sur la référence ASP, 38 EP sont analysables.

Les 127 pluies enregistrées sur la période sur le site centralisé DjR de Chassieu ont été qualifiées par des hydrogrammes en entrée et sortie de bassin de rétention.

1.1.3 Résultats

L'ensemble des résultats évènementiels est donné au Tableau 3.23. Les performances des systèmes à source sont comparées entre elles et avec la zone de référence qui est la chaussée traditionnelle imperméable classique (référence ASP). La répartition statistique des abattements volumétriques est détaillée sur la Figure 3.24.

Le Tableau 3.23 montre que la noue et la tranchée ont des abattements volumétriques très élevés liés à de très faibles volumes de sortie. La noue et la tranchée abattent en moyenne respectivement 98% ($\pm 6\%$) et 96% ($\pm 8.5\%$) de l'eau reçue par le système (parking+ouvrage). A noter que respectivement 64% et 52% des évènements pluvieux n'ont pas donné lieu à un écoulement à l'exutoire de la noue et la tranchée, expliquant les médianes à 100%.

La CSR présente des abattements volumétriques très hétérogènes (Cf. Figure 3.24) : en médiane/moyenne 54% avec un écart type de 27%. La forte variabilité de ces résultats fait que le volume de réponse au m² fourni par la chaussée réservoir ne présente pas de différence statistique significative avec celui observé à l'exutoire de la référence ASP (validation par test de Wilcoxon au seuil de 5%). Cette forte variabilité traduit une forte sensibilité de la performance en termes d'abattement de volumes.

A noter que les pluies de moins de 15 mm sont interceptées à 99%, 98% et 58%, respectivement par la noue, la tranchée et la CSR, contre 41% pour la référence ASP, démontrant la très bonne performance de la noue et la tranchée pour ce type de pluies, et la pertinence de leur implémentation dans le tissu urbain lyonnais aux yeux d'une éventuelle réglementation de la métropole imposant une condition de pertes initiales de 15 mm.

On constate, en revanche, que l'abattement volumétrique du bassin de rétention est très faible, en moyenne 2%, ce qui indique que les volumes entrants sont quasi identiques aux volumes rejetés. Des pertes peuvent aussi se produire par évaporation ou rétention permanente dans des flaques liées à un fond de forme irrégulier.

Tableau 3.23 : Indicateurs hydrologiques et hydrauliques : médianes, moyennes et écart-types.

EP analysables	Noüe				Tranchée				CSR				DjR S			
	106			n	106			n	49			n	127			n
	63%				52%				2%				0%			
% d'EP sans volume de sortie	med.	moy.	σ	med.	moy.	σ	med.	moy.	σ	med.	moy.	σ	med.	moy.	σ	
Abattement volumétrique (%)	100.0%	98.2%	5.9%	106	100.0%	95.8%	8.5%	131	54.5%	54.1%	27.2%	48	1.8%	2.0%	1.1%	127
Lag-time (heure)	3:50	5:28	5:24	38	1:24	2:32	3:04	49	5:14	7:19	6:28	47	5:14	5:05	2:17	127
Abattement débits de pointe (%)	100%	99%	2%	106	100%	95%	9%	106	88%	80%	27%	48	80%	76%	13%	127

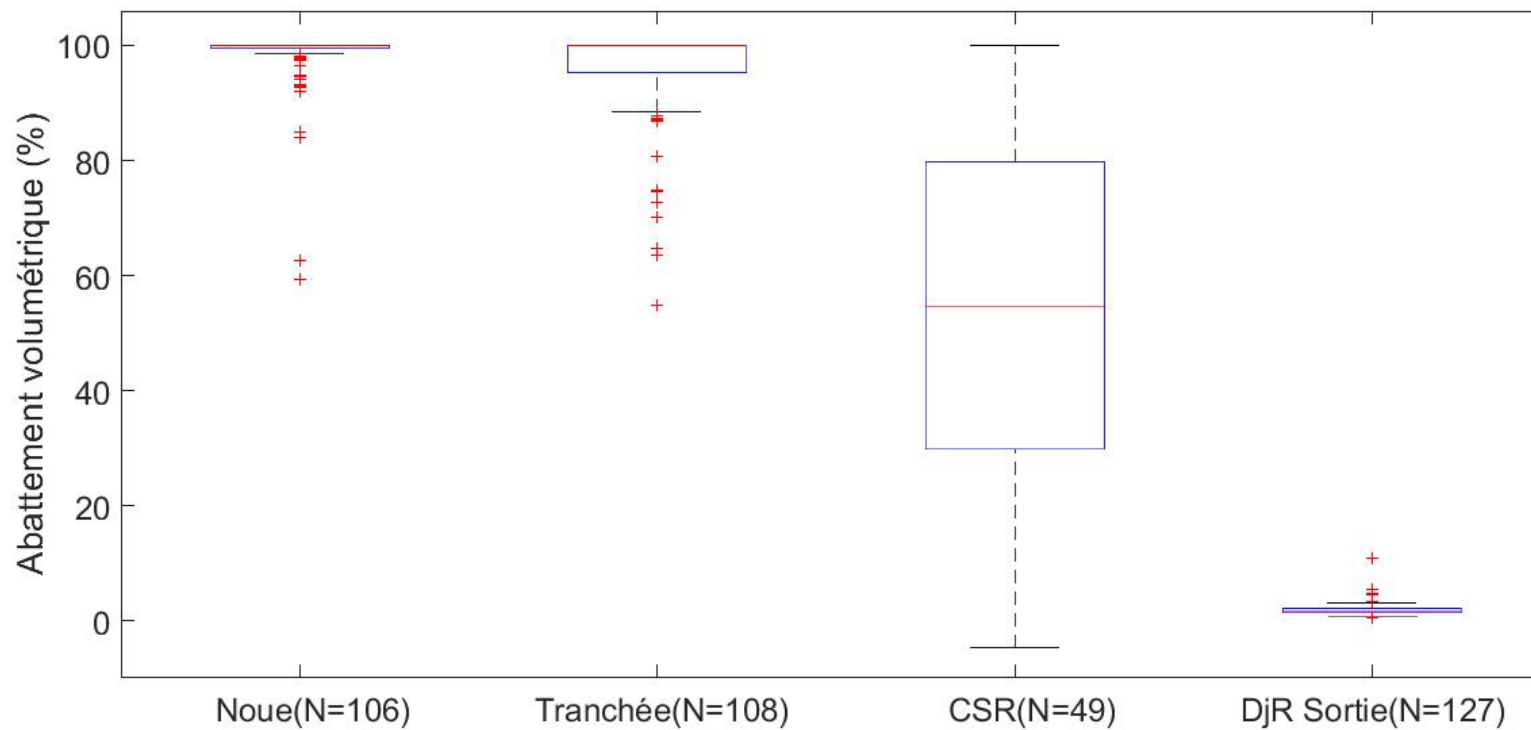


Figure 3.24 : Abattement volumétrique (%) des systèmes étudiés pour les N évènements pluvieux analysables.

Ces systèmes de gestion à la source de type noue et tranchée sont également efficaces pour écrêter les débits de pointe : en effet, en moyenne 99% ($\pm 2\%$) et 95% ($\pm 9\%$) des débits de pointe (pas de temps : 6 min) sont abattus respectivement pour la noue et la tranchée. Ces systèmes retardent aussi les écoulements : en moyenne on observe environ 5h30 de lag-time pour le système noue et 2h30 pour le site avec la tranchée lorsqu'il y a une réponse des systèmes ; ces durées sont donc très largement sous-estimées étant donné que pour les 64 et 52% des EP (respectivement pour la noue et la tranchée) pour lesquels les volumes sortants sont nuls, les lag-times sont infinis.

Si la CSR abat moins les volumes que la noue et la tranchée, elle permet en revanche de retarder et écrêter les débits de pointe. Le lag-time est en effet de 7h20 en moyenne ; 80% des débits de pointe sont abattus par la CSR¹⁵.


Le système centralisé démontre une très bonne capacité à limiter les débits de pointe, avec un abattement moyen supérieur à 75%. La régulation en sortie de bassin joue donc bien son rôle, tant sur les débits de pointe que le retardement de l'écoulement, avec un lag-time moyen d'environ 5h.

- ⇒ Nous avons pu observer ici que, conformément aux résultats d'autres études déjà menées, les systèmes de gestion des rejets urbains de temps de pluie à la source régulent grandement les flux d'eaux, retardent les écoulements, favorisant ainsi la rétention, ou l'infiltration ou même l'absorption (rappelons ici que nos dispositifs sont étanchés pour des raisons expérimentales) et écrètent les débits de pointe. La constitution même des substrats permettent donc déjà des abattements de volumes et de débits très intéressants dont les performances seraient décuplées si les ouvrages étaient complètement infiltrants. Il en est de même pour le bassin de rétention pour lequel nos résultats concordent bien avec ceux déjà obtenus dans le cadre des suivis de l'OTHU : le bassin de rétention abat très peu les volumes (Gonzalez-Merchan, 2012; Sébastien, 2013) mais limite les débits de pointes à 500 L/s (et non à 350 L/s comme indiqué lors des précédentes études).

¹⁵ Notons que la zone ASP qui constitue notre zone d'apport présente un lag-time de 50 min et un abattement de débits de pointe de 30%.

Tableau 3.25 : Récapitulatif des prélèvements réalisés pendant le projet INOGEV (Sébastien, 2013)

Campagnes	Dates	Django-Reinhardt											
		MVS	COD	OrgC	ETM I	ETM II	PAH	AP	PBDE	Pest I	Pest II	Pest III	Pest IV
1	21/12/2010												
A	07/07/2011												
B	19/10/2011												
2	03/11/2011												
3	05/12/2011												
C	07/12/2011												
4	14/12/2011												
D	05/01/2012												
E	19/03/2012							*					
F	03/04/2012												
G	12/04/2012												
H	20/05/2012												
I	04/06/2012							*					
J	02/07/2012												
K	12/09/2012												
Nombre d'évènements échantillonnés		5	5	6	7	4	6	2*/5	2	3	3	6	3

	Substances testées lors de la campagne
*	Echantillonnage pour analyse de l'ensemble APs, APEOs et BPA
ETM I	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
ETM II	As, Cr, Pt, Co, Mo, Sr, V, Ba, Al, Fe, Mn, Ca, Na, K, Mg, P, Ti Ala, Atr, Sim , Chlor, Dhex, Op DDT, Pp DDT, End, Ahex, Enb, Ghex, DDD pp, DDE
Pest I	pp, Bhex, Tri Meh, Mec , 24D, 24M , Sme, Car , Itz, Clo, Pen, Ato, Met, Teb, Epo, Dif , Del, Fen,
Pest II	Trp, Fol, Irg, Ter
Pest III	Di , Ena, Ald, Iso, Chlorf, Isop , Die
Peste IV	Gly, GIA, AM

(Nomenclature disponible dans (Sébastien, 2013); en gras les substances communes à nos deux études)

Les caractéristiques des différents évènements pluvieux échantillonnés sont données dans le tableau suivant.

Tableau 3.26 : Caractéristiques des événements pluvieux échantillonnés utilisés pour cette étude.

Garnier													Sébastien (2013)						
	Ecocampus						Django-Reinhardt _ Chas sieu							Django-Reinhardt _ Chas sieu					
	Date début pluie	Dp (h)	Ht (mm)	DTS (j)	Im (mm.h ⁻¹)	Imax ₆ (mm.h ⁻¹)	Date début pluie	Dp (h)	Ht (mm)	DTS (j)	Im (mm.h ⁻¹)	Imax ₆ (mm.h ⁻¹)		Date début pluie	Dp (h)	Ht (mm)	DTS (j)	Im (mm.h ⁻¹)	Imax ₅ (mm.h ⁻¹)
I	04/11/2017 16:54	14.1	19.4	12.4	1.4	1.0	04/11/2017 15:00	23.4	30.8	12.4	1.3	0.8	1	21/12/2010 12:14	15.4	5.9	1.2	0.4	3.0
II	11/11/2017 10:30	34.8	8.2	3.5	0.2	2.2	11/11/2017 03:42	41.9	9.2	3.2	0.2	1.8	A	07/07/2011 18:33	4.4	15.4	1.2	3.5	68.5
III	28/11/2017 14:42	19.0	5.0	3.2	0.3	0.4	28/11/2017 14:06	17.5	5.4	3.2	0.3	0.2	B	19/10/2011 05:59	6.1	9.6	9.1	1.6	7.6
IV	15/01/2018 16:00	34.1	7.2	5.2	0.2	0.4	15/01/2018 17:42	32.6	5.6	5.4	0.2	0.4	2	03/11/2011 23:17	17.6	17.7	0.8	1.0	8.4
V	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3	05/12/2011 01:43	2.3	5.3	0.7	2.3	27.1
VI	16/03/2018 17:00	17.6	12.6	1.1	0.7	4.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	C	07/12/2011 00:35	30.3	5.3	0.4	0.2	2.2
VII	04/04/2018 08:42	23.4	10.4	3.6	0.4	22.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	4	14/12/2011 10:39	0.2	0.7	0.5	4.5	6.1
VIII	12/05/2018 21:48	40.9	27.2	2.9	0.7	6.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	D	04/01/2012 04:40	3.1	2.4	0.9	0.8	7.9
IX	30/05/2018 14:06	15.1	16.8	1.8	1.1	1.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	E	18/03/2012 04:26	11.8	11.5	0.7	1.0	4.7
X	05/06/2018 17:24	2.2	14.6	1.0	6.6	9.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	F	03/04/2012 16:14	17.6	16.5	0.9	0.9	6.4
XI	11/06/2018 17:54	33.7	44.4	2.6	1.3	5.4	11/06/2018 18:06	1.6	8.6	2.6	5.4	1.8	G	10/04/2012 18:39	4.7	7.6	0.2	1.6	6.2
XII	07/11/2018 14:00	7.1	8.4	1.1	1.2	0.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	H	20/05/2012 14:23	25	25.7	0.9	1.0	26.2
Dp : Durée totale de la pluie							Ht : Hauteur totale précipitée						I	03/06/2012 05:42	14.7	24.2	0.4	1.6	17.4
DTS : Durée de temps sec							Imax ₆ : Intensité maximale sur 6 minutes						J	01/07/2012 04:32	31.6	50	1.8	1.6	22.7
Im : Intensité moyenne événementielle (Ht/Dp)							Imax ₅ : Intensité maximale sur 5 minutes						K	11/09/2012 16:25	19	18.5	9.8	1.0	19.0

1.2.2 Taux de couverture des évènements

Les taux de couverture, soit la fraction de l'évènement pluvieux concerné par le prélèvement, sont calculés suivant la méthode présentée au § 2.4.

Le tableau ci-après présente pour chacune des campagnes effectuées les conditions de réalisation de l'échantillon suivant le site et le laboratoire auquel il a été envoyé.

Tableau 3.27 : Récapitulatif des échantillons analysés ainsi que leur méthode d'obtention (les zones hachurées correspondent à des évènements sans rejet d'eau à l'exutoire des sites). Les couleurs des cases différencient visuellement les sites

Campagnes	Date de l'évènement	Dj-R Entrée			Dj-R Sortie			ASP			CSR			Tranchée			Noue						
		21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BPA	9 pest.	21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BPA	9 pest.	21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BPA	9 pest.	21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BPA	9 pest.	21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BPA	9 pest.		
1	05/11/2017	P	P	P	P	P	P	P															
2	11/11/2017								B	B	P	B	B	P	B			P					
3	28/11/2017	P			P	P			P	B	B	B	B	B	P	B							
4	16/01/2018	P	P	P	P	P	P	P	B	B	P	B	B	P	B		T	T	T	T			
5	03/03/2018																						
6	16/03/2018								P	P	P	P	B	B	B	B	B	B	B	B			
7	04/04/2018								B	B	B	B	B	B	B	B	P	P	P	P			
8	14/05/2018								P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	T	T	T
9	29/05/2018								B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	T	T	T
10	05/06/2018								B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
11	15/06/2018	P	P	P	P	P	P	P					P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
12	08/11/2018								B	B	B	B	B*	B*	B*	B*	T	T	T	T			

P : Echantillon obtenu par prélèvement complètement fonctionnel couvrant tout ou partie de l'évènement (cas1).

B : Echantillon obtenu grâce au bidon de récupération (cas 2).

T : Echantillon obtenu par récupération de l'intégralité du volume à l'exutoire du site (cas particulier du précédent).

B* : Evènement analysé grâce à une récupération d'échantillon par bidon, mais dont les données de débit sont inexploitable

Le Tableau 3.28 présente les taux de couverture des évènements, pour le site centralisé et les sites à la source.

Les stratégies de prélèvements sont construites à partir de prévisions météorologiques. Il est donc possible d'observer un biais entre les stratégies prévues et les échantillons effectivement obtenus (pluies plus courtes/longues, gammes de volume attendues trop/pas assez importantes par rapport à la réalité, etc.).

On constate ici que les prélèvements entrée – sortie pour le bassin de rétention de Django-Reinhardt présentent des taux de couverture constants et bien plus importants que ceux des dispositifs à la source. Les taux de couverture pour ce site (entrée et sortie confondues) sont en moyenne de plus de 84% (écart type de 11%) et toujours supérieurs à 60%. Ces taux élevés s'expliquent par le fait que malgré les incertitudes sur la prévision de pluie, les dynamiques sont bien maîtrisées sur ce bassin et les consignes de prélèvement y sont éprouvées.

C'est moins le cas pour les sites à la source, pour lesquels la méthodologie de prélèvement n'est pas encore fiabilisée. En effet, 55% des prélèvements sont réalisés dans des bidons de récupération pour pallier la mise en défaut des systèmes de prélèvement et/ou des stratégies de prélèvement, au-delà du biais lié aux prévisions de pluie. Le prélèvement par bidon de récupération n'étant pas basé sur une proportionnalité du débit, la qualité de ces échantillons est de fait moins bonne. Les faibles valeurs de couverture proviennent aussi des temps longs de ré-essayage de ces dispositifs.

Les taux de couverture peuvent varier grandement d'un événement à l'autre : de l'ordre de 10 % à 100% pour les sites à la source et la référence ASP. Ceci est lié à la sensibilité de la réponse de chacun des sites par rapport à la pluie. En effet, l'échelle réduite des sites à la source les rend très vulnérables à la moindre variation de précipitation. Cette sensibilité met à mal toute programmation des préleveurs automatiques sur les sites de l'Ecocampus car le moindre écart entre la pluie réelle et les prévisions météorologiques utilisées pour la programmation (volumes d'eau plus/moins importants que prévu ou ponctuels au lieu de diffus dans le temps) entraînent des variations de quantité d'eau trop importantes par rapport à la marge de manœuvre accordée aux préleveurs. De ce fait nous avons dû nous résoudre à l'utilisation de bidons de récupération à l'exutoire des sites de l'Ecocampus afin d'avoir à coup sûr un échantillon analysable quitte à diminuer la qualité des taux de couvertures.

Tableau 3.28 : Valeurs des taux de couverture pour chacun des échantillons du site centralisé et des sites à la source.

Campagnes	Date de l'évènement	Dj-R Entrée				Dj-R Sortie			
		21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BisA	9 pest.	21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BisA	9 pest.
1	05/11/2017	73%	73%	73%	73%	62%	62%	62%	62%
3	28/11/2017	93%			93%	96%			96%
4	16/01/2018	96%	96%	96%	96%	98%	98%	98%	98%
11	15/06/2018	100%	100%	100%	100%	86%	86%	86%	86%

Campagnes	Date de l'évènement	ASP				CSR				Tranchée				Nooue			
		21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BPA	9 pest.	21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BisA	9 pest.	21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BisA	9 pest.	21 ML & MES	16 HAP	9 PBDE, 9 AP & BisA	9 pest.
2	11/11/2017	46%	46%	94%	46%	76%	76%	78%	76%			99%					
3	28/11/2017	76%	76%	76%	76%	77%	77%	51%	77%								
4	16/01/2018	59%	59%	98%	59%	73%	73%	66%	73%	100%	100%	100%	100%				
6	16/03/2018	99%	99%	99%	99%	50%	50%	50%	50%	39%	39%	39%	39%				
7	04/04/2018	9%	9%	9%	9%	67%	67%	67%	67%	99%	99%	99%	99%				
8	14/05/2018	98%	98%	98%	98%	88%	88%	88%	88%	99%	99%	99%	99%	100%	100%	100%	100%
9	29/05/2018	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	22%	22%	22%	22%	100%	100%	100%	100%
10	05/06/2018	7%	7%	7%	7%	66%	66%	66%	66%	12%	12%	12%	12%	12%	12%	12%	12%
11	15/06/2018					75%	75%	75%	75%	36%	36%	36%	36%	65%	65%	65%	65%
12	08/11/2018	30%	30%	30%	30%					100%	100%	100%	100%				

1.3 Pré-traitement des résultats en concentrations – Comparaisons avec les blancs de mesure

Le Tableau 3.29 présente pour chaque polluant la proportion du nombre d'échantillons qui n'a pas été impactée par une possible contamination des dispositifs métrologiques. Ces résultats n'intègrent que nos prélèvements, ceux réalisés par Sébastien (2013) dans le cadre d'INOGEV ayant déjà été traités.

Les analyses des blancs eux-mêmes ne montrent aucune contamination en HAP et un impact quasi inexistant des pesticides. Elles montrent peu de relargage de métaux : les rares contaminations observées concernent Pb, Ni, Zn, et Mo. Quand elles sont observées, les concentrations des blancs impactent peu les mesures car elles sont faibles (inférieures au $\mu\text{g/L}$) et proches la plupart du temps des limites de quantification. Certains blancs présentent des concentrations en Zn plus élevées que le $\mu\text{g/L}$ mais inférieures à $9 \mu\text{g/L}$, soit bien en-dessous des concentrations habituellement observées dans les eaux de ruissellement. Il en est de même pour Mo. Ainsi, dans le Tableau 3.29 lorsque des échantillons sont impactés par une possible contamination métallique ($\% < 100\%$) il s'agit d'une contamination faible agissant sur des concentrations elles-mêmes faibles.

Les relargages du dispositif métrologique sont plus fréquents en alkylphénols, et retardateurs de flamme bromés. Tous les alkylphénols contaminent au moins un des sites, sauf les 4OP (SPD de la DCE)¹⁶ et OP2EO. Pour les nonylphénols, la contamination des blancs reste faible (moins de 5% de la NQE) et joue là encore sur des échantillons faiblement concentrés. Les concentrations observées dans les échantillons sont majoritairement largement supérieures (au moins d'un facteur 2) mais restent toujours dans les gammes de la NQE et des concentrations habituellement observées dans les eaux de ruissellement. La contamination des dispositifs métrologiques par les octylphénols impacte donc peu les concentrations observées.

La contamination en PBDE est systématiquement inférieure au ng/L , soit 0,7% de la NQE pour la somme de 6 PBDE. Nous avons donc affaire à une contamination très faible provenant des dispositifs de métrologie. La fréquence de l'impact non négligeable qu'ont ces contaminations sur les concentrations des échantillons est dû au fait qu'une très grande proportion des échantillons sont eux

¹⁶ Pour rappel (SPD, DCE) : Substance prioritaire dangereuse selon la Directive Européenne Cadre sur l'eau

même très faiblement pollués. Il s'agit donc encore une fois d'une contamination agissant sur des concentrations faibles.

Ces relargages sont explicables par le fait que les dispositifs métrologiques présentent des parties métalliques et en matière plastique. Ils ne sont pas homogènes sur les différents dispositifs car les sites n'ont pas été tous instrumentés en même temps et ont des spécificités propres au site sur lequel ils sont implantés.

On peut donc estimer que les différents dispositifs métrologiques n'ont finalement que peu d'impact sur les concentrations excepté pour certains polluants bien ciblés et dont les niveaux de concentrations sont faibles.

Cette première étape de prétraitement effectuée, les concentrations et les masses tirées de la thèse de Sébastien (2013), obtenues selon les mêmes protocoles, ont été intégrées aux valeurs de concentrations obtenues sur le bassin de rétention de Django Reinhardt.

Tableau 3.29 : Proportion du nombre d'échantillons non impactés par une possible contamination des dispositifs métrologiques

		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Dj-R E	Dj-R S
ETM	As	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Cd	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Co	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Cr	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Cu	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Mn	100%	100%	100%	75%	100%	100%
	Mo	0%	0%	100%	100%	100%	100%
	Ni	100%	60%	100%	100%	100%	100%
	Pb	100%	0%	100%	75%	100%	100%
	Sr	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Ti	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	V	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Zn	100%	30%	100%	100%	100%	100%
	Ba	100%	100%	100%	100%	100%	100%
HAP	Nap	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Acy	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Ace	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Flu	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Phe	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	A	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Flh	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Pyr	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	BaA	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Chr	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	BbF	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	BkF	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	BaP	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	IP	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	D(a,h)A	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Bper	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Pesticides	24M (MCPA)	100%	100%	100%	100%	100%
Mec		100%	100%	100%	100%	100%	100%
Car		100%	80%	100%	100%	100%	100%
Sim		100%	100%	100%	100%	100%	100%
DCPMU		100%	100%	100%	100%	100%	100%
Isop		100%	100%	100%	100%	100%	100%
Atr		100%	100%	100%	100%	100%	100%
Di		100%	100%	100%	100%	100%	100%
Dif		100%	90%	100%	100%	100%	100%
AMPA		100%	100%	100%	100%	100%	100%
GIA		100%	100%	100%	100%	100%	100%
Gly		100%	100%	100%	100%	100%	100%
BPA		BPA	100%	75%	83%	50%	100%
Alkylphénols	NPEC1	29%	100%	100%	75%	33%	33%
	4-OP	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	OP1EO	100%	63%	83%	100%	100%	100%
	OP2EO	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	4-NP	100%	75%	100%	100%	100%	100%
	NP2EO	71%	0%	100%	75%	67%	67%
NP1EO	29%	13%	33%	25%	100%	100%	
PBDE	B28	71%	100%	67%	100%	67%	67%
	B47	100%	100%	100%	25%	0%	0%
	B100	86%	100%	100%	100%	100%	100%
	B99	100%	25%	100%	50%	100%	100%
	B154	100%	25%	0%	50%	100%	100%
	B153	57%	38%	33%	25%	100%	100%
	B183	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	B205	86%	75%	50%	100%	100%	100%
	B209	86%	38%	100%	100%	67%	100%

Nombre d'échantillons 544 610 478 264 222 222

1.4 Occurrences et niveaux de concentrations totales en micropolluants – Elaboration de la liste des micropolluants retenus

1.4.1 Occurrences

1.4.1.1 Occurrences de détection et de quantification pour le site asphalte

Les figures ci-dessous présentent pour chaque site et pour les différents micropolluants le nombre d'échantillons dont la concentration a pu être quantifiée (> LOQ), seulement détectée ($\in [LOD ; LOQ]$) ou ni détectée ni quantifiée (<LOD).

Ces données, en concentrations totales obtenues après le traitement des blancs de mesure expliqué précédemment, constitueront la base de notre analyse de performance.

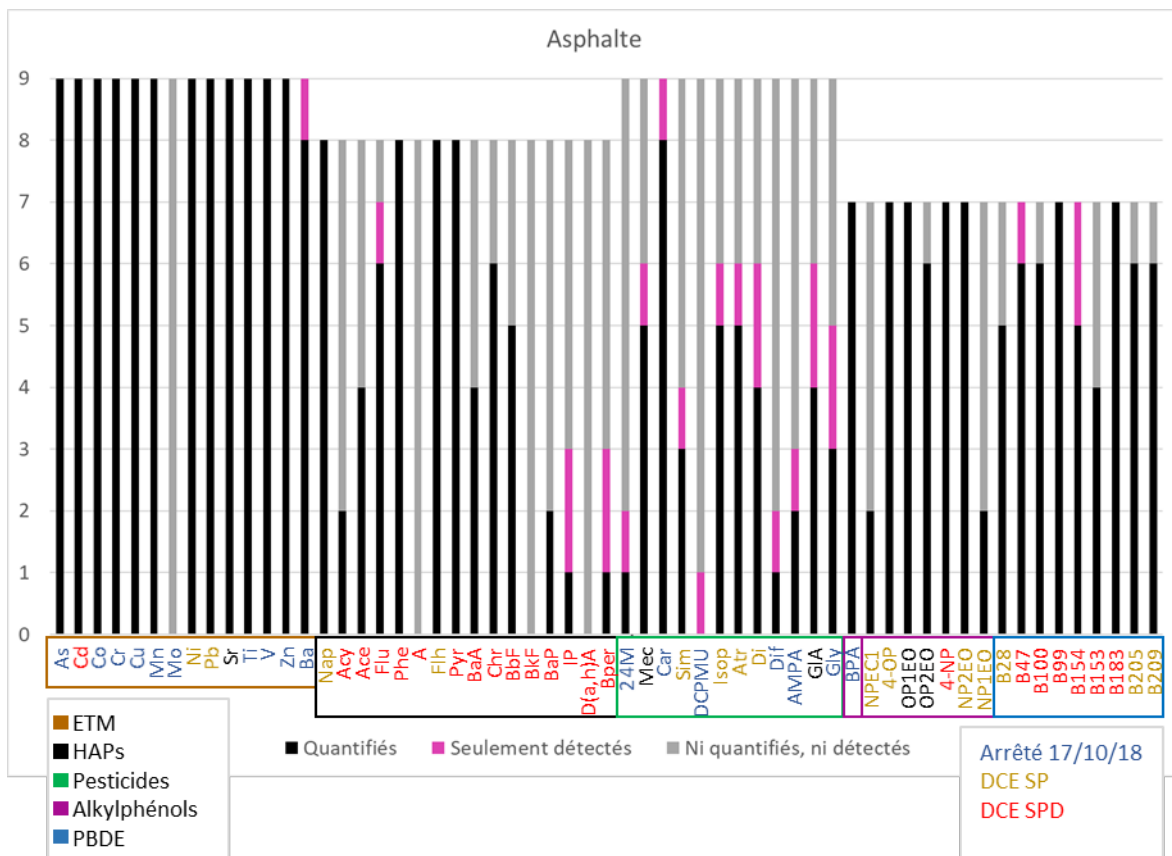


Figure 3.25 : Par micropolluant, nombre d'échantillons dont la concentration a pu être quantifiée (en noir), seulement détectée (en mauve) ; ou ni détectée ni quantifiée (en gris). La hauteur totale des barres donne le nombre total d'échantillons analysés – Cas du parking imperméable de référence (Asphalte).

On observe pour la **référence Asphalte** que les polluants de 317 échantillons sur 481 (soit 66%) ont été quantifiés.

Les **ETM** le sont systématiquement à l'exception d'un échantillon pour le baryum et de tous les échantillons de molybdène. Cette absence totale de quantification ou détection pour le molybdène est due au traitement des données par rapport aux blancs présentés précédemment.

Les **HAPs** sont en majorité moins souvent quantifiés ou détectés (63 échantillons sur 128 présentent une quantification (soit 49%) et 5 sur 128 une détection (4%)). On observe une quantification et/ou une détection plus marquée pour les HAPs légers (respectivement 58% quantifiés et 2% détectés) que pour les lourds (respectivement 44% et 5%). Quatre HAPs sont toujours quantifiés : le naphthalène, le fluoranthène (substances prioritaires (SP de la DCE), le phénanthrène et le pyrène (substances prioritaires dangereuses (SPD de la DCE). L'anthracène, le benzo(k)fluoranthène et le dibenzo(a,h)anthracène, trois substances prioritaires dangereuses, ne sont en revanche jamais détectés.

Les **pesticides** sont quantifiés à 38% (41 fois sur 108). La carbendazime qui est un fongicide répandu bien qu'interdit est toujours quantifiée ou détectée. Le mecoprop, le glufosinate ammonium, et les trois substances prioritaires (isoproturon, atrazine et diuron) sont détectés ou quantifiés au moins 6 fois sur 9, le glyphosate et la simazine (SP, DCE) sont quantifiés et/ou détectés respectivement 5 et 4 fois sur 9. On remarque sur ce site comme sur les autres sites à la source que certains pesticides sont quantifiés sur des périodes spécifiques de l'année. Le Tableau 3.30 présente ainsi les périodes d'application des différents pesticides et les périodes pendant lesquelles ils ont été quantifiés. On remarque ainsi que les trois pesticides interdits à l'utilisation depuis plusieurs années (carbendazime, simazine et atrazine) laissent encore des traces tout au long de l'année tandis que certains pesticides utilisés sur les cultures (printemps ou automne) sont détectés sur leurs périodes d'application et plus tard en raison de leur rémanence ou de la baisse d'activité microbienne de dégradation du fait des conditions climatiques (cas du mecoprop, du diuron, du glufosinate ammonium et du glyphosate utilisés en automne et également observé en hiver ; du 2,4-MCPA et du diflufenicanil au printemps). L'isoproturon, utilisé au printemps, en automne et en hiver, est détecté toute l'année. Les produits de dégradation AMPA et DCPMU, principaux produits de dégradation respectivement du glyphosate et du diuron, sont détectés plutôt sur les échantillons de printemps : le glyphosate et le diuron qui sont utilisés en automne, ne se dégradent pas ou peu en hiver du fait de la saison, mais sont finalement dégradés en AMPA et DCPMU au printemps avec le retour de l'activité microbienne.

Les **alkylphénols** sont quantifiés à 80% (45 fois sur 56). Le 4-nonylphénol (seul SPD, DCE de cette famille de polluants) et les nonylphenol-1-carboxylé, nonylphénol-di éthoxylé et nonylphénol-mono-éthoxylé (SP, DCE), sont quantifiés respectivement 9/9, 2/9, 5/9 et 2/9 fois. Le Bisphénol A et les octylphénols sont eux systématiquement quantifiés (sauf le OP2EO quantifié 6/7).

On note aussi la quantification systématique ou fréquente de tous les **PBDE** (tous SP ou SPD, DCE).

- ⇒ Globalement, la totalité des familles de micropolluants est présente sur la référence ASP: les métaux surtout sont très présents ainsi que les alkylphénols, BPA et PBDE. Certains HAPs et pesticides sont également présents mais de manière moins systématique. Certaines substances prioritaires ou prioritaires dangereuses sont quasi-systématiquement quantifiées (e.g. le cadmium, le nickel et le plomb, le naphthalène, le fluoranthène et le Benzo(b)fluoranthène; l'atrazine, le diuron, l'isoproturon, le Bisphénol A, 4-tert-octylphénol, 4-nonylphénol et les BDE 28, 47, 100, 183, 205 et 209).

Tableau 3.30 : Périodes d'application des différents pesticides étudiés et périodes durant lesquelles les échantillons prélevés sur les sites à la sources et la référence ASP ont permis une quantification

	Application			
	Printemps	Été	Automne	Hiver
2,4-MCPA	V			
Mecoprop			V	V
Carbendazime	V		V	V
Simazine	V		V	V
DCPMU	V			
Isoproturon	V		V	V
Atrazine	V		V	V
Diuron	V		V	V
Diflufenicanil	V			
AMPA	V			
Gluphosinate ammonium			V	V
Glyphosate			V	V

- Application interdite en France
- Période d'application usuelle (informations tirées de fiches substances INERIS et de recommandations producteurs)
- Cas particulier du Diuron interdit en utilisation agricole mais autorisé en mélange dans d'autres domaines
- V Détection de la substance dans les campagnes de prélèvement (NB : Il n'y a pas eut de prélèvement en été)

1.4.1.2 Occurrences de détection et de quantification pour le site CSR

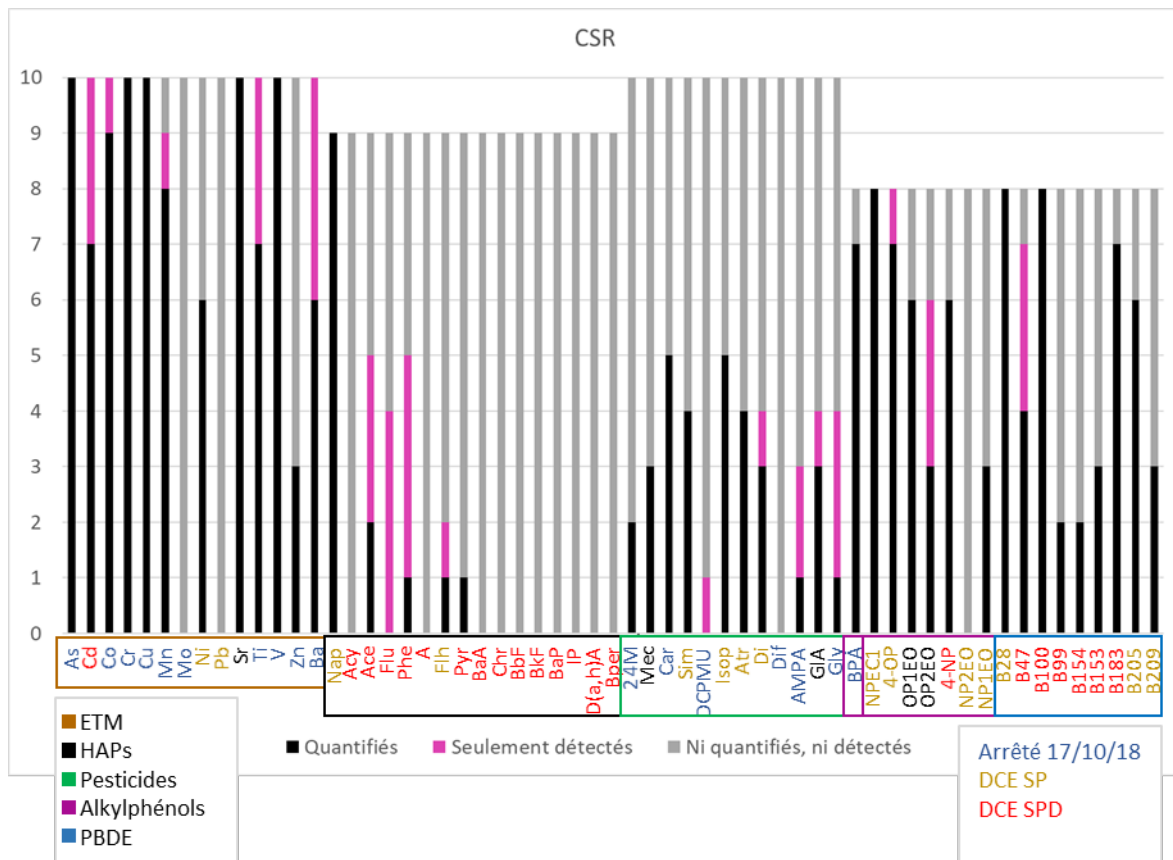


Figure 3.26 : Par micropolluant, nombre d'échantillons dont la concentration a pu être quantifiée (en noir), seulement détectée (en mauve) ; ou ni détectée ni quantifiée (en gris). La hauteur totale des barres donne le nombre total d'échantillons analysés – Cas de la chaussée à structure réservoir (CSR)

A l'exutoire de la CSR, les polluants de 224 échantillons sur 540 (soit 41% contre 66% pour l'Asphalte) ont été quantifiés : les polluants sont donc moins souvent quantifiés et/ou détectés sur la CSR que sur l'Asphalte.

Une baisse de la quantification par rapport à Asphalte est à souligner pour la majorité des métaux (-23%), notamment pour le nickel (SP, DCE) et le zinc (respectivement quantifiés 6 et 3 fois sur 10). En revanche le cuivre, le chrome, l'arsenic, le strontium et le vanadium sont eux toujours systématiquement quantifiés. Le cadmium (SPD, DCE) reste majoritairement quantifié et systématiquement détecté. Le plomb (SP, DCE) n'est quant à lui plus du tout quantifié ni détecté.

Les HAPs et les pesticides sont moins souvent quantifiés et/ou détectés par rapport à la référence Asphalte. Seulement 10% des échantillons de HAPs sont quantifiés (contre 49% pour Asphalte) et 8% ont fait l'objet d'une détection. 26% des échantillons de pesticides sont quantifiés (contre 38% pour Asphalte) et 7% ont fait l'objet d'une détection. Le naphtalène (SP, DCE) reste quantifié dans la totalité des cas et le carbendazime et l'isoproturon (SP, DCE) dans la majorité des cas. On remarque que 8 HAPs lourds (SPD, DCE) ne sont pas détectés et le pyrène (SPD, DCE) quantifié qu'une fois. On retrouve également sur la CSR la même tendance saisonnière à la détection des pesticides que sur l'Asphalte.

Les alkylphénols sont majoritairement quantifiés : 63% de quantification de polluants contre 79% pour l'Asphalte. Les NPEC1 et 4-OP (SP, DCE) sont quantifiés quasi-systématiquement tandis que le NP2EO (SP, DCE) ne l'est jamais. Le bisphénol A est quantifié 8 fois sur 9.

Les PBDE ne sont eux quantifiés que pour 49% des échantillons contre 83% pour l'Asphalte. On remarque une quantification systématique ou quasi-systématique pour les BDE 100, 183 (SPD, DCE), 28 et 205 (SP, DCE).

⇒ Le nombre de polluants quantifiés et/ou détectés à l'exutoire de la CSR est nettement moins élevé que pour Asphalte, notamment sur les HAPs et métaux usuellement trouvés en phase particulaire (Ellis and Revitt, 1982; Hoffman et al., 1984). Ceci laisse supposer une potentielle efficacité de cet ouvrage en termes d'abattement des flux particulaires que nous étudierons ultérieurement.

1.4.1.3 Occurrences de détection et de quantification pour le site Tranchée

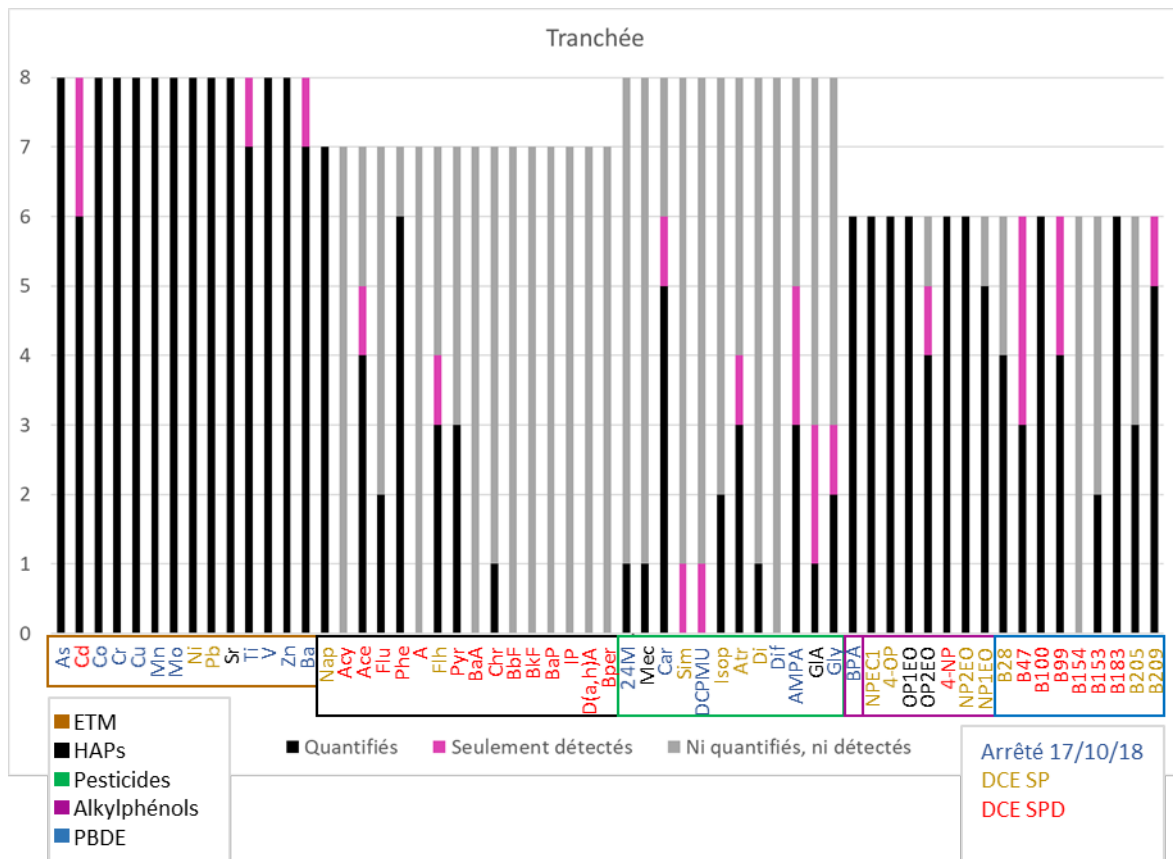


Figure 3.27 : Par micropolluant, nombre d'échantillons dont la concentration a pu être quantifiée (en noir), seulement détectée (en mauve) ; ou ni détectée ni quantifiée (en gris). La hauteur totale des barres donne le nombre total d'échantillons analysés – Cas de la tranchée

Pour le système muni de la tranchée, ce sont au total 231 échantillons sur 422 (55%) qui ont été quantifiés.

On constate une quantification importante des métaux (96% et 100% de détection). Le molybdène est quantifié systématiquement, contrairement à la CSR et la référence ASP. Le cadmium (SPD, DCE), bien que détecté systématiquement, est le composé le moins quantifié (6/8).

On note une diminution de quantification des HAPs et des pesticides par rapport à la référence ASP (respectivement -26% et -28%) mais elle est moindre que pour la CSR. Les pesticides présentent là aussi la même tendance de quantification en fonction de la saison.

Au total, si le naphtalène (SP, DCE) est encore une fois systématiquement quantifié, 9 HAPs (SPD, DCE) ne le sont jamais, et 3 autres (dont le fluoranthène SP, DCE) moins de la moitié du temps.

Une quantification importante des alkylphénols (94%) est observée. Tous les composés de cette famille sont systématiquement quantifiés exceptés pour les OP2EO et NP1EO qui sont quantifiés et/ou détectés 5 fois sur 6. La forte occurrence des alkylphénols devra être investiguée dans le chapitre suivant quand seront analysés les niveaux de contamination des rejets.

Les PBDE sont quantifiés 33 fois pour 54 échantillons (61%). Les BDE 100 et 183 (SPD, DCE) sont toujours quantifiés et les BDE 47, 99 (SPD, DCE) et 209 (SP, DCE) sont eux toujours au moins détectés (quantifiés respectivement 3/6, 4/6 et 5/6 fois).

⇒ On observe une baisse globale des quantifications des polluants à l'exutoire de la tranchée par rapport à la référence ASP, notamment en ce qui concerne les HAPs. Cette tendance est cependant moins prononcée que pour la CSR.

1.4.1.4 Occurrences de détection et de quantification pour le site muni de la noue

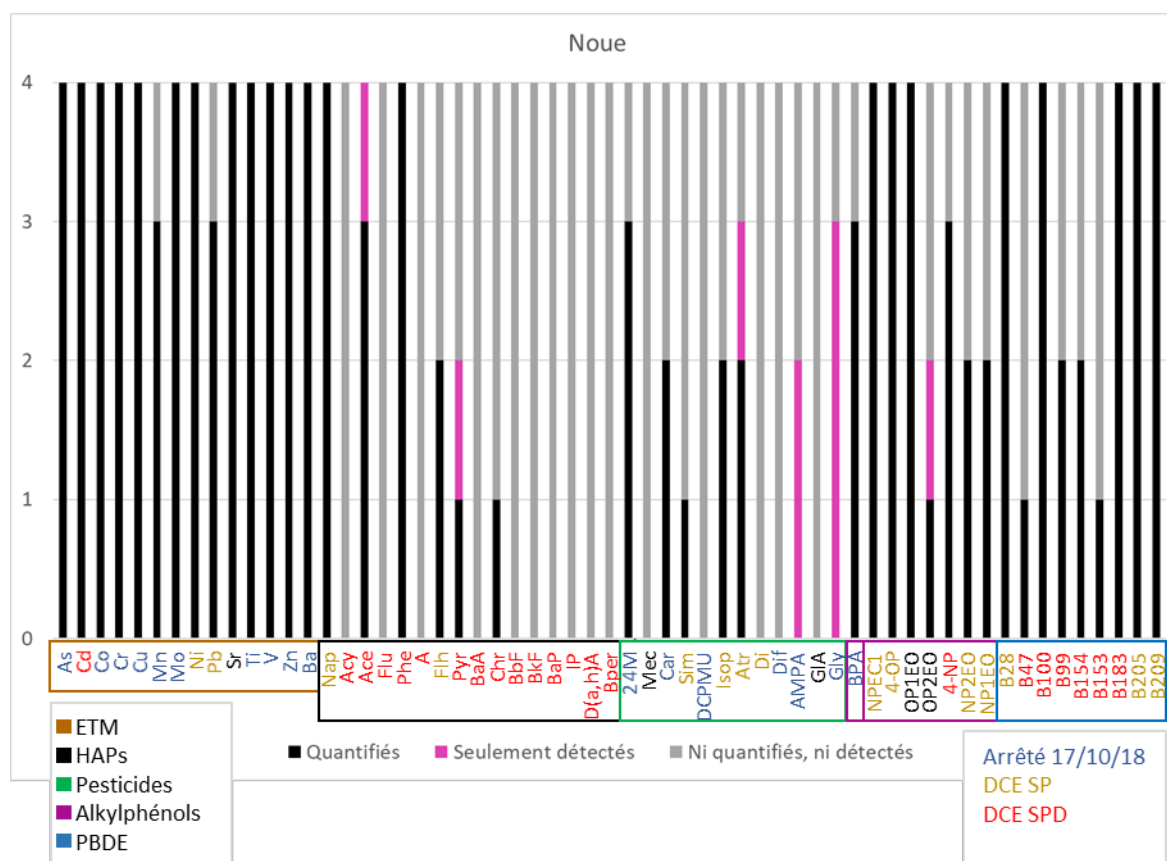


Figure 3.28 : Par micropolluant, nombre d'échantillons dont la concentration a pu être quantifiée (en noir), seulement détectée (en mauve) ; ou ni détectée ni quantifiée (en gris). La hauteur totale des barres donne le nombre total d'échantillons analysés – Cas de la noue

Le site muni de la noue, bien que pauvre en résultats d'analyses, montre 128 quantifications sur 236 échantillons (54%) et tend à se comporter de la même manière que la tranchée.

96% des métaux sont quantifiés avec là aussi la présence du molybdène.

10 HAPs (SPD, DCE) ne sont jamais quantifiés et 3 (dont le fluoranthène : SP, DCE) le sont au plus 1 fois sur deux. On note là encore une quantification systématique du naphthalène (SP, DCE).

On remarque que trois pesticides n'apparaissent pas à l'exutoire de la noue contrairement aux autres sites : le mecoprop, le diuron (SP) et le glyphosate ammonium. Cette observation est en réalité logique car les échantillons analysables obtenus à l'exutoire de la noue sont principalement des échantillons de printemps, or il a été observé que ces trois pesticides sont principalement observés sur des échantillons d'automne ou d'hiver. Le DCPMU et le diflufenicanil sont eux des pesticides « de printemps » mais ne sont pas quantifiés à l'exutoire de la noue. Cela reste cohérent avec les résultats observés sur l'ensemble des autres sites jusqu'à présent.

Si 28% des échantillons d'alkylphénols et de PBDE ne sont pas quantifiés, nombreux sont ceux qui le sont systématiquement ou presque : le bisphénol A, les NPEC1, 4-OP et BDE 28, 205 et 209 (SP, DCE) ainsi que les 4-NP et BDE 100 et 183 (SPD, DCE).

- ⇒ Comme pour la tranchée, on observe une baisse globale des quantifications des polluants à l'exutoire de la noue par rapport à la référence ASP, notamment en ce qui concerne les HAPs, et une tendance moins prononcée que pour la CSR. On remarque également la « disparition » de certains pesticides par rapport aux autres sites fort probablement due à la saison pendant laquelle les échantillons à l'exutoire de la noue ont été obtenus (échantillons de printemps quand les pesticides ont été détectés sur les autres sites en automne et hiver).

Globalement, on observe une moindre quantification des polluants à l'exutoire des sites à la source par rapport à la référence ASP, ce qui laisse supposer une bonne performance de ces ouvrages en termes d'abattement de la contamination en micropolluants. L'analyse des efficacités sera développée dans le chapitre suivant par l'analyse des concentrations, des masses et des abattements.

1.4.1.5 Occurrences de détection et de quantification pour le site Django Reinhardt (Entrée et sortie)

On constate une forte proportion d'échantillons quantifiés et/ou détectés à l'entrée comme à la sortie du **bassin de rétention de Django-Reinhardt** (368 quantifiés et 5 détectés sur 437 (respectivement 84% et 1%) à l'entrée et 345 quantifiés et 7 détectés sur 437 à la sortie soit (79% et 2%). Une quantification à l'entrée du bassin entraîne quasi systématiquement une quantification à la sortie pour la majorité des composés : à quelques occurrences près, l'entrée et la sortie du bassin Django-Reinhardt montrent les mêmes tendances, et diffèrent des sites à la source de l'Ecocampus.

Les métaux et les alkylphénols sont tous quantifiés ou détectés en entrée et en sortie dans les mêmes proportions -à l'exception d'un échantillon de molybdène en entrée et un de cobalt et de NPEC1 en sortie (non détectés)).

Une moindre quantification des HAPs et des pesticides est observée en sortie de bassin par rapport à l'entrée (respectivement 79% et 65% en entrée pour 66% et 59% en sortie). Seul le dibenzo(a,h)anthracène (SPD, DCE) n'est jamais quantifié ni détecté. On peut noter que, comme pour les sites décentralisés, les HAPs lourds tendent à être moins quantifiés et/ou détectés que les HAPs légers (77% contre 83% pour l'entrée du bassin et 62% contre 72% en sortie). Concernant les pesticides, les résultats des campagnes ne présentent pas de différences notables d'une saison à une autre.

Un taux de quantification de 76% des **PBDE** est observé pour l'entrée du bassin contre 80% en sortie. Un échantillon de BDE 99 et un de BDE 209 ont en effet été quantifiés à la sortie mais pas à l'entrée du bassin de rétention. Ceci nécessitera d'être investiguer au chapitre suivant. On observe tout de même une quantification et/ou détection systématique ou quasi systématique pour les BDE 100, 99, 153, 183 (SPD, DCE), les BDE 28 et 209 (SP, DCE) à l'entrée du bassin de rétention comme à la sortie.

⇒ Les occurrences en termes de quantification sont plus élevées en entrée et sortie du bassin que sur les sites à la source. Si les sites décentralisés montrent une tendance nette à abattre la pollution, cette tendance est moins perceptible pour le bassin de rétention au vu des occurrences.

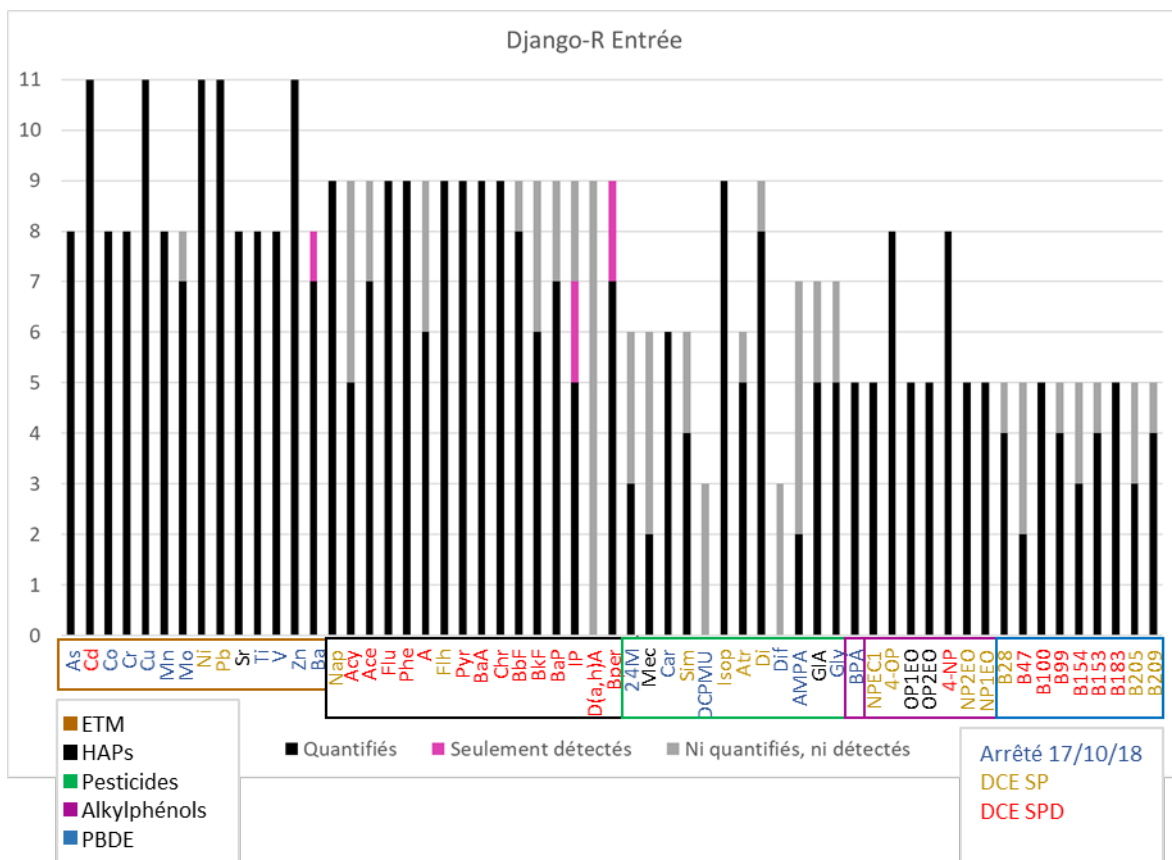


Figure 3.29 : Par micropolluant, nombre d'échantillons dont la concentration a pu être quantifiée (en noir), seulement détectée (en mauve) ; ou ni détectée ni quantifiée (en gris). La hauteur totale des barres donne le nombre total d'échantillons analysés – Cas de l'entrée dans le bassin de retenue Django Reinhardt

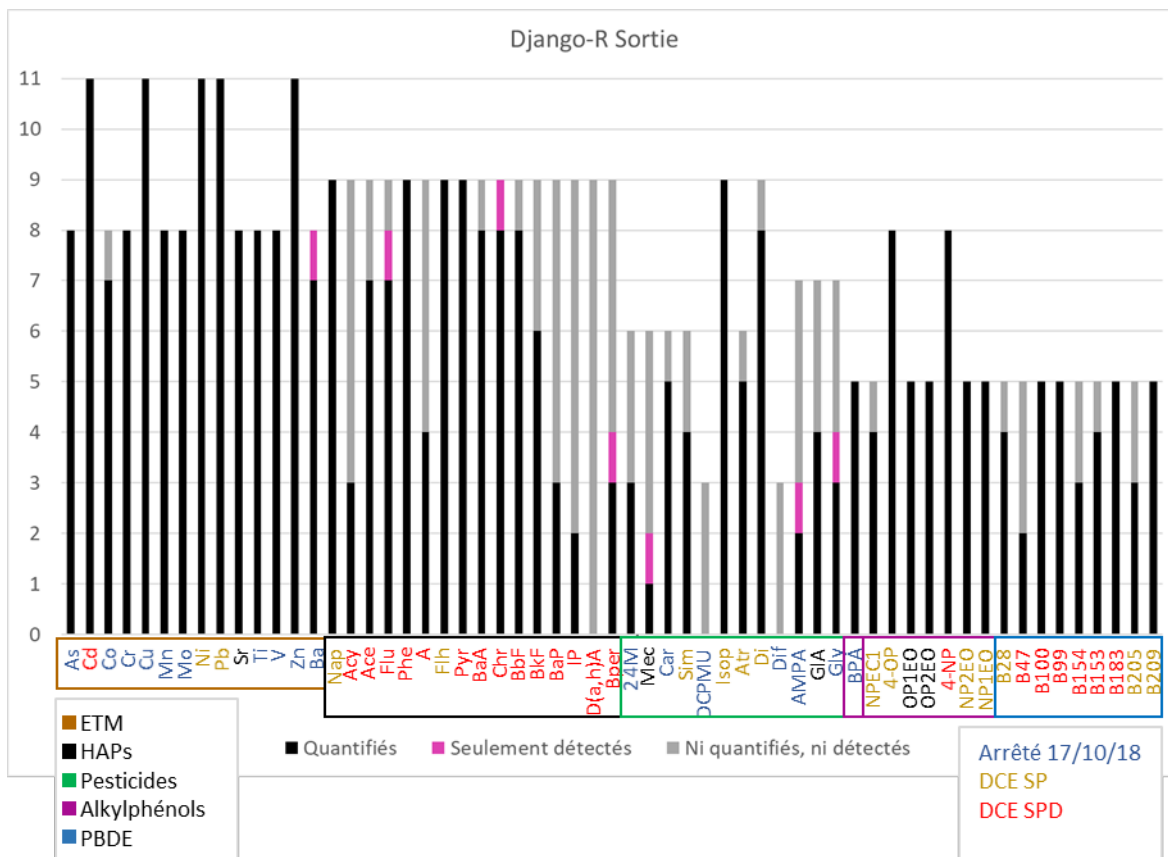


Figure 3.30 : Par micropolluant, nombre d'échantillons dont la concentration a pu être quantifiée (en noir), seulement détectée (en mauve) ; ou ni détectée ni quantifiée (en gris). La hauteur totale des barres donne le nombre total d'échantillons analysés – Cas de la sortie du bassin de retenue Django Reinhardt

1.4.1.6 Conclusions

Le Tableau 3.31 ci-dessous synthétise pour tous les sites la proportion de concentrations quantifiées et/ou détectées suivant le polluant.

Tous polluants/micropolluants confondus, et tous sites confondus, on observe une quantification plus élevée sur les "entrées" (75% pour les sites de l'Asphalte et Django Reinhardt Entrée) que pour les "sorties" (56% pour les sites CSR, tranchée, noue et Django Reinhardt Sortie).

Une quantification plus importante sur les effluents de Django Reinhardt (tous polluants confondus) suggère que les eaux des sites centralisés (entrée et sortie du bassin de rétention Django Reinhardt) sont plus souvent contaminées que celles provenant des sites décentralisés (respectivement 82% de quantification contre 54%). Il reste cependant à vérifier leur niveau de pollution.

Les métaux sont les éléments les plus souvent quantifiés, sur tous les sites, en entrée (95%) comme en sortie (88%), suivis par les alkylphénols (89% - 81%), les PBDE (80% - 67%), les HAPs (65% - 32%) et enfin les pesticides (49% - 31%).

Tableau 3.31 : Proportion du nombre d'échantillons à concentrations quantifiées et/ou détectées lors des analyses

Famille	Composé	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Dj-R E	Dj-R S
ETM	As	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Cd	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Co	100%	100%	100%	100%	100%	88%
	Cr	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Cu	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Mn	100%	90%	100%	75%	100%	100%
	Mo	0%	0%	100%	100%	88%	100%
	Ni	100%	60%	100%	100%	100%	100%
	Pb	100%	0%	100%	75%	100%	100%
	Sr	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Ti	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	V	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Zn	100%	30%	100%	100%	100%	100%
	Ba	100%	100%	100%	100%	100%	100%
HAP	Nap	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	Acy	25%	0%	0%	0%	56%	33%
	Ace	50%	56%	71%	100%	78%	78%
	Flu	88%	44%	29%	0%	100%	89%
	Phe	100%	56%	86%	100%	100%	100%
	A	0%	0%	0%	0%	67%	44%
	Flh	100%	22%	57%	50%	100%	100%
	Pyr	100%	11%	43%	50%	100%	100%
	BaA	50%	0%	0%	0%	100%	89%
	Chr	75%	0%	14%	25%	100%	100%
	BbF	63%	0%	0%	0%	89%	89%
	BkF	0%	0%	0%	0%	67%	67%
	BaP	25%	0%	0%	0%	78%	33%
	IP	38%	0%	0%	0%	78%	22%
D(a,h)A	0%	0%	0%	0%	0%	0%	
Bper	38%	0%	0%	0%	100%	44%	

Famille	Composé	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Dj-R E	Dj-R S
Pesticides	24M	22%	20%	13%	75%	50%	50%
	Mec	67%	30%	13%	0%	33%	33%
	Car	100%	50%	75%	50%	100%	83%
	Sim	44%	40%	13%	25%	67%	67%
	DCPMU	11%	10%	13%	0%	0%	0%
	Isop	67%	50%	25%	50%	100%	100%
	Atr	67%	40%	50%	75%	83%	83%
	Di	67%	40%	13%	0%	89%	89%
	Dif	22%	0%	0%	0%	0%	0%
	AMPA	33%	30%	63%	50%	29%	43%
	GIA	67%	40%	38%	0%	71%	57%
	Gly	56%	40%	38%	75%	71%	57%
Bispheno	BPA	100%	88%	100%	75%	100%	100%
Alkylphénols et dérivés	NPEC1	29%	100%	100%	100%	100%	80%
	4-OP	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	OP1EO	100%	75%	100%	100%	100%	100%
	OP2EO	86%	75%	83%	50%	100%	100%
	4-NP	100%	75%	100%	75%	100%	100%
	NP2EO	100%	0%	100%	50%	100%	100%
NP1EO	29%	38%	83%	50%	100%	100%	
PBDE	B28	71%	100%	67%	100%	80%	80%
	B47	100%	88%	100%	25%	40%	40%
	B100	86%	100%	100%	100%	100%	100%
	B99	100%	25%	100%	50%	80%	100%
	B154	100%	25%	0%	50%	60%	60%
	B153	57%	38%	33%	25%	80%	80%
	B183	100%	88%	100%	100%	100%	100%
	B205	86%	75%	50%	100%	60%	60%
	B209	86%	38%	100%	100%	80%	100%

L'analyse des occurrences nous permet d'identifier en outre trois micropolluants dont la quantification est nulle ou très faible et qui ne seront donc pas traités par la suite. Il s'agit :

- du dibenzo(a,h)anthracène (D(a,h)A) qui est un HAP lourd et qui n'est jamais quantifié sur aucun des sites ;
- de l'herbicide diflufenicanil (Dif) qui n'est quantifié que 2 fois sur le site Asphalte avec des concentrations très faibles de 1.46 ng/L et 0.06 ng/L soit de 7 et 150 fois inférieures à la NQE (10 ng/L) ;
- le produit de dégradation du Diuron, le DCPMU, qui a été quantifié 1 fois sur chacun des sites mais en concentration ne dépassant pas 0.3 ng/L et donc négligeable au regard notamment des concentrations trouvées dans les eaux de ruissellement allant de 1 à 83000 ng/L (Sorin, 2015 ; S.I.B.A, 2016 ; Australian Government, 2011).

1.4.2 Micropolluants de niveaux de concentrations faibles

Sur l'ensemble des concentrations quantifiées il a été observé pour certains micropolluants des niveaux de concentrations faibles (voire très faibles) par rapport à ce qui a pu être observé dans d'autres études concernant les eaux de ruissellement et/ou par rapport aux normes en vigueur (NQE) qui peuvent nous servir de comparaison. Nous identifions ici ces micropolluants particuliers afin de pouvoir alléger notre étude et se focaliser ultérieurement sur les plus importants. Nous avons pris le parti de considérer comme faibles les concentrations de polluants quand elles sont très inférieures aux NQE. Ceci dit certains d'entre eux sont

suspectés d'être des perturbateurs endocriniens dont les effets pourraient être délétères quelle que soit la dose¹⁷ (e.g. Vandenberg et al., 2012).

- 2,4-MCPA : c'est un herbicide qui a été globalement peu quantifié à l'exutoire de l'intégralité des sites. Si on observe les valeurs de concentrations on s'aperçoit que, sur le peu d'échantillons quantifiés, un seul a présenté une valeur >100 ng/L significativement inférieure à la norme (NQE = 500 ng/L).
- Mecoprop : il est classé comme substance à surveiller. Candidat pour la révision de la directive DCE2008/105/CE, cet herbicide n'a finalement pas été inscrit dans la liste des substances prioritaires ou dangereuses dans la version DCE 2013/39/CE. On constate de prime abord que, pour notre étude, lui aussi ne présente qu'une faible proportion de quantification, tous sites confondus. Les valeurs effectivement mesurées à l'exutoire des sites correspondent bien à la gamme des concentrations observées dans la littérature (Gasperi et al., 2017 ; Lampréa, 2009). Nous observons des concentrations en Mecoprop faibles ne dépassant pas 65 ng/L, soit 0.3% de la valeur de la NQE qui lui est associée.
- Simazine : cet herbicide classé SP par la DCE 2013/39/CE n'est pas souvent quantifié et, malgré des valeurs mesurées majoritairement faibles, il présente une variabilité de concentration assez prononcée (€ [0 ; 135 ng/L]). Le maximum observé représente cependant moins de 15% de la norme en vigueur (NQE = 1000 ng/L). Ces constatations rejoignent assez bien ce qui a pu être observé dans la littérature (Moy et al., 2003; Sorin, 2015; Zgheib, 2009). Les concentrations sont faibles mais la simazine est interdite d'utilisation et de distribution depuis 2004. On note cependant une fois de plus la persistance chronique de cette substance (présence toute l'année même 15 ans après l'interdiction) et sa classification comme perturbateur endocrinien en fait encore aujourd'hui une substance dangereuse.
- Isoproturon : cet herbicide classé SP par la DCE 2013/39/CE s'avère être assez souvent quantifié quelle que soit la saison. Les concentrations mesurées ici restent dans les franges basses et médianes de ce qui a pu être observé dans la littérature (Bressy, 2010; Sorin, 2015; Zgheib, 2009) malgré une variabilité prononcée et des maxima sur le bassin de rétention. La gamme observée ([0 ; 65] ng/L tous sites confondus) reste tout de même en deçà de la valeur de la NQE (NQE = 1000 ng/L).

¹⁷ Le Ministère des Solidarités et de la Santé français définit sur son site les perturbateurs endocriniens selon la même définition que l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) comme étant : « une substance chimique d'origine naturelle ou synthétique, étrangère à l'organisme et susceptible d'interférer avec le fonctionnement du système endocrinien, c'est-à-dire des cellules et organes impliqués dans la production des hormones et leur action sur les cellules dites « cibles » via des récepteurs. »

- AMPA : cette substance présente un taux de quantification assez faible sur l'ensemble des sites. Les valeurs de concentrations sont très basses (majoritairement inférieures à 0.5 ng/L) et bien inférieures à ce qui a pu être observé dans la littérature (Bressy, 2010; Lampréa, 2009; Zgheib, 2009). Malgré un pic à 75 ng/L pour un évènement, les concentrations restent loin de la norme en vigueur de 452µg/L (à titre indicatif la NQE est à 750 ng/L pour l'eau potable).
- Glufosinate Ammonium : retiré du marché français en 2017 par l'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire (ANSES), cet herbicide reste dans notre étude relativement bien quantifié. On note cependant que les concentrations observées sont faibles (toujours inférieures à 5 ng/L avec une seule valeur exceptionnelle de 82 ng/L sur le bassin de rétention de Django Reinhardt) et bien loin des valeurs 100 à 200 fois plus élevées recensées dans la littérature (Gasperi et al., 2017). Il est cependant nécessaire de préciser que cette substance, si elle n'est pas classée comme perturbateur endocrinien, est tout de même classée comme reprotoxique ce qui nécessitera de monitorer consciencieusement son évolution future dans les milieux (au même titre par exemple que la simazine).
- Glyphosate : s'il présente un taux de quantification non négligeable, cet herbicide très controversé n'est quantifié que dans des concentrations faibles inférieures à 10 ng/L tous sites confondus (une unique valeur exceptionnelle à 100 ng/L à l'entrée du bassin de rétention Django Reinhardt en début d'été, soit après les pulvérisations sur semis). Ces résultats sont bien inférieurs aux gammes de la littérature (Bressy, 2010 ; Lampréa, 2009 ; Zgheib, 2009) qui présente des concentrations de 20 ng/L à 230 000 ng/L, ou de la norme en vigueur à 28 000 ng/L. Une seule étude de la littérature référencée dans ce manuscrit (Lampréa, 2009) montre des concentrations similaires mais sur des eaux provenant d'un réseau séparatif eaux usées.
- Acénaphthylène : substance classée SPD pour la DCE 2013/39/CE, l'acénaphthylène n'est que peu quantifié sur les sites de notre étude (et pas du tout sur les sites de gestion à la source). Les concentrations observées sont majoritairement très faibles mais avec quelques exceptions où la concentration s'élève aux alentours de 30 ng/L. Ces résultats restent toujours dans la frange très basse à basse de la littérature (Birch, 2012; Flanagan, 2018; Zgheib, 2009) qui présente des résultats dans une gamme [0 ; 300 ng/L].
- Anthracène : non quantifié sur les sites décentralisés et quantifié la moitié du temps sur le site centralisé, les concentrations en anthracène mesurées se situent plutôt dans la frange basse de ce qui peut être trouvé dans la littérature (Becouze-Lareure, 2010; Birch, 2012; Flanagan, 2018; Percot, 2012). Tous échantillons confondus, les quelques concentrations observées ne dépassent pas 25 ng/L, soit ¼ de la norme (NQE=100 ng/L).

Compte tenu de ces résultats (occurrences et concentrations faibles par rapport aux NQE), nous avons revu notre liste initiale de MP et l'étude ne portera désormais plus que sur les 41 micropolluants présentés dans le Tableau 3.32.

Tableau 3.32 : Liste des micropolluants conservés pour la suite de l'étude (a.) suite à l'évaluation des occurrences de concentrations et des niveaux de concentrations négligeables (b.).

a.

Famille	Nom	Abréviation	Références	NQE-MAC (DCE, Dir 2013/39/EU)	
ETM	Arsenic	As	Arrêté du 17 octobre 2018	0.83	µg/l
ETM	Cadmium	Cd	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	0.45	µg/l
ETM	Cobalt	Co	Arrêté du 17 octobre 2018		µg/l
ETM	Chrome	Cr	Arrêté du 17 octobre 2018	3.4	µg/l
ETM	Cuivre	Cu	Arrêté du 17 octobre 2018	1	µg/l
ETM	Manganese	Mn	Arrêté du 17 octobre 2018		µg/l
ETM	Molybdène	Mo	Arrêté du 17 octobre 2018		µg/l
ETM	Nickel	Ni	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	34	µg/l
ETM	Plomb	Pb	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	14	µg/l
ETM	Strontium	Sr			µg/l
ETM	Titane	Ti	Arrêté du 17 octobre 2018		µg/l
ETM	Vanadium	V	Arrêté du 17 octobre 2018		µg/l
ETM	Zinc	Zn	Arrêté du 17 octobre 2018	7.8	µg/l
ETM	Baryum	Ba	Arrêté du 17 octobre 2018		µg/l
HAP	Naphtalène	Nap	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	130000	ng/l
HAP	Acénaphthène	Ace	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
HAP	Fluorène	Flu	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
HAP	Phénanthrène	Phe	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
HAP	Fluoranthène	Flh	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	120	ng/l
HAP	Pyrène	Pyr	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
HAP	Benzo(a)anthracène	BaA	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
HAP	Chrysène	Chr	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
HAP	Benzo(b)fluoranthène	BbF	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	17	ng/l
HAP	Benzo(k)fluoranthène	BkF	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	17	ng/l
HAP	Benzo(a)pyrène	BaP	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	270	ng/l
HAP	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	IP	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
HAP	Benzo(g,h,i)peryène	Bper	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	8.2	ng/l
F	Carbazime	Car	Arrêté du 17 octobre 2018	150	ng/l
H	Atrazine	Atr	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	2000	ng/l
H	Diuron	Di	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	1800	ng/l
Bis	Bisphénol A	BPA	Arrêté du 17 octobre 2018		ng/l
APEO	Nonylphénol-1-carboxylé	NPEC1	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	2000	ng/l
AP	4-Tert-Octylphénol	4-OP	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	100*	ng/l
APEO	Octylphénol-mono-éthoxylé	OP1EO		100*	ng/l
APEO	Octylphénol-di-éthoxylé	OP2EO		100*	ng/l
AP	4-Nonylphénol	4-NP	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	2000	ng/l
APEO	Nonylphénol-di éthoxylé	NP2EO	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	2000	ng/l
APEO	Nonylphénol-mono-éthoxylé	NP1EO	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	2000	ng/l
PBDE	BDE-28	B28	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	140	ng/l
PBDE	BDE-47	B47	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
PBDE	BDE-100	B100	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
PBDE	BDE-99	B99	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
PBDE	BDE-154	B154	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
PBDE	BDE-153	B153	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
PBDE	BDE-183	B183	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
PBDE	BDE-205	B205	DCE, Dir 2013/39/EU, SP		ng/l
PBDE	BDE-209	B209	DCE, Dir 2013/39/EU, SP		ng/l

b.

HAP	Acénaphthylène	Acy	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
HAP	Anthracène	A	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD	100	ng/l
HAP	Dibenzo(a,h)anthracène	D(a,h)A	DCE, Dir 2013/39/EU, SPD		ng/l
H	2,4-MCPA	24M	Arrêté du 17 octobre 2018	500	ng/l
H	Mecoprop	Mec	Dir 2008/105/CE, révision	20290	ng/l
H	Simazine	Sim	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	4000	ng/l
H	N-(3,4 dichlorophényl)-N-(méthyl)-urée	D(CPMU)	Arrêté du 17 octobre 2018		ng/l
H	Isoproturon	Isop	DCE, Dir 2013/39/EU, SP	1000	ng/l
H	Diflufenicanil	Dif	Arrêté du 17 octobre 2018	10	ng/l
H	AMPA	AM	Arrêté du 17 octobre 2018	452000	ng/l
H	Glufosinate ammonium	GIA			ng/l
H	Glyphosate	Gly	Arrêté du 17 octobre 2018	28000	ng/l

* Valeur de rejet en moyenne annuelle

1.5 Caractérisation des apports et comparaison systèmes centralisés et décentralisés

1.5.1 Comparaison des concentrations totales sur les sites de référence à la source et centralisé

Pour évaluer les différences en termes d'apport entre sites centralisé et décentralisé, nous commençons par comparer les concentrations en MP à l'entrée du bassin de rétention de Django Reinhardt (référence du site centralisé) et du site Asphalte (référence des sites décentralisés). On trouvera à l'Annexe 9 la même analyse sur la variable masse en MP au m² actif.

Le Tableau 3.33 donne pour chacun des deux sites de référence et chaque MP :

- la valeur $Q10$ du 10^{ème} percentile
- la valeur Med de la médiane
- la valeur $Q90$ du 90^{ème} percentile
- la valeur CV du coefficient de variation (Ecart type/moyenne)
- la valeur de la $Pvalue$ issue du test de Wilcoxon testant si les distributions sont significativement différentes ou non au seuil de 5%. Pour rappel une $Pvalue < 0.05$ indique que les distributions sont statistiquement différentes (cases grises).
- la valeur de la médiane $Med_{réfs}$ de la distribution issue de la fusion des deux distributions des sites de référence DjR Entrée et Asphalte, si elles ne sont pas statistiquement différentes
- la valeur de la NQE ou de la concentration assurant le bon état écologique des milieux quand elle est disponible
- le rapport de la concentration médiane à la NQE (Med / NQE) et entre parenthèse le rapport de la concentration $Q90 / NQE$. Si les distributions sont statistiquement différentes, les rapports sont relatifs à chaque distribution. Si elles ne le sont pas, les rapports sont issus de la fusion des deux distributions. Si ces rapports sont >1 la case est en rouge, si seul le rapport de $Q90/NQE$ est > 1 la case est en orange, sinon la case est verte.
- des éléments de comparaison avec la littérature qui permettent :
 - 1 de visualiser par une représentation schématique si les concentrations obtenues sont dans la fourchette basse, haute, dans toute la gamme ou hors des gammes de valeurs fournies par la littérature ;
 - 2 de donner les valeurs minimales et maximales trouvées dans la littérature sur des eaux pluviales ou autres lorsque l'information sur les eaux pluviales manque et les références associées.

Tableau 3.33 : Données statistiques des concentrations totales pour les sites de référence DJR Entrée et Asphalte

		DJR Entrée				Asphalte				Pvalue WCX	Med_réfs	NQE	Comparaison à la NQE		Comparaison à la littérature		Littérature	
		Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV				DJR E	Asp	DJR Entrée	Asphalte	[min; max]	Références
ETM	As (µg/L)	0.68	1.17	2.56	57%	0.43	1.82	10.50	123%	0.541	1.53	0.83	x2 (x10)			[1; 12]	[15; 10; 2; 1]	
	Cd (µg/L)	0.12	0.31	1.20	89%	0.04	0.18	1.68	140%	0.403	0.20	0.45	x1/2 (x4)			[0; 7]	[32; 21; 15; 12; 11; 10; 9; 8; 6; 5; 2; 1]	
	Co (µg/L)	0.91	2.49	14.09	127%	0.15	1.33	7.08	120%	0.236	2.29	-	-			[3; 23]	[21; 15; 10]	
	Cr (µg/L)	3.73	8.58	15.97	50%	2.27	10.48	46.55	109%	0.888	8.93	3.4	x2 (x15)			[1; 95]	[32; 21; 15; 14; 13; 12; 10; 9; 8; 6; 2; 1]	
	Cu (µg/L)	20.50	31.80	122.70	98%	6.13	22.99	76.65	97%	0.171	31.04	1	x30 (x120)			[8; 675]	[32; 21; 17; 16; 15; 14; 13; 12; 10; 9; 8; 6; 5; 4; 3; 2; 1]	
	Mn (µg/L)	24.70	58.15	228.53	108%	10.99	106.55	739.44	135%	0.743	59.80	-	-			[5; 610]	[22; 21; 17; 10; 7; 6; 4; 1]	
	Mo (µg/L)	0.30	1.75	25.84	161%	0.00	0.00	0.00	-	0.001	-	-	-			[2; 62]	[15; 10; 1]	
	Ni (µg/L)	3.43	8.72	15.48	54%	2.16	7.49	29.64	95%	1.000	8.11	34	x1/4 (x1)			[2; 235]	[32; 21; 15; 13; 12; 10; 9; 8; 6; 2; 1]	
	Pb (µg/L)	4.71	11.30	57.51	109%	1.38	9.40	50.76	126%	0.362	10.31	13	x1 (x5)			[0; 175]	[32; 22; 21; 17; 15; 14; 13; 12; 11; 10; 9; 8; 6; 5; 4; 3; 2; 1]	
	Sr (µg/L)	46.05	73.97	106.54	37%	24.60	44.10	148.92	79%	0.200	48.17	-	-			[38; 330]	[15; 10; 1]	
	Ti (µg/L)	18.97	60.40	202.07	88%	23.47	441.69	1532.17	112%	0.093	103.10	-	-			[28; 2010]	[15; 10]	
	V (µg/L)	2.30	4.67	8.23	47%	1.91	10.62	48.61	112%	0.370	5.55	-	-			[3; 70]	[15; 10; 2; 1]	
	Zn (µg/L)	198.41	259.25	928.81	79%	20.97	104.67	387.39	104%	0.010	-	7.8	x25 (x115) x3 (x50)			[1; 1653]	[32; 22; 21; 17; 16; 15; 14; 12; 11; 10; 9; 8; 7; 6; 5; 4; 3; 2; 1]	
Ba (µg/L)	23.72	53.28	812.87	210%	7.40	74.25	293.22	117%	1.000	56.20	-	-			[3; 430]	[17; 10; 1]		
pest.	Car (ng/L)	9.68	40.95	60.60	48%	1.04	29.42	144.14	150%	0.328	31.00	150	x1/5 (x1)			[4; 213]	[21; 15; 9]	
	Atr (ng/L)	0.15	3.30	135.11	175%	0.00	5.04	112.46	150%	0.859	4.20	2000	x1/50 (x1/15)			[1; 10]	[32; 21; 19; 1]	
	Di (ng/L)	1.13	19.00	53.19	92%	0.00	0.29	45.80	207%	0.081	6.15	1800	x1/300 (x1/30)			[3; 1750]	[32; 15; 9; 8; 3; 1]	
Bis	BPA (ng/L)	406.07	525.46	731.92	25%	126.42	157.68	353.20	49%	0.003	-	-	-			[0; 964]	[21; 15; 10]	
AP	NPEC1 (ng/L)	158.35	190.40	326.24	32%	0.00	0.00	57.66	171%	0.003	-	2000	x1/10(x1/6) 0(x1/30)			[0; 606]	[21; 15; 14; 10]	
	4-OP (ng/L)	21.73	38.89	90.31	57%	8.64	18.76	355.60	182%	0.281	36.40	100	x1/5 (x4)			[0; 1527]	[21; 15; 14; 10; 9; 1]	
	OP1EO (ng/L)	11.09	108.46	196.22	86%	18.39	52.71	82.41	46%	0.530	54.99	100	x1/2 (x2)			[22; 298]	[15; 10]	
	OP2EO (ng/L)	4.37	9.08	11.19	38%	4.07	7.38	10.76	38%	0.530	7.43	100	x1/10 (x1/10)			[7; 56]	[15; 10]	
	4-NP (ng/L)	258.81	584.16	1231.70	55%	140.88	329.06	434.16	44%	0.021	-	2000	x1/3 (x1/2) 1/6 (1/5)			[33; 5818]	[21; 15; 14; 10; 1]	
	NP2EO (ng/L)	45.42	120.70	155.07	42%	20.83	62.25	139.27	66%	0.202	85.78	2000	x1/20 (x1/13)			[0; 2279]	[21; 15; 10]	
NP1EO (ng/L)	50.17	215.87	321.42	56%	0.00	0.00	75.66	178%	0.005	-	2000	x1/10(x1/6) 0(x1/25)			[1; 1526]	[21; 15; 14; 10]		
HAP	Nap (ng/L)	100.90	237.92	1219.54	110%	94.51	211.49	1693.08	149%	0.963	216.63	130000	x1/600 (x1/75)			[5; 720]	[32; 31; 10; 9; 8; 2]	
	Ace (ng/L)	3.79	16.49	33.92	62%	3.79	5.74	8.43	39%	0.016	-	-	-			[6; 107]	[32; 31; 30; 10; 9; 8; 2]	
	Flu (ng/L)	14.68	28.83	45.77	45%	9.84	18.08	37.85	50%	0.321	18.83	-	-			[10; 106]	[32; 31; 30; 10; 9; 8; 2]	
	Phe (ng/L)	65.83	92.95	170.95	41%	42.64	110.25	432.70	95%	0.963	92.95	-	-			[12; 1609]	[32; 31; 30; 10; 9; 8; 3; 2]	
	Fih (ng/L)	65.63	99.95	200.96	48%	29.50	110.88	297.50	77%	0.963	105.39	120	x1 (x2)			[15; 1601]	[32; 31; 30; 15; 10; 9; 8; 3; 2; 1]	
	Pyr (ng/L)	64.75	93.62	223.71	55%	24.86	93.13	234.18	79%	0.815	93.62	-	-			[11; 3254]	[32; 31; 30; 15; 10; 9; 8; 2]	
	BaA (ng/L)	31.69	50.01	78.79	34%	3.52	31.67	206.33	121%	0.800	50.01	-	-			[6; 611]	[32; 31; 30; 10; 9; 8; 3; 2]	
	Chr (ng/L)	25.62	46.99	96.21	56%	2.67	57.50	241.98	112%	0.939	46.99	-	-			[8; 895]	[32; 30; 10; 9; 8; 3; 2]	
	BbF (ng/L)	18.25	57.70	153.63	74%	6.90	59.89	298.56	116%	0.977	57.70	17	x4 (x17)			[6; 1627]	[32; 30; 10; 9; 8; 3; 2; 1]	
	BkF (ng/L)	6.90	18.84	51.96	79%	6.90	6.90	6.90	0%	0.014	-	17	x1 (x4) x1/2			[6; 485]	[32; 30; 10; 9; 8; 2; 1]	
	BaP (ng/L)	9.07	14.90	75.47	98%	11.69	11.69	83.61	118%	0.446	11.69	270	x1/20 (x1/3)			[3; 698]	[32; 31; 30; 10; 9; 8; 3; 2]	
	IP (ng/L)	7.56	45.88	57.86	50%	40.00	40.00	80.03	36%	0.834	40.00	-	-			[3; 764]	[32; 31; 30; 10; 9; 8]	
	Bper (ng/L)	28.03	55.00	98.22	47%	40.00	40.00	81.77	37%	0.418	45.88	8.2	x6 (x12)			[8; 1045]	[32; 31; 30; 10; 9; 8; 3; 2]	
	ΣHAP légers (ng/L)	237.29	397.82	1394.51	79%	184.33	410.99	2148.01	124%	0.888	397.82	-	-			-	-	
ΣHAP Lourds (ng/L)	335.68	499.67	986.80	46%	214.72	501.54	1382.90	74%	1.000	499.67	-	-			-	-		
Σ16HAP (ng/L)	583.30	1004.76	1909.19	45%	399.05	895.87	3479.01	92%	0.888	911.12	-	-			[980; 11495]	[15; 14; 10]		
PBDE	B183 (ng/L)	1.68	1.76	2.60	24%	1.93	5.51	17.30	84%	0.030	-	-	-			[0; 253]*	[23]	
	B205 (ng/L)	0.00	0.39	8.49	192%	0.33	10.71	104.30	176%	0.071	4.69	-	-			-	-	
	B209 (ng/L)	0.00	60.08	216.87	98%	2.58	50.02	568.52	168%	0.790	56.19	-	-			[1; 2413]*	[15]	
	Σ6PBDE (ng/L)	1.85	8.93	13.81	68%	2.14	13.75	67.51	123%	0.432	9.00	140	x1/15 (x1/2)			-	-	
MES (mg/L)	16.67	48.40	203.00	88%	15.67	191.83	1301.92	125%	0.165	136.67	50	x3 (x25)			[5; 1955]	[32; 22; 15; 10; 9; 8; 7; 6; 5; 4; 3; 2; 1]		

* Valeurs de littératures prises en compte des observations faites sur des effluents de réseau unitaire ou de stations d'épuration du fait du manque de données pour les eaux pluviales

Références : [1] Becouze-Lareure, 2010 ; [2] Percot, 2012 ; [3] Bressy, 2010 ; [4] Hatt et al., 2009 ; [5] Pagotto et al., 2000 ; [6] Silva et al., 2010 ; [7] Carpen-ter et al., 2014 ; [8] Lampréa, 2009 ; [9] Zgheib, 2009 ; [10] Flanagan, 2018 ; [11] Legret and Pagotto, 1999 ; [12] Brombach et al., 2005 ; [13] Sabin et al., 2005 ; [14] Gasperi et al., 2012 ; [15] Gasperi et al., 2017 ; [16] Brattebo and Booth, 2003 ; [17] Booth and Leavitt, 1999 ; [18] Raux, 2012 ; [19] S.I.B.A, 2016 ; [20] Australian Government, 2011 ; [21] Sorin, 2015 ; [22] Bäckström et al., 2006 ; [23] Shao et al., 2018 ; [24] Mailler et al., 2015 ; [25] Jiang et al., 2018 ; [26] Li et al., 2016 ; [27] Anderson and MacRae, 2006 ; [28] Peng et al., 2009 ; [29] North, 2004 ; [30] Motelay-Massei et al., 2006 ; [31] Birch, 2012 ; [32] Moy et al., 2003

On constate que 32 substances sur 41 (78%) montrent des distributions qui ne sont pas statistiquement différentes entre l'entrée du bassin Django Reinhardt et la référence Asphalte ($Pvalue < 0.05$) et ce principalement en raison de la variabilité des concentrations sur les deux sites.

Les eaux constituant les apports aux différents dispositifs sont sans surprise chargées en : (i) métaux ou métalloïde notamment en As, Cr, Cu, Pb, Zn et de manière moins marquée en Cd et (ii) HAP notamment lourds (Fluoranthène Benzo(b)fluoranthène ou Benzo(g,h,i)pérylène) avec des concentrations proches ou dépassant les valeurs de NQE.

Elles sont relativement peu chargées en pesticides ou en alkylphénols (valeurs inférieures aux NQE) et en Σ PBDE.

Par rapport aux eaux de même nature, les niveaux de concentrations de l'ensemble des substances sont dans les fourchettes de valeurs présentes dans la littérature. On constate cependant des valeurs pouvant être dans la fourchette haute sur certains échantillons et certains MP. C'est le cas du chrome sur les deux sites de référence, du nickel, du titane, du naphthalène et du benzo(a)anthracène pour la référence ASP et Co, Ba pour Django Reinhardt. Seul le BDE 183 est élevé et en dehors de la fourchette mais la fourchette de la littérature n'est basée que sur une seule étude.

Les substances présentant des distributions significativement différentes sont : deux métaux (molybdène, zinc), bisphénol A, trois alkylphénols (nonylphénol-1-carboxylé, 4-nonylphénol, nonylphénol-mono-éthoxylé), deux HAP (acénaphthène, benzo(k)fluoranthène), un PBDE (BDE-183). Dans ce cas, les concentrations sur les apports au bassin de Django Reinhardt sont nettement plus élevées sauf pour le PBDE 183.

Notons qu'en valeurs médianes, les apports à Django Reinhardt sont également plutôt plus élevés que ceux liés au parking : 63% des substances présentent des valeurs médianes à l'entrée du bassin de rétention supérieures à celles de la référence ASP (80% des substances en valeurs Q10).

Deux substances (molybdène et benzo(k)fluoranthène) sont en concentrations respectivement nulles et inférieures à la limite de détection sur la référence ASP. Le molybdène est en quantité faible en entrée du bassin de retenue. Quant au benzo(k)fluoranthène (Substance Prioritaire Dangereuse), il présente en entrée de Django Reinhardt une concentration médiane légèrement supérieure à la NQE et une concentration maximale qui lui est 4 fois supérieure. Cette substance provenant de la combustion incomplète de combustibles fossiles, les fortes concentrations en benzo(k)fluoranthène peuvent être expliquées par l'important trafic automobile et aéronautique observé sur le bassin versant alimentant le bassin de rétention.

Le nonylphénol-1-carboxylé (NPEC1) et le nonylphénol-mono-éthoxylé (NP1EO) (tous deux SP, DCE) présentent des différences significatives entre les deux sites. Leurs teneurs sont très faibles sur la référence ASP avec des médianes nulles et des concentrations maximales ne dépassant pas respectivement 3% et 4% de la norme en vigueur (NQE = 2000 ng/L). Même si les concentrations de ces deux substances sont bien plus élevées à l'entrée de Django Reinhardt que sur la référence ASP, elles restent toutefois toujours inférieures à la NQE et se situent dans les gammes médiane et basse de la littérature. Ces composés sont régulièrement utilisés dans les produits de nettoyage (notamment industriels) et dans certains additifs de béton, ciment ou produits bitumineux. La présence d'une centrale à bitume, d'une cimenterie et de nombreuses industries sur le bassin versant de Chassieu drainé par le bassin de rétention Django-Reinhardt pourrait partiellement expliquer ces différences de contamination.

Le zinc est sans surprise en concentration importante dans les deux cas : entre [200 ; 930 $\mu\text{g/L}$] à l'entrée du bassin de rétention, soit 25 à 115 fois la valeur de la NQE (7.8 $\mu\text{g/L}$) et entre [21 ; 390 $\mu\text{g/L}$], soit 3 à 50 fois la valeur de la NQE, pour la référence ASP. On peut noter que ces concentrations restent toutefois respectivement dans la frange médiane et basse de ce qui est référencé dans la littérature. Une piste pouvant expliquer la différence entre ces concentrations

peut provenir de la composition d'éléments particuliers du bassin versant de Chassieu qui alimente le site DjR Entrée. Le zinc, très souvent utilisé dans le domaine de la construction, de l'automobile et des revêtements de protection des surfaces métalliques, peut aussi provenir du lessivage des nombreux bâtiments aux toits en construction métallique présents sur le bassin versant (hangars, magasins, usines) ainsi que des routes très fréquentées de la zone.

Un constat similaire sur les distributions peut être fait pour l'acénaphène (Substance Prioritaire Dangereuse). Les concentrations observées sur DjR Entrée ([4 ; 34 µg/L]) sont situées dans la frange médiane de la littérature et sont plus élevées que celles observées sur le site Asphalte ([4 ; 8.4µg/L] frange basse de la littérature). Ce composé étant un constituant des enrobés, sa présence dans les eaux de ruissellement de bassins versants comportant d'importantes zones routières semble cohérente. Les différences d'échelles des bassins versants des deux sites ainsi que du trafic (plus de trafic implique plus d'usure et d'arrachement de chaussée) peuvent expliquer les différences de concentrations.

Les distributions en bisphénol A sont plus élevées sur DjR que sur la référence ASP : on constate que le percentile Q_{10} observée sur DjR Entrée est déjà plus élevé que le percentile Q_{90} de ASP. Les concentrations observées restent respectivement dans les franges médianes et basses des données disponibles dans la littérature.

Les concentrations sont significativement différentes pour la Substance Prioritaire Dangereuse 4-NP qui présente des concentrations couvrant la gamme basse de la littérature, respectivement sur le site DjR Entrée et sur la référence ASP. Les deux sites présentent cependant des concentrations médianes respectivement 3 et 6 fois moindres que la NQE. Cette substance provient principalement des plastiques, des utilisations industrielles pour ses propriétés émulsifiantes, ainsi que des nettoyants industriels. Les différences notables de concentrations entre les deux sites peuvent être expliquées par la présence d'activités d'industrie légère sur le bassin versant de Chassieu alimentant le bassin de rétention DjR qui contamineraient les eaux de ruissellement.

Le BDE 183 (Substance Prioritaire Dangereuse, DCE) fait exception car il est en plus forte concentration sur le parking de référence entre [1.9 ; 17.3 µg/L]) contre [1.7 ; 2.6 µg/L] pour Django Reinhardt. L'ensemble de ces concentrations reste cependant dans la frange basse à très basse de ce qui a pu être observé dans des eaux de surfaces (Shao et al., 2018) mais sont bien supérieures aux concentrations observées à l'entrée ou à la sortie de stations d'épuration (Tableau 3.33). Cette tendance est difficilement explicable sinon par la composition de l'enrobé du parking.

- ⇒ Les gammes d'apports au bassin de Django Reinhardt ne sont pas fondamentalement différentes de celles du parking de référence ASP. Quand elles le sont, elles sont supérieures. Les concentrations se situent dans les fourchettes de valeur de la littérature quand elles existent. Les eaux sont chargées en métaux, HAP et peu en pesticides. Ces éléments montrent la contamination, parfois importante, des effluents sur les sites de référence de notre étude ainsi que la nécessité d'agir sur ces effluents avant leur rejet dans les milieux récepteurs.

1.5.2 Comparaison des concentrations dissoutes sur les sites de référence à la source et centralisé

Le Tableau 3.34 présente les statistiques ainsi que les résultats du test de Wilcoxon appliqué aux proportions dissoutes pour les sites de DjR Entrée et du site Asphalte, entrées respectivement du site centralisé et des sites décentralisés. Le tableau donne pour chacun des sites :

- la valeur Q_{10} du 10^{ème} percentile
- la valeur Med de la médiane (plus la valeur est proche de 100%, plus la case bleue)
- la valeur Q_{90} du 90^{ème} percentile
- la valeur CV du coefficient de variation (écart-type/moyenne)
- la valeur de la $Pvalue$ issue du test de Wilcoxon testant si les distributions sont significativement différentes ou non au seuil de 5%. Pour rappel une $Pvalue < 0.05$ indique que les distributions sont statistiquement différentes (cases grises)
- la valeur de la médiane ($Med_{réfs}$) de la fusion des deux distributions des sites de référence DjR Entrée et Asphalte, si elles ne sont pas statistiquement différentes.

On constate que 27 substances sur 41 (66%) montrent des distributions non significativement différentes entre l'entrée du bassin Django Reinhardt et la référence ASP ($Pvalue > 0.05$).

Sans surprise, les métaux sont principalement en phase particulaire (hormis le molybdène et le strontium) et de manière plus marquée pour la référence ASP avec une variabilité plus grande. Sept métaux présentent des distributions significativement différentes entre les eaux entrantes dans le bassin de rétention et celles de la référence ASP : une proportion dissoute moindre sur la référence ASP mais avec une variabilité des proportions plus importante que pour le bassin de rétention. Le même constat peut être également fait pour les HAPs légers. Cette différence de spéciation peut s'expliquer par les temps de réaction et de production d'eau très rapide de la référence ASP par rapport au bassin de rétention, les processus de transformations n'ont ainsi probablement pas le temps de s'opérer. Les substances au comportement de dissolution mitigé (ni foncièrement dissoute, ni foncièrement particulaire) pourraient donc réagir au gré des turbulences et du trajet en canalisation depuis le bassin versant jusqu'au bassin de rétention.

Cinq autres substances présentant des différences sont des HAPs lourds pour lesquels les proportions dissoutes sur le bassin de rétention sont nulles ou quasi-nulles mais très variables alors qu'elles sont plus importantes et plus systématiques dans les eaux provenant de la référence ASP.

Les PBDEs B183 et B209 (le plus répandu dans l'environnement), sont aussi plus présents en phase particulaire. On note également que si le B205 présente une variabilité de spéciation très importante sur le site DjR Entrée tandis qu'il est plutôt particulaire sur la référence ASP.

Les MP les plus dissous sont les pesticides, le bisphénol A et les alkylphénols, et ce sur les deux sites, ce qui a déjà été constaté dans des études antérieures (Becouze-Lareure, 2010; Bressy, 2010; Gasperi et al., 2017; Sébastian, 2013).

Tableau 3.34 : Données statistiques des proportions dissoutes pour les sites DJR Entrée et référence ASP

			DJR Entrée				Asphalte				Pvalue	Med_tot
			Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV		
ETM	As	(%)	20.9	34.6	48.7	31%	4.2	11.8	41.1	83%	0.02	-
	Cd	(%)	4.8	31.3	91.0	85%	0.8	4.6	32.3	114%	0.04	-
	Co	(%)	1.7	23.4	59.6	90%	1.2	4.4	17.0	86%	0.06	7.6
	Cr	(%)	5.0	9.7	40.7	94%	0.4	0.9	11.0	130%	0.01	-
	Cu	(%)	7.2	17.8	54.3	73%	1.7	8.4	50.8	103%	0.25	17.2
	Mn	(%)	3.2	7.4	32.0	104%	0.5	2.8	44.6	163%	0.28	6.2
	Mo	(%)	7.4	49.9	87.7	57%	-	-	-	-	-	-
	Ni	(%)	9.5	27.0	62.9	61%	1.8	6.1	64.4	162%	0.03	-
	Pb	(%)	1.7	3.0	13.0	94%	0.2	0.6	3.7	101%	0.01	-
	Sr	(%)	58.6	78.3	94.3	16%	16.9	50.1	94.0	54%	0.42	77.8
	Ti	(%)	0.0	0.1	2.8	173%	0.0	0.2	3.0	167%	0.26	0.2
	V	(%)	4.8	20.6	42.9	62%	1.6	9.7	51.6	109%	0.42	16.7
	Zn	(%)	10.7	36.4	78.3	60%	0.4	2.9	35.5	128%	0.00	-
Ba	(%)	6.7	25.7	81.5	90%	4.7	12.0	99.9	149%	0.37	22.6	
pest.	Car	(%)	72.9	98.9	100.0	12%	13.2	99.1	100.0	48%	0.70	99.1
	Atr	(%)	99.8	100.0	100.0	0%	45.0	99.2	100.0	27%	0.09	100.0
	Di	(%)	52.9	92.7	100.0	23%	0.0	96.9	100.0	78%	0.82	93.9
Bis	BPA	(%)	83.6	91.0	97.7	6%	81.8	93.0	96.9	7%	0.76	92.0
AP	NPEC1	(%)	95.8	98.7	99.3	2%	49.8	71.3	92.7	43%	0.10	96.7
	4-OP	(%)	43.1	57.4	90.5	31%	7.7	43.8	72.4	55%	0.19	47.0
	OP1EO	(%)	84.3	98.7	100.0	7%	29.2	79.2	96.0	37%	0.03	-
	OP2EO	(%)	61.4	70.6	97.7	20%	20.0	67.2	86.5	40%	0.53	68.9
	4-NP	(%)	13.5	53.5	92.3	54%	11.6	84.5	92.8	47%	0.40	74.5
	NP2EO	(%)	51.0	68.4	93.6	26%	13.5	88.4	98.0	46%	0.64	83.9
	NP1EO	(%)	57.1	85.9	97.1	23%	21.9	54.0	86.0	84%	0.57	85.9
HAP	Nap	(%)	2.4	60.6	90.9	86%	0.1	7.4	33.8	110%	0.11	8.4
	Ace	(%)	25.0	34.7	100.0	61%	25.0	44.0	66.3	48%	0.45	34.7
	Flu	(%)	25.5	61.4	79.3	37%	6.9	43.1	68.1	71%	0.24	61.2
	Phe	(%)	17.3	23.7	39.7	31%	1.2	2.8	40.4	136%	0.03	-
	Flh	(%)	4.8	9.2	19.7	53%	0.3	3.8	71.7	134%	0.54	8.9
	Pyr	(%)	4.4	11.5	24.1	57%	0.4	1.4	90.5	169%	0.17	9.0
	BaA	(%)	0.0	0.0	3.4	145%	0.4	13.2	25.0	100%	0.04	-
	Chr	(%)	0.0	0.9	5.1	138%	0.3	2.5	25.0	126%	0.16	0.9
	BbF	(%)	0.0	0.0	16.6	218%	0.6	4.6	25.0	110%	0.07	1.6
	BkF	(%)	0.0	0.0	25.0	138%	25.0	25.0	25.0	0%	0.01	-
	BaP	(%)	0.0	0.0	25.0	177%	4.0	25.0	25.0	48%	0.01	-
	IP	(%)	0.0	0.0	23.0	141%	13.2	25.0	25.0	23%	0.01	-
	Bper	(%)	0.0	0.0	43.9	189%	13.0	25.0	25.0	24%	0.01	-
		ΣHAP légers	(%)	9.1	42.8	64.5	63%	2.9	8.1	43.7	110%	0.02
	ΣHAP Lourds	(%)	2.7	5.4	19.8	89%	3.2	8.5	38.3	93%	0.37	6.0
	Σ16HAP	(%)	7.8	21.3	29.5	43%	3.3	8.5	40.8	101%	0.28	15.5
PBDE	B183	(%)	0.0	1.9	70.2	189%	3.2	15.1	55.6	107%	0.24	7.7
	B205	(%)	3.9	51.0	93.9	91%	0.5	3.0	19.0	134%	0.10	3.9
	B209	(%)	0.0	0.7	1.1	79%	0.1	0.9	7.2	148%	0.61	0.7
	Σ6PBDE	(%)	17.2	23.8	41.0	37%	1.3	4.4	15.6	89%	0.01	-

On constate globalement des variabilités plus importantes sur la référence ASP que sur le bassin de rétention (29 substances sur 41). Cette variabilité plus importante sur la référence ASP peut être expliquée par la sensibilité du site du fait de sa petite taille : le moindre changement en quantité d'eau, durée de pluie ou sollicitation préalable impacte grandement le caractère particulière des effluents. Le bassin de rétention étant alimenté par un bassin versant plus important, les effets des changements et des interférences ponctuelles sont gommés par l'inertie de réaction du site. On constate que sur les 12 substances restantes, 7 concernent des HAPs lourds très particuliers.

- ⇒ Les grandes tendances en termes de spéciation sont celles déjà observées à maintes reprises sur le site de Django Reinhardt (Becouze-Lareure, 2010; Sébastien, 2013) ou sur des sites de même nature (Birch, 2012; Gasperi et al., 2013; Zgheib, 2009) ou sur des sites de petites tailles (Colandini, 1997; Flanagan, 2018; Ladislav, 2011) : une pollution particulaire importante, exceptée pour les pesticides, le bisphénol A et les alkylphénols, Les sites à la source reçoivent des eaux dont la proportion de polluants en phase dissoute est plus variable. Le bassin de rétention présente quant à lui des proportions dissoutes généralement plus systématiques si l'on en juge les coefficients de variations (cf Tableau 3.34).

1.6 Caractérisation et comparaison des « sorties » sur les sites centralisé et décentralisés

Dans les sous-chapitres suivants, seront comparées les concentrations totales en micropolluants pour des effluents de sortie des sites Django-Reinhardt, CSR, tranchée et noue ainsi que les proportions en phase dissoute. Leurs niveaux respectifs seront comparés selon les tests présentés dans la partie « Matériel et méthodes ». L'analyse est menée également sur les masses au m² et est présentée à l'Annexe 10.

1.6.1 Comparaison des concentrations totales sur les « sorties » des sites à la source et du site centralisé

Le Tableau 3.35 donne pour chacun des sites :

- la valeur Q_{10} du 10^{ème} percentile
- la valeur Med de la médiane
- la valeur Q_{90} du 90^{ème} percentile
- la valeur CV du coefficient de variation (Ecart type/moyenne)
- la valeur de la Pvalue issue du test de Kruskal-Wallis (Pvalue KW Sorties) testant si les distributions de concentrations totales de l'ensemble des quatre sites de sorties sont significativement différentes ou non au seuil de 5%. Pour rappel une Pvalue < 0.05 indique que les distributions sont statistiquement différentes (cases grises). Si elles ne sont pas statistiquement différentes, la valeur de la médiane $Med_Sorties$ de la distribution issue de la fusion des quatre sites est donnée
- la valeur de la Pvalue issue du test de Kruskal-Wallis (Pvalue KW Sources) testant si les distributions des trois sites de gestion à la source sont significativement différentes ou non au seuil de 5% (Pvalue < 0.05 indique des distributions statistiquement différentes (cases grises)). De même si elles ne sont pas statistiquement différentes, la valeur de la médiane de la distribution issue de la fusion des trois sites à la source est donnée.

Le Tableau 3.36 reprend pour chaque site la médiane Med et Q_{90} pour chaque site ainsi que $Med_Sorties$ et $Med_Sources$ respectivement la médiane issue de la fusion des 4 sites et des 3 sites à la source lorsque les distributions ne sont statistiquement différentes. Sont ajoutées les valeurs de NQE pour rappel et les rapports Med/NQE et entre parenthèses (Q_{90}/NQE). Si les distributions sont statistiquement différentes, les rapports sont relatifs à chaque distribution. Si elles ne le sont pas, les rapports sont issus des médianes calculées à partir de la fusion des distributions. Si ces rapports sont >1 la case est en rouge, si seul le rapport de Q_{90}/NQE est > 1 la case est en orange, sinon la case est verte.

Le Tableau 3.37 reprend les valeurs de médianes Med , $Med_Sorties$ et $Med_Sources$ et permet de replacer les concentrations obtenues sur nos sites par rapport aux données de la littérature. Sont fournies comme pour l'analyse des concentrations des références : une représentation schématique des concentrations obtenues dans la gamme de valeurs fournies par la littérature (fourchette

basse, haute, dans toute la gamme ou hors des gammes) et quand elles existent, les valeurs minimales et maximales trouvées dans la littérature sur des eaux pluviales à l'exutoire des types d'ouvrages correspondants aux sites étudiés.

Le Tableau 3.38 reprend pour chaque site décentralisé les valeurs en Q_{10} , médiane Med et Q_{90} ainsi que la médiane issue de la fusion des trois sites à la source $Med_Sources$. Sont ajoutés les valeurs des $Pvalue$ issues des tests de Wilcoxon pour chaque appariement de sites possibles (CSR-tranchée, CSR-noue et tranchée-noue), sur le même modèle que pour les concentrations des références, ainsi que les médianes correspondantes à la fusion de leurs distributions respectives ($Med_CSR, Tra, Med_CSR, Nou, et Med_Tra, Nou$).

a) Comparaison des sites centralisé/décentralisés

Seulement 9 substances sur 41 (22%) ont des distributions qui ne sont pas statistiquement différentes (Cf. Tableau 3.35), $Pvalue < 0.05$). Ces substances sont : V, Car, Atr, NPEC1, 4-OP, OP1EO, OP2EO, B183, B205, ainsi que la somme des 6 PBDE (B28, B47, B99, B100, B153 et B154).

Toutes les autres substances présentent des distributions significativement différentes. On constate que la quasi intégralité des métaux et l'ensemble des HAPs sont concernés par ces différences.

Les rejets du bassin de rétention DjR Sortie sont en majorité plus chargés en métaux (e.g. plus de 3 fois plus pour Pb et jusqu'à environ 12 fois plus pour Zn en médiane) que les sorties des sites à la source. Les concentrations en sortie restent importantes pour ce site centralisé notamment pour Cu et Zn dont les médianes sont 20 fois plus élevées que la NQE (Cf. Tableau 3.36).

Les rejets en HAPs du site centralisé sont aussi globalement plus importants que ceux des sites décentralisés. Le Benzo(g,h,i)pérylène (Bper, SPD) montre une médiane trois fois plus grande que la NQE.

Parmi les pesticides, la carbendazime est le plus présent à l'exutoire du bassin de DjR et présente un niveau qui peut dépasser la NQE. Le diuron (SP, DCE), s'il est aussi présent en concentration plus importante sur le site DjR Sortie, ne dépasse cependant pas la NQE.

Pour les alkylphénols : le 4-NP (SPD, DCE) et le NP1EO présentent des concentrations plus importantes (en médiane et Q_{90}) sur le site centralisé que sur les sites à la source. Hormis pour le OP1EO sur DjR Sortie dont les concentrations frôlent la NQE, les autres AP restent inférieures aux NQE.

Les valeurs de la littérature sont beaucoup moins fournies qu'en entrée et concernent beaucoup moins de types d'ouvrages et de MP (Cf. Tableau 3.37). Pour ce qui existe, on constate que le bassin de rétention DjR renvoie des concentrations dans la fourchette basse des données de la littérature sauf pour le chrome et le zinc. Le cuivre est lui très variable et couvre une large gamme de concentrations.

b) Comparaison des sites à la source entre eux

18 substances sur 41 (44%) montrent des distributions qui ne sont pas statistiquement différentes entre les trois sites à la source (Tableau 3.38) : Cd, Co, Cu, V, Di, BPA, tous les alkylphénols sauf NP2EO, Flu et B209.

Les 23 substances présentant des distributions significativement différentes suggèrent une hétérogénéité marquée entre les réponses des différents sites les uns par rapport aux autres d'un point de vue des concentrations.

Les rejets des dispositifs à la source sont en concentrations faibles sauf pour certains métaux ou metalloïde. L'arsenic est présent en sortie des sites à la source

(médiane de l'ordre de grandeur de la NQE) et en particulier de la noue (médiane 2.5 fois la NQE) ainsi que le chrome (médiane 2 fois la NQE pour la noue). Des tests de lixiviation sur le substrat constituant la noue révèlent de fortes concentrations, entre autres, en arsenic et en chrome qui peuvent expliquer ces résultats. Une autre source identifiée par ces tests de lixiviation pour ces deux composés est le « stabilisé » constituant les places de stationnement de la noue et de la tranchée. Il n'est donc pas étonnant de retrouver ces substances également à l'exutoire de la tranchée. Le chrome est également présent en sortie de CSR (mais en teneurs inférieures à la NQE) et il a été aussi observé dans le lixiviat provenant des constituants du béton composant la chaussée drainante. Le cuivre est rejeté aussi en concentrations importantes pour les sites à la source (médiane 8 fois plus élevée que la NQE) alors qu'il n'a pas été détecté dans les lixiviats des matériaux de constitution des ouvrages. Le zinc, également rejeté par les sites, présente des concentrations médianes autour de la NQE avec des valeurs Q90 élevées, pouvant aller jusqu'à 10 fois la NQE sur la noue. Les lixiviats indiquent une contamination en zinc dans le substrat de la noue qui pourrait expliquer partiellement ces concentrations particulièrement élevées. On note cependant que la tranchée et la noue présentent des concentrations en zinc très similaires en médiane, Q10 et Q90 quand bien même les matériaux constituant la tranchée ne présentent pas de contamination en zinc. La contamination sur ces deux sites proviendrait donc bien principalement des sollicitations d'utilisation des sites (le zinc est un constituant de nombreuses pièces automobiles et des pneumatiques).

On constate que globalement la tranchée et la noue ont des comportements similaires (Tableau 3.38): 35 substances sur 41 (85%) présentent des distributions non significativement différentes entre ces deux sites, contre 22 (50%) et 24 (59%) quand elles sont respectivement comparées à la CSR. Les différences de distributions entre la tranchée et la noue sont quasi exclusivement dues aux métaux, et peuvent être expliquées par des concentrations plus importantes dans le lixiviat de la noue que celui de la tranchée. Le même constat sur les lixiviats peut être fait pour les différences de distributions en métaux de ces deux sites avec la CSR (respectivement 8 pour la tranchée et 5 pour la noue).

La principale source de différences entre la CSR et les deux autres sites provient cependant des HAPs : à l'exception du fluoranthène, 100% des distributions en HAPs présentent des différences entre la CSR et la noue et 90% entre la CSR et la tranchée. Ces différences peuvent être expliqués par les ajustements de concentrations effectués du fait du taux de quantification/détection très faibles dont font montre ces substances (voir §2.5 sur l'organigramme) et qui indiquent tout de même une absence récurrente de ces substances sur ces trois sites.

Dans l'ensemble, les concentrations observées à l'exutoire des sites à la source couvrent plutôt la fourchette basse des gammes de la littérature (peu fournie). Certains MP présentent des concentrations très variables et couvrent donc une large gamme de valeurs. C'est le cas du 4-Tert-Octylphénol pour la noue ou du 4-Nonylphénol pour la tranchée. L'Atrazine montre également des niveaux de concentrations très élevés en Q90 pour la noue probablement du fait d'une contamination du substrat mise en exergue par les lixiviats.

⇒ La contamination des effluents est statistiquement différente entre le site centralisé DjR Sortie et les sites à la source pour une grande majorité des composés (excepté pour V, Car, Atr, BPA, NPEC1, 4-OP, OP1EO, OP2EO, B183, B205 et la somme des 6 PBDE). Les métaux et les HAPs sont les familles montrant le plus de substances avec des distributions significativement différentes (toutes comparaisons confondues). Quand les distributions de concentrations sont statistiquement différentes, le site DjR Sortie montre des concentrations supérieures à celles des autres sites dans la majorité des cas en Q10 (69%), en médiane (72%) et en Q90 (75%).

Les concentrations observées à l'exutoire des sites Django-Reinhardt Sortie, CSR, tranchée et noue sont dans les gammes des données de la littérature quand elles existent. Pour la majorité des polluants, les niveaux de concentrations se trouvent plutôt dans les franges basses des valeurs de la littérature. On retrouve une contamination non négligeable au regard des NQE ou des seuils de confirmation de bon état écologique pour certaines substances : environ 25% d'entre elles sont en concentrations supérieures (voire fortement supérieures) aux normes en vigueur, notamment certaines substances listées comme prioritaires ou prioritaires dangereuses par la DCE (Bper, SPD). Sans grande surprise, ce sont également les mêmes substances que nous avons identifiées comme présentant des concentrations 'problématiques' dans le chapitre précédent sur les « entrées ».

Si le site centralisé DjR Sortie se démarque des sites de gestion à la source avec des rejets plus importants pour un certain nombre de substances, dans une moindre mesure la CSR se démarque statistiquement de la tranchée et de la noue qui présentent des rejets en concentrations non significativement différentes pour la quasi-totalité des polluants, vraisemblablement liée à la composition de leurs matériaux et à leur mode de traitement des eaux. Ces éléments montrent la contamination, parfois importante, des effluents à l'exutoire des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales de notre étude. L'étude des efficacités de « traitement » (stockage, infiltration) permettra de déterminer quelle(s) solution(s) fonctionne(nt) au mieux suivant les polluants visés.

Tableau 3.35 : Données statistiques des concentrations totales pour les sites de gestion des eaux pluviales centralisé DJR Sortie et décentralisés CSR, tranchée et noue

			DJR Sortie				CSR				Tranchée				Noue				Pvalue KW Sorties	Med_Sorties	Pvalue KW Sources	Med_Sources
			Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV				
ETM	As	(µg/L)	0.41	0.83	1.21	40%	1.04	1.31	1.53	14%	0.37	0.84	1.63	53%	1.24	1.98	2.85	37%	0.001	-	0.006	-
	Cd	(µg/L)	0.09	0.13	1.21	120%	0.01	0.02	0.04	67%	0.01	0.02	0.77	236%	0.03	0.04	0.07	42%	0.000	-	0.160	0.02
	Co	(µg/L)	0.23	1.02	1.47	47%	0.04	0.11	0.31	72%	0.08	0.15	0.51	85%	0.11	0.40	0.89	79%	0.009	-	0.135	0.13
	Cr	(µg/L)	1.77	3.97	6.54	44%	1.06	2.56	3.82	44%	2.54	3.73	14.47	99%	4.37	6.34	7.46	22%	0.009	-	0.006	-
	Cu	(µg/L)	11.03	19.47	36.26	44%	4.90	8.18	11.64	30%	4.51	7.28	10.15	29%	4.89	11.06	13.53	37%	0.000	-	0.254	7.79
	Mn	(µg/L)	16.18	31.00	36.51	32%	0.25	1.40	5.00	106%	5.47	7.12	30.03	84%	0.00	20.50	49.97	98%	0.001	-	0.010	-
	Mo	(µg/L)	1.04	2.11	19.41	144%	0.00	0.00	0.00	NaN	0.14	0.37	0.52	41%	0.72	0.88	1.44	33%	0.000	-	0.000	0.17
	Ni	(µg/L)	1.83	3.27	12.87	85%	0.00	1.29	6.56	126%	1.45	2.78	4.60	39%	4.24	5.21	6.39	21%	0.040	-	0.047	-
	Pb	(µg/L)	2.81	5.51	10.51	56%	0.00	0.00	0.00	NaN	0.59	1.02	1.93	45%	0.00	1.84	3.87	89%	0.000	-	0.001	-
	Sr	(µg/L)	32.10	50.49	85.13	38%	109.62	131.97	148.10	12%	77.69	107.99	129.50	20%	115.53	175.27	202.26	23%	0.000	-	0.008	-
	Ti	(µg/L)	6.28	27.19	92.43	91%	0.30	1.98	11.81	115%	3.39	16.60	55.01	86%	8.07	40.13	113.52	102%	0.008	-	0.015	-
	V	(µg/L)	1.87	2.52	4.27	34%	1.94	2.82	4.04	28%	1.22	2.35	5.20	57%	1.75	4.79	8.59	63%	0.447	2.65	0.254	2.77
Zn	(µg/L)	87.66	181.00	629.05	107%	0.00	0.00	17.40	165%	6.67	12.33	63.81	124%	9.90	14.80	89.41	119%	0.000	-	0.040	-	
Ba	(µg/L)	16.92	26.00	38.80	30%	2.50	7.25	20.90	80%	4.06	10.35	16.33	44%	13.90	21.80	44.50	55%	0.001	-	0.020	-	
pest.	Car	(ng/L)	2.90	38.99	214.69	110%	0.00	12.12	120.50	153%	0.02	2.42	14.20	137%	0.00	1.02	5.00	134%	0.183	4.50	0.755	1.42
	Atr	(ng/L)	0.17	3.95	73.15	186%	0.00	0.00	65.60	208%	0.00	0.16	68.89	235%	0.00	4.67	536.87	195%	0.518	0.98	0.380	0.16
	Di	(ng/L)	1.22	23.08	867.03	255%	0.00	0.00	36.00	235%	0.00	0.00	0.36	270%	0.00	0.00	0.00	200%	0.006	-	0.561	0.00
Bis	BPA	(ng/L)	362.27	536.62	844.58	32%	18.79	115.14	385.31	93%	17.64	66.40	123.19	68%	0.00	69.39	3043.01	188%	0.026	-	0.515	84.58
AP	NPEC1	(ng/L)	0.00	166.42	265.35	93%	10.58	18.15	33.36	47%	6.67	14.85	21.68	45%	10.20	15.05	77.25	109%	0.754	17.11	0.631	16.25
	4-OP	(ng/L)	22.45	38.03	96.27	61%	4.13	39.11	62.86	75%	10.49	17.91	34.66	49%	15.95	33.81	45.92	42%	0.198	34.68	0.393	26.01
	OP1EO	(ng/L)	10.46	86.88	245.32	94%	0.00	26.69	88.01	104%	15.72	24.24	79.94	82%	10.83	16.49	28.02	44%	0.368	26.41	0.505	23.81
	OP2EO	(ng/L)	1.13	4.46	16.51	99%	0.92	2.53	9.17	79%	1.04	6.51	10.57	68%	0.92	1.50	3.13	54%	0.396	2.88	0.305	2.53
	4-NP	(ng/L)	179.45	552.63	1195.91	62%	0.00	304.35	615.04	80%	133.73	247.02	672.84	65%	0.00	94.30	136.54	75%	0.027	-	0.098	197.33
	NP2EO	(ng/L)	58.99	73.68	82.13	13%	0.00	0.00	0.00	NaN	17.91	38.10	77.42	54%	0.00	37.49	144.21	126%	0.003	-	0.006	-
	NP1EO	(ng/L)	42.07	85.50	187.81	66%	0.00	0.00	53.10	144%	1.46	18.28	45.69	77%	0.00	9.05	25.44	119%	0.021	-	0.700	16.32
HAP	Nap	(ng/L)	79.33	113.26	1234.57	136%	10.38	30.50	140.97	128%	24.59	66.44	134.77	57%	52.39	71.90	146.66	49%	0.004	-	0.041	-
	Ace	(ng/L)	3.79	11.29	28.90	69%	0.95	3.95	7.51	76%	3.79	7.89	11.53	45%	6.29	7.82	10.69	26%	0.016	-	0.044	-
	Flu	(ng/L)	9.01	20.33	35.76	46%	2.11	8.45	11.00	65%	8.45	8.45	17.13	38%	8.45	8.45	8.45	0%	0.004	-	0.542	8.45
	Phe	(ng/L)	38.40	55.87	91.36	37%	1.70	7.00	49.86	178%	8.89	23.57	55.61	65%	17.83	34.42	60.35	50%	0.001	-	0.025	-
	Fih	(ng/L)	25.36	45.09	103.11	58%	0.46	0.46	11.96	218%	1.84	2.15	24.03	103%	1.84	11.82	51.01	122%	0.000	-	0.013	-
	Pyr	(ng/L)	28.11	42.17	105.74	56%	0.40	0.40	2.81	149%	1.58	1.58	41.49	130%	1.58	1.71	18.37	143%	0.000	-	0.004	-
	BaA	(ng/L)	6.67	25.98	45.06	59%	0.88	0.88	2.46	75%	3.52	3.52	3.52	0%	3.52	3.52	3.52	0%	0.000	-	0.000	-
	Chr	(ng/L)	3.25	21.98	46.77	80%	0.67	0.67	1.87	75%	2.67	2.67	16.16	125%	2.67	2.67	12.82	97%	0.000	-	0.001	-
	BbF	(ng/L)	10.60	20.11	74.28	74%	1.73	1.73	4.83	75%	6.90	6.90	6.90	0%	6.90	6.90	6.90	0%	0.000	-	0.000	-
	BkF	(ng/L)	4.55	6.90	21.97	68%	1.73	1.73	4.83	75%	6.90	6.90	6.90	0%	6.90	6.90	6.90	0%	0.000	-	0.000	-
	BaP	(ng/L)	0.00	11.69	30.07	98%	2.92	2.92	8.18	75%	11.69	11.69	11.69	0%	11.69	11.69	11.69	0%	0.031	-	0.000	-
	IP	(ng/L)	0.00	29.81	40.00	96%	10.00	10.00	28.00	75%	40.00	40.00	40.00	0%	40.00	40.00	40.00	0%	0.002	-	0.000	-
	Bper	(ng/L)	0.00	26.58	69.40	109%	10.00	10.00	28.00	75%	40.00	40.00	40.00	0%	40.00	40.00	40.00	0%	0.015	-	0.000	-
		ΣHAP légers	(ng/L)	167.55	218.30	1364.98	108%	32.55	50.88	209.90	118%	61.23	119.87	211.24	43%	98.54	137.99	235.07	39%	0.001	-	0.023
	ΣHAP Lourds	(ng/L)	102.50	264.66	488.41	54%	38.78	38.78	117.57	73%	155.12	173.16	212.11	14%	155.12	178.57	204.55	16%	0.001	-	0.003	-
	Σ16HAP	(ng/L)	340.35	475.87	1569.55	67%	75.33	89.97	320.26	99%	216.34	279.30	415.71	26%	277.96	304.41	439.62	22%	0.000	-	0.013	-
PBDE	B183	(ng/L)	0.48	1.56	6.96	96%	0.40	2.28	5.12	79%	1.34	1.92	5.84	74%	1.68	2.23	2.89	22%	0.965	2.19	0.925	2.22
	B205	(ng/L)	0.00	0.64	9.60	169%	0.00	0.93	16.33	183%	0.00	0.28	8.70	205%	0.43	0.66	13.71	170%	0.746	0.64	0.581	0.69
	B209	(ng/L)	1.59	29.17	93.47	96%	0.00	0.00	38.60	240%	0.52	1.35	25.60	140%	0.99	5.19	6.33	57%	0.034	-	0.166	1.06
	Σ6PBDE	(ng/L)	1.88	4.98	13.01	69%	1.79	4.70	5.39	36%	1.76	2.62	3.32	25%	2.53	3.15	4.75	28%	0.102	3.36	0.123	3.15
	MES	(mg/L)	13.60	20.17	115.17	109%	0.00	0.58	29.83	188%	3.68	17.75	87.73	103%	8.33	25.33	81.17	94%	0.017	-	0.015	-

Tableau 3.36 : Données statistiques des concentrations totales pour les sites de gestion des eaux pluviales centralisé DJR Sortie et décentralisés CSR, tranchée et noue par rapport à la NQE (les données de médianes et Q90 sont reprises du tableau précédent pour plus de lisibilité)

			DJR Sortie		CSR		Tranchée		Noue		Med Sorties	Med Sources	NQE	Comparaison à la NQE			
			Med	Q90	Med	Q90	Med	Q90	Med	Q90				DjR S	CSR	Tra	Noue
ETM	As	(µg/L)	0.83	1.21	1.31	1.53	0.84	1.63	1.98	2.85	-	-	0.83	x 1 (x 1.5)	x 1.5	x1 (x 2)	x 2.5 (x 3.5)
	Cd	(µg/L)	0.13	1.21	0.02	0.04	0.02	0.77	0.04	0.07	-	0.02	0.45	x 1/3 (x3)	x 1/20 (x 1.5)		
	Co	(µg/L)	1.02	1.47	0.11	0.31	0.15	0.51	0.40	0.89	-	0.13	-	-			
	Cr	(µg/L)	3.97	6.54	2.56	3.82	3.73	14.47	6.34	7.46	-	-	3.4	x 1 (x 2)	x 2/3 (x 1)	x 1 (x 4)	x 2
	Cu	(µg/L)	19.47	36.26	8.18	11.64	7.28	10.15	11.06	13.53	-	7.79	1	x 20 (x 35)	x 8 (x 13)		
	Mn	(µg/L)	31.00	36.51	1.40	5.00	7.12	30.03	20.50	49.97	-	-	-	-			
	Mo	(µg/L)	2.11	19.41	0.00	0.00	0.37	0.52	0.88	1.44	-	-	-	-			
	Ni	(µg/L)	3.27	12.87	1.29	6.56	2.78	4.60	5.21	6.39	-	-	34	x 1/10 (x 1/3)	x 1/30 (x 1/6)	x 1/12 (x 1/8)	x 1/6
	Pb	(µg/L)	5.51	10.51	0.00	0.00	1.02	1.93	1.84	3.87	-	-	13	x 1/2 (x1)	0	x 1/10	x 1/10 (x1/3)
	Sr	(µg/L)	50.49	85.13	131.97	148.10	107.99	129.50	175.27	202.26	-	-	-	-			
	Ti	(µg/L)	27.19	92.43	1.98	11.81	16.60	55.01	40.13	113.52	-	-	-	-			
	V	(µg/L)	2.52	4.27	2.82	4.04	2.35	5.20	4.79	8.59	2.65	2.77	-	-			
	Zn	(µg/L)	181.00	629.05	0.00	17.40	12.33	63.81	14.80	89.41	-	-	7.8	x 20 (x 80)	0 (x 2)	x 1 (x 8)	x 1 (x 10)
Ba	(µg/L)	26.00	38.80	7.25	20.90	10.35	16.33	21.80	44.50	-	-	-	-				
pest.	Car	(ng/L)	38.99	214.69	12.12	120.50	2.42	14.20	1.02	5.00	4.50	1.42	150	x 1/30 (x 1.5)			
	Atr	(ng/L)	3.95	73.15	0.00	65.60	0.16	68.89	4.67	536.87	0.98	0.16	2000	0 (x 1/4)			
	Di	(ng/L)	23.08	867.03	0.00	36.00	0.00	0.36	0.00	0.00	-	0.00	1800	x 1/70 (x 1/3)	0 (x 1/60)		
Bis	BPA	(ng/L)	536.62	844.58	115.14	385.31	66.40	123.19	69.39	3043.01	-	84.58	-	-			
AP	NPEC1	(ng/L)	166.42	265.35	18.15	33.36	14.85	21.68	15.05	77.25	17.11	16.25	2000	x 1/10	x 1/120 (x 1/30)		
	4-OP	(ng/L)	38.03	96.27	39.11	62.86	17.91	34.66	33.81	45.92	34.68	26.01	100	x 1/3 (x 1)			
	OP1EO	(ng/L)	86.88	245.32	26.69	88.01	24.24	79.94	16.49	28.02	26.41	23.81	100	x 1 (x 2)	x 1/4 (x 1)		
	OP2EO	(ng/L)	4.46	16.51	2.53	9.17	6.51	10.57	1.50	3.13	2.88	2.53	100	x 1/30 (x 1/10)			
	4-NP	(ng/L)	552.63	1195.91	304.35	615.04	247.02	672.84	94.30	136.54	-	197.33	2000	x 1/4 (x1/2)	x 1/5 (x1/2)		
	NP2EO	(ng/L)	73.68	82.13	0.00	0.00	38.10	77.42	37.49	144.21	-	-	2000	x 1/30	0	x 1/60 (x 1/30)	x 1/60 (x 1/20)
NP1EO	(ng/L)	85.50	187.81	0.00	53.10	18.28	45.69	9.05	25.44	-	16.32	2000	x 1/25 (x 1/10)	x 1/130 (x 1/40)			
HAP	Nap	(ng/L)	113.26	1234.57	30.50	140.97	66.44	134.77	71.90	146.66	-	-	130000	0 (x 1/100)	0	0	0
	Ace	(ng/L)	11.29	28.90	3.95	7.51	7.89	11.53	7.82	10.69	-	-	-	-			
	Flu	(ng/L)	20.33	35.76	8.45	11.00	8.45	17.13	8.45	8.45	-	8.45	-	-			
	Phe	(ng/L)	55.87	91.36	7.00	49.86	23.57	55.61	34.42	60.35	-	-	-	-			
	Flh	(ng/L)	45.09	103.11	0.46	11.96	2.15	24.03	11.82	51.01	-	-	120	x 1/3 (x 1)	x 1/200 (x1/10)	x 1/100 (x 1/6)	x 1/10 (x1/2)
	Pyr	(ng/L)	42.17	105.74	0.40	2.81	1.58	41.49	1.71	18.37	-	-	-	-			
	BaA	(ng/L)	25.98	45.06	0.88	2.46	3.52	3.52	3.52	3.52	-	-	-	-			
	Chr	(ng/L)	21.98	46.77	0.67	1.87	2.67	16.16	2.67	12.82	-	-	-	-			
	BbF	(ng/L)	20.11	74.28	1.73	4.83	6.90	6.90	6.90	6.90	-	-	17	x 1 (x 5)	- *		
	BkF	(ng/L)	6.90	21.97	1.73	4.83	6.90	6.90	6.90	6.90	-	-	17	x 1/2 (x 1)	- *		
	BaP	(ng/L)	11.69	30.07	2.92	8.18	11.69	11.69	11.69	11.69	-	-	270	x 1/25 (x 1/10)	- *		
	IP	(ng/L)	29.81	40.00	10.00	28.00	40.00	40.00	40.00	40.00	-	-	-	-			
	Bper	(ng/L)	26.58	69.40	10.00	28.00	40.00	40.00	40.00	40.00	-	-	8.2	x 3 (x 10)	- *		
	ΣHAP légers	(ng/L)	218.30	1364.98	50.88	209.90	119.87	211.24	137.99	235.07	-	-	-	-			
ΣHAP Lourds	(ng/L)	264.66	488.41	38.78	117.57	173.16	212.11	178.57	204.55	-	-	-	-				
Σ16HAP	(ng/L)	475.87	1569.55	89.97	320.26	279.30	415.71	304.41	439.62	-	-	-	-				
PBDE	B183	(ng/L)	1.56	6.96	2.28	5.12	1.92	5.84	2.23	2.89	2.19	2.22	-	-			
	B205	(ng/L)	0.64	9.60	0.93	16.33	0.28	8.70	0.66	13.71	0.64	0.69	-	-			
	B209	(ng/L)	29.17	93.47	0.00	38.60	1.35	25.60	5.19	6.33	-	1.06	-	-			
	Σ6PBDE	(ng/L)	4.98	13.01	4.70	5.39	2.62	3.32	3.15	4.75	3.36	3.15	140	x 1/50 (x 1/10)			
MES	(mg/L)	20.17	115.17	0.58	29.83	17.75	87.73	25.33	81.17	-	-	50	x 1/2 (x 2)	x 1/100 (x 1/2)	x 1/3 (x 1.5)	x 1/2 (x 1.5)	

* Résultats d'analyses détectés mais non quantifiés de façon systématique donc pas réellement exploitable du point de vue des valeurs de concentrations

Tableau 3.37 : Données statistiques des concentrations totales pour les sites de de gestion des eaux pluviales centralisé DJR Sortie et décentralisés CSR, tranchée et noue par rapport à la littérature (les données de médianes sont reprises des tableaux précédents pour plus de lisibilité)

			DjR Sortie	CSR	Tranchée	Noue	Med_Sorties	Med_Sources	Comparaison à la littérature				[min; max] ou (moy) de la littérature					
			Med	Med	Med	Med			DjR Sortie	CSR	Tranchée	Noue	DjR Sortie	CSR	Tranchée	Noue		
ETM	As	(µg/L)	0.83	1.31	0.84	1.98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Cd	(µg/L)	0.13	0.02	0.02	0.04	-	0.02		-	-	-	-	[0 ; 20]	[1 ; 3.5]	-	-	
	Co	(µg/L)	1.02	0.11	0.15	0.40	-	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Cr	(µg/L)	3.97	2.56	3.73	6.34	-	-		-	-	-	-	[1 ; 2]	-	(29) **	[0 ; 160]	
	Cu	(µg/L)	19.47	8.18	7.28	11.06	-	7.79		-	-	-	-	[10 ; 40]	[1 ; 24]	[0 ; 160]		
	Mn	(µg/L)	31.00	1.40	7.12	20.50	-	-		-	-	-	-	[70 ; 350]	-	[4 ; 304]		
	Mo	(µg/L)	2.11	0.00	0.37	0.88	-	0.17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ni	(µg/L)	3.27	1.29	2.78	5.21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(15) **
	Pb	(µg/L)	5.51	0.00	1.02	1.84	-	-		-	-	-	-	[70 ; 230]	[1 ; 33]	[0 ; 150]		
	Sr	(µg/L)	50.49	131.97	107.99	175.27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ti	(µg/L)	27.19	1.98	16.60	40.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	V	(µg/L)	2.52	2.82	2.35	4.79	2.65	2.77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn	(µg/L)	181.00	0.00	12.33	14.80	-	-		-	-	-	-	[2 ; 80]	[2 ; 340]	[0 ; 790]			
Ba	(µg/L)	26.00	7.25	10.35	21.80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
pest.	Car	(ng/L)	38.99	12.12	2.42	1.02	4.50	1.42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Atr	(ng/L)	3.95	0.00	0.16	4.67	0.98	0.16	-	-		-	-	-	-	-	[21 ; 40]	-
	Di	(ng/L)	23.08	0.00	0.00	0.00	-	0.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bis	BPA	(ng/L)	536.62	115.14	66.40	69.39	-	84.58	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AP	NPEC1	(ng/L)	166.42	18.15	14.85	15.05	17.11	16.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4-OP	(ng/L)	38.03	39.11	17.91	33.81	34.68	26.01	-	-		-	-	-	-	-	[7 ; 64]	-
	OP1EO	(ng/L)	86.88	26.69	24.24	16.49	26.41	23.81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	OP2EO	(ng/L)	4.46	2.53	6.51	1.50	2.88	2.53	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4-NP	(ng/L)	552.63	304.35	247.02	94.30	-	197.33	-	-		-	-	-	-	-	[81 ; 790]	-
	NP2EO	(ng/L)	73.68	0.00	38.10	37.49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NP1EO	(ng/L)	85.50	0.00	18.28	9.05	-	16.32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
HAP	Nap	(ng/L)	113.26	30.50	66.44	71.90	-	-	-	-		-	-	-	-	-	[2000 ; 2300]	-
	Ace	(ng/L)	11.29	3.95	7.89	7.82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Flu	(ng/L)	20.33	8.45	8.45	8.45	-	8.45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Phe	(ng/L)	55.87	7.00	23.57	34.42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Flh	(ng/L)	45.09	0.46	2.15	11.82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Pyr	(ng/L)	42.17	0.40	1.58	1.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BaA	(ng/L)	25.98	0.88	3.52	3.52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Chr	(ng/L)	21.98	0.67	2.67	2.67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BbF	(ng/L)	20.11	1.73	6.90	6.90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BkF	(ng/L)	6.90	1.73	6.90	6.90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BaP	(ng/L)	11.69	2.92	11.69	11.69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	IP	(ng/L)	29.81	10.00	40.00	40.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Bper	(ng/L)	26.58	10.00	40.00	40.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ΣHAP légers	(ng/L)	218.30	50.88	119.87	137.99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ΣHAP Lourds	(ng/L)	264.66	38.78	173.16	178.57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Σ16HAP	(ng/L)	475.87	89.97	279.30	304.41	-	-	-	-		-	-	-	-	-	[460 ; 1800]	-	
PBDE	B183	(ng/L)	1.56	2.28	1.92	2.23	2.19	2.22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B205	(ng/L)	0.64	0.93	0.28	0.66	0.64	0.69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B209	(ng/L)	29.17	0.00	1.35	5.19	-	1.06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Σ6PBDE	(ng/L)	4.98	4.70	2.62	3.15	3.36	3.15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MES	(mg/L)	20.17	0.58	17.75	25.33	-	-		-	-	-	-	[17 ; 196]	[1 ; 139]	[0 ; 766]			

Littérature :

DjR Sortie : Carpenter et al., 2014 ; Belizario et al., 2016 ; Wałęga and Wachulec, 2018

CSR : Brattebo and Booth, 2003 ; Booth and Leavitt, 1999 ; Pagotto et al., 2000 ; Scholes et al., 2003 ; Colandini, 1997

Noue et Tranchée : Bressy, 2010 ; Li et al., 2016 ; Stagge et al., 2012 ; **Silva et al., 2010 ; Zhang et al., 2014 ; Xiao and McPherson, 2009 ; Hatt et al., 2009 ; Lucke and Nichols, 2015 ; Scholes et al., 2003

Tableau 3.38 : Données statistiques : comparaison des distributions des concentrations totales pour les sites de de gestion des eaux pluviales à la source CSR, tranchée et noue

			CSR			Tranchée			Noue			Med_Sources	Pvalue WCX CSR Tra	Med_CSR,Tra	Pvalue WCX CSR Nou	Med_CSR,Nou	Pvalue WCX Tra-Nou	Med_Tra,Nou
			Q10	Med	Q90	Q10	Med	Q90	Q10	Med	Q90							
ETM	As	(µg/L)	1.04	1.31	1.53	0.37	0.84	1.63	1.24	1.98	2.85	-	0.009	1.15	0.106	1.33	0.016	0.99
	Cd	(µg/L)	0.01	0.02	0.04	0.01	0.02	0.77	0.03	0.04	0.07	0.02	0.556	0.02	0.054	0.02	0.275	0.03
	Co	(µg/L)	0.04	0.11	0.31	0.08	0.15	0.51	0.11	0.40	0.89	0.13	0.360	0.13	0.076	0.13	0.214	0.18
	Cr	(µg/L)	1.06	2.56	3.82	2.54	3.73	14.47	4.37	6.34	7.46	-	0.043	2.91	0.002	3.03	0.109	4.52
	Cu	(µg/L)	4.90	8.18	11.64	4.51	7.28	10.15	4.89	11.06	13.53	7.79	0.315	7.70	0.304	8.87	0.214	7.70
	Mn	(µg/L)	0.25	1.40	5.00	5.47	7.12	30.03	0.00	20.50	49.97	-	0.001	4.16	0.188	1.50	0.461	8.42
	Mo	(µg/L)	-	-	-	0.14	0.37	0.52	0.72	0.88	1.44	0.17	0.000	0.00	0.002	0.00	0.004	0.46
	Ni	(µg/L)	0.00	1.29	6.56	1.45	2.78	4.60	4.24	5.21	6.39	-	0.113	2.28	0.074	2.39	0.048	3.76
	Pb	(µg/L)	-	-	-	0.59	1.02	1.93	0.00	1.84	3.87	-	0.000	0.00	0.022	0.00	0.461	1.09
	Sr	(µg/L)	109.62	131.97	148.10	77.69	107.99	129.50	115.53	175.27	202.26	-	0.004	126.61	0.142	135.68	0.048	119.80
	Ti	(µg/L)	0.30	1.98	11.81	3.39	16.60	55.01	8.07	40.13	113.52	-	0.012	7.49	0.024	6.13	0.808	16.60
	V	(µg/L)	1.94	2.82	4.04	1.22	2.35	5.20	1.75	4.79	8.59	2.77	0.360	2.64	0.374	2.99	0.154	2.68
Zn	(µg/L)	0.00	0.00	17.40	6.67	12.33	63.81	9.90	14.80	89.41	-	0.030	7.62	0.062	4.95	0.461	14.24	
Ba	(µg/L)	2.50	7.25	20.90	4.06	10.35	16.33	13.90	21.80	44.50	-	0.172	7.85	0.024	8.35	0.016	12.00	
pest.	Car	(ng/L)	0.00	12.12	120.50	0.02	2.42	14.20	0.00	1.02	5.00	1.42	1.000	2.42	0.721	1.02	0.368	1.42
	Atr	(ng/L)	0.00	0.00	65.60	0.00	0.16	68.89	0.00	4.67	536.87	0.16	0.500	0.05	0.230	0.13	0.444	0.25
	Di	(ng/L)	0.00	0.00	36.00	0.00	0.00	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.677	0.00	0.364	0.00	0.566	0.00
Bis	BPA	(ng/L)	18.79	115.14	385.31	17.64	66.40	123.19	0.00	69.39	3043.01	84.58	0.228	84.58	0.723	95.07	1.000	66.40
AP	NPEC1	(ng/L)	10.58	18.15	33.36	6.67	14.85	21.68	10.20	15.05	77.25	16.25	0.414	16.25	0.683	17.36	0.762	14.85
	4-OP	(ng/L)	4.13	39.11	62.86	10.49	17.91	34.66	15.95	33.81	45.92	26.01	0.491	24.03	1.000	38.81	0.114	24.03
	OP1EO	(ng/L)	0.00	26.69	88.01	15.72	24.24	79.94	10.83	16.49	28.02	23.81	0.917	26.69	0.424	23.81	0.257	19.77
	OP2EO	(ng/L)	0.92	2.53	9.17	1.04	6.51	10.57	0.92	1.50	3.13	2.53	0.662	4.16	0.214	2.34	0.257	2.32
	4-NP	(ng/L)	0.00	304.35	615.04	133.73	247.02	672.84	0.00	94.30	136.54	197.33	0.918	289.26	0.154	144.27	0.019	166.38
	NP2EO	(ng/L)	-	-	-	17.91	38.10	77.42	0.00	37.49	144.21	-	0.001	0.00	0.182	0.00	0.857	38.10
NP1EO	(ng/L)	0.00	0.00	53.10	1.46	18.28	45.69	0.00	9.05	25.44	16.32	0.474	16.32	0.933	0.00	0.610	18.07	
HAP	Nap	(ng/L)	10.38	30.50	140.97	24.59	66.44	134.77	52.39	71.90	146.66	-	0.055	39.83	0.034	35.30	0.648	66.44
	Ace	(ng/L)	0.95	3.95	7.51	3.79	7.89	11.53	6.29	7.82	10.69	-	0.063	4.79	0.034	5.75	0.503	7.89
	Flu	(ng/L)	2.11	8.45	11.00	8.45	8.45	17.13	8.45	8.45	8.45	8.45	0.353	8.45	1.000	8.45	0.764	8.45
	Phe	(ng/L)	1.70	7.00	49.86	8.89	23.57	55.61	17.83	34.42	60.35	-	0.031	10.49	0.034	9.64	0.412	24.37
	Flh	(ng/L)	0.46	0.46	11.96	1.84	2.15	24.03	1.84	11.82	51.01	-	0.008	1.84	0.028	0.77	0.758	2.15
	Pyr	(ng/L)	0.40	0.40	2.81	1.58	1.58	41.49	1.58	1.71	18.37	-	0.002	1.12	0.014	0.40	0.879	1.58
	BaA	(ng/L)	0.88	0.88	2.46	3.52	3.52	3.52	3.52	3.52	3.52	-	0.001	2.20	0.014	0.88	1.000	3.52
	Chr	(ng/L)	0.67	0.67	1.87	2.67	2.67	16.16	2.67	2.67	12.82	-	0.001	1.67	0.011	0.67	1.000	2.67
	BbF	(ng/L)	1.73	1.73	4.83	6.90	6.90	6.90	6.90	6.90	6.90	-	0.001	4.32	0.014	1.73	1.000	6.90
	BkF	(ng/L)	1.73	1.73	4.83	6.90	6.90	6.90	6.90	6.90	6.90	-	0.001	4.32	0.014	1.73	1.000	6.90
	BaP	(ng/L)	2.92	2.92	8.18	11.69	11.69	11.69	11.69	11.69	11.69	-	0.001	7.31	0.014	2.92	1.000	11.69
	IP	(ng/L)	10.00	10.00	28.00	40.00	40.00	40.00	40.00	40.00	40.00	-	0.001	25.00	0.014	10.00	1.000	40.00
	Bper	(ng/L)	10.00	10.00	28.00	40.00	40.00	40.00	40.00	40.00	40.00	-	0.001	25.00	0.014	10.00	1.000	40.00
	ΣHAP légers	(ng/L)	32.55	50.88	209.90	61.23	119.87	211.24	98.54	137.99	235.07	-	0.023	57.94	0.034	56.65	0.527	122.85
	ΣHAP Lourds	(ng/L)	38.78	38.78	117.57	155.12	173.16	212.11	155.12	178.57	204.55	-	0.001	105.97	0.011	39.35	1.000	173.16
Σ16HAP	(ng/L)	75.33	89.97	320.26	216.34	279.30	415.71	277.96	304.41	439.62	-	0.008	152.52	0.034	95.43	0.527	300.56	
PBDE	B183	(ng/L)	0.40	2.28	5.12	1.34	1.92	5.84	1.68	2.23	2.89	2.22	0.662	1.92	1.000	2.23	0.610	2.22
	B205	(ng/L)	0.00	0.93	16.33	0.00	0.28	8.70	0.43	0.66	13.71	0.69	0.402	0.70	1.000	0.83	0.467	0.54
	B209	(ng/L)	0.00	0.00	38.60	0.52	1.35	25.60	0.99	5.19	6.33	1.06	0.101	0.81	0.194	0.85	0.762	2.86
	Σ6PBDE	(ng/L)	1.79	4.70	5.39	1.76	2.62	3.32	2.53	3.15	4.75	3.15	0.081	3.10	0.461	4.01	0.171	2.81
MES	(mg/L)	0.00	0.58	29.83	3.68	17.75	87.73	8.33	25.33	81.17	-	0.008	6.42	0.040	5.83	0.808	20.00	

1.6.2 Comparaison des proportions dissoutes des « sorties » à la source et du site centralisé

Le Tableau 3.39 ci-dessous donne pour chacun des sites :

- la valeur $Q10$ du 10^{ème} percentile
- la valeur Med de la médiane (plus la valeur est proche de 100%, plus la case bleuie)
- la valeur $Q90$ du 90^{ème} percentile
- la valeur CV du coefficient de variation (Ecart type/moyenne)
- la valeur de la $Pvalue$ issue du test de Kruskal-Wallis testant si les distributions de l'ensemble des quatre sites de sorties sont significativement différentes ou non au seuil de 5%. Pour rappel une $Pvalue < 0.05$ indique que les distributions sont statistiquement différentes (cases grises)
- si elles ne sont pas statistiquement différentes, la valeur de la médiane $Med_Sorties$ de la distribution issue de la fusion des quatre sites
- la valeur de la $Pvalue$ issue du test de Kruskal-Wallis testant si les distributions des trois sites de gestion à la source sont significativement différentes ou non au seuil de 5%. Pour rappel une $Pvalue < 0.05$ indique que les distributions sont statistiquement différentes (cases grises)
- Si elles ne sont pas statistiquement différentes, la valeur de la médiane $Med_Sources$ de la distribution issue de la fusion des trois sites à la source

On constate qu'environ la moitié des substances montrent des distributions significativement différentes, tant pour l'ensemble des sites que pour les seuls sites de gestion à la source, actant ainsi une hétérogénéité des spéciations d'un site à l'autre. Au même titre que pour les concentrations, les substances les plus concernées par ces différences sont les métaux et les HAPs.

Sans surprise, les pesticides, le BPA et les alkylphénols sont principalement présents en phase dissoute à la sortie de l'ensemble des sites, comme sur les références DjR Entrée et Asphalte.

On observe que les métaux ont des proportions dissous/particulaires très hétérogènes suivant les éléments mais sont plus dissous en sortie d'ouvrages que sur les références, tendance plus marquée à l'exutoire des sites à la source. On note toutefois que le molybdène, le strontium et l'arsenic sont toujours retrouvés principalement sous forme dissoute.

Les HAPs sont majoritairement particuliers à l'exutoire des sites DjR et noue mais en forte proportion dissoute à l'exutoire de la CSR et de la tranchée. Ce phénomène est probablement dû à la très bonne propension de ces deux sites à capter et retenir les MES portant les HAPs ne laissant plus que quelques traces dissoutes (pour rappel, les concentrations observées pour ces composés étaient faibles ou très faibles sur ces sites). Cela paraît plus surprenant pour la noue qui devrait avoir un pouvoir de filtration des MES important.

Les PBDE sont trouvés principalement en phase particulaire sauf pour le B205 qui tend à être plus dissous que les autres, en continuité de ce qui avait été observé sur les références.

⇒ Les grandes tendances de spéciation des substances, déjà évoquées pour les références, sont à nouveau observées ici et l'on retrouve les caractéristiques de spéciations issues des traitements par technique alternative (substances plutôt en phase dissoute à l'exutoire des sites, et bonne filtration des substances en phase particulaire) de la littérature (Bressy, 2010 ; Colandini, 1997 ; Flanagan, 2018 ; Ladislav, 2011 ; Tedoldi, 2017).

Tableau 3.39 : Données statistiques des proportions dissoutes pour les sites centralisé de gestion des eaux pluviales DJR Sortie et décentralisés CSR, tranchée et noue

			DJR Sortie				CSR				Tranchée				Noue				Pvalue KW Sorties	Med Sorties	Pvalue KW Sources	Med Sources
			Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV				
ETM	As	(%)	37.5	52.4	57.1	15%	89.1	96.4	100.0	5%	42.7	62.1	79.1	21%	53.3	74.0	95.0	26%	0.000	-	0.001	-
	Cd	(%)	22.4	62.5	91.9	42%	21.2	59.9	100.0	52%	18.1	51.2	100.0	53%	29.3	44.6	58.8	32%	0.680	53.6	0.527	52.4
	Co	(%)	0.0	14.9	60.3	110%	26.3	49.1	100.0	48%	10.0	21.2	31.3	39%	16.0	33.2	47.7	54%	0.028	-	0.008	-
	Cr	(%)	18.4	27.6	42.4	31%	14.7	32.3	71.5	62%	5.0	15.7	29.2	56%	13.4	22.8	47.9	62%	0.069	24.3	0.065	20.5
	Cu	(%)	29.7	42.7	60.2	25%	87.1	93.1	100.0	5%	35.1	70.4	87.2	30%	67.4	72.6	87.5	13%	0.000	-	0.001	-
	Mn	(%)	5.2	15.2	29.9	58%	9.9	18.3	63.2	102%	2.0	6.4	21.0	92%	0.9	2.6	3.2	54%	0.003	-	0.003	-
	Mo	(%)	20.2	78.2	95.4	43%	-	-	-	-	63.3	100.0	100.0	18%	100.0	100.0	100.0	0%	0.005	-	0.181	100.0
	Ni	(%)	24.7	42.9	64.3	36%	13.0	29.0	41.6	44%	7.9	15.5	36.0	64%	18.6	49.9	74.7	60%	0.014	-	0.079	19.4
	Pb	(%)	5.3	8.4	16.4	45%	-	-	-	-	2.7	5.4	16.3	73%	1.3	4.8	10.5	84%	0.199	7.0	0.540	5.0
	Sr	(%)	87.4	92.4	95.8	3%	92.7	99.6	99.9	4%	80.1	95.8	97.9	8%	89.7	97.1	99.3	5%	0.003	-	0.005	-
	Ti	(%)	0.0	1.2	8.4	121%	2.0	8.1	100.0	114%	1.3	3.9	77.7	187%	0.4	3.4	6.9	75%	0.080	4.4	0.188	4.9
	V	(%)	25.0	43.4	66.0	33%	91.5	96.6	100.0	3%	24.9	51.5	60.9	30%	38.9	62.9	93.5	40%	0.000	-	0.001	-
	Zn	(%)	30.0	51.6	83.2	35%	48.6	72.8	78.5	24%	8.0	26.0	72.1	74%	15.4	36.4	97.0	81%	0.178	50.5	0.231	46.1
Ba	(%)	40.5	49.3	87.2	36%	56.0	100.0	100.0	22%	39.5	61.8	100.0	38%	53.9	67.0	100.0	29%	0.030	-	0.129	100.0	
pest.	Car	(%)	66.8	99.3	100.0	16%	99.8	100.0	100.0	0%	0.0	0.0	99.9	138%	0.0	100.0	100.0	87%	0.060	99.7	0.044	-
	Atr	(%)	99.9	100.0	100.0	0%	0.0	99.5	100.0	56%	0.0	94.4	99.9	78%	0.0	96.1	99.0	67%	0.013	-	0.195	98.7
	Di	(%)	29.7	94.8	99.9	38%	0.0	100.0	100.0	56%	0.0	0.0	99.8	200%	0.0	0.0	0.0	-	0.107	94.8	0.125	49.9
Bis	BPA	(%)	83.2	94.0	98.3	7%	61.3	97.1	99.9	18%	88.9	95.2	99.0	5%	92.8	93.7	100.0	4%	0.686	94.9	0.748	96.0
AP	NPEC1	(%)	0.0	98.6	99.2	67%	51.9	80.6	97.3	23%	54.7	79.4	93.3	19%	59.5	85.2	99.3	20%	0.493	84.1	0.699	83.7
	4-OP	(%)	50.4	71.0	95.5	24%	3.2	35.5	94.0	83%	6.1	15.3	72.8	99%	27.4	47.8	91.9	51%	0.059	49.1	0.385	35.5
	OP1EO	(%)	61.0	93.8	99.6	22%	35.3	89.4	97.8	35%	57.8	74.9	91.3	19%	62.3	78.9	87.3	16%	0.687	82.6	0.806	79.9
	OP2EO	(%)	36.4	83.3	96.0	31%	27.6	78.0	100.0	49%	52.1	89.5	92.7	22%	34.0	51.1	93.5	44%	0.839	83.3	0.768	78.0
	4-NP	(%)	17.3	55.6	97.2	50%	48.9	65.6	98.9	34%	71.1	84.7	94.0	11%	72.9	75.6	92.0	13%	0.587	75.9	0.769	81.8
	NP2EO	(%)	64.8	83.1	98.5	15%	-	-	-	-	81.3	92.9	96.3	7%	97.2	97.8	98.5	1%	0.154	91.8	0.046	-
HAP	NP1EO	(%)	68.1	82.1	97.0	14%	29.7	57.5	91.0	52%	76.6	78.4	81.3	2%	63.8	75.0	86.1	21%	0.552	78.4	0.727	78.3
	Nap	(%)	3.1	32.7	92.2	87%	11.7	100.0	100.0	48%	11.7	100.0	100.0	48%	14.9	28.6	62.6	63%	0.020	-	0.201	100.0
	Ace	(%)	25.0	53.7	100.0	54%	77.7	100.0	100.0	13%	77.7	100.0	100.0	13%	54.8	62.6	73.4	14%	0.003	-	0.002	-
	Flu	(%)	29.3	57.7	90.4	42%	55.0	100.0	100.0	27%	55.0	100.0	100.0	27%	25.0	25.0	25.0	0%	0.001	-	0.002	-
	Phe	(%)	9.7	40.5	55.8	47%	35.8	100.0	100.0	36%	35.8	100.0	100.0	36%	2.8	5.1	9.6	52%	0.001	-	0.020	-
	Flh	(%)	3.3	14.9	53.4	94%	61.4	100.0	100.0	23%	61.4	100.0	100.0	23%	0.9	13.6	25.0	102%	0.000	-	0.004	-
	Pyr	(%)	3.2	20.1	58.6	88%	83.2	100.0	100.0	10%	83.2	100.0	100.0	10%	2.2	25.0	35.7	64%	0.000	-	0.002	-
	BaA	(%)	0.0	0.0	18.8	189%	55.0	100.0	100.0	27%	55.0	100.0	100.0	27%	25.0	25.0	25.0	0%	0.000	-	0.002	-
	Chr	(%)	0.0	1.4	14.5	137%	55.0	100.0	100.0	27%	55.0	100.0	100.0	27%	5.2	25.0	25.0	49%	0.000	-	0.001	-
	BbF	(%)	0.0	0.0	18.4	176%	55.0	100.0	100.0	27%	55.0	100.0	100.0	27%	25.0	25.0	25.0	0%	0.000	-	0.002	-
	BkF	(%)	0.0	0.0	25.0	137%	55.0	100.0	100.0	27%	55.0	100.0	100.0	27%	25.0	25.0	25.0	0%	0.000	-	0.002	-
	BaP	(%)	0.0	12.5	25.0	110%	55.0	100.0	100.0	27%	55.0	100.0	100.0	27%	25.0	25.0	25.0	0%	0.000	-	0.002	-
	IP	(%)	0.0	25.0	25.0	91%	55.0	100.0	100.0	27%	55.0	100.0	100.0	27%	25.0	25.0	25.0	0%	0.000	-	0.002	-
	Bper	(%)	0.0	18.2	62.0	121%	55.0	100.0	100.0	27%	55.0	100.0	100.0	27%	25.0	25.0	25.0	0%	0.000	-	0.002	-
	ΣHAP légers	(%)	6.1	32.3	78.8	72%	38.4	100.0	100.0	33%	14.3	29.4	49.3	42%	13.8	25.5	43.6	48%	0.009	-	0.012	-
ΣHAP Lourds	(%)	5.6	11.1	32.1	76%	55.8	100.0	100.0	27%	18.8	25.0	31.3	20%	19.1	22.1	25.0	15%	0.000	-	0.001	-	
Σ16HAP	(%)	8.1	25.9	53.8	62%	47.0	100.0	100.0	31%	17.3	28.7	33.7	23%	16.3	22.8	33.2	29%	0.005	-	0.007	-	
PBDE	B183	(%)	0.0	0.1	92.0	199%	7.9	44.7	96.3	71%	18.4	32.6	84.5	65%	24.5	41.3	88.7	58%	0.269	33.3	0.865	39.6
	B205	(%)	4.0	21.6	51.7	94%	2.1	24.6	94.3	109%	3.7	34.3	62.5	88%	3.1	64.1	82.5	71%	0.814	34.8	0.651	35.2
	B209	(%)	1.0	2.7	45.8	153%	0.3	13.7	82.8	137%	2.6	38.9	83.5	91%	4.5	18.2	67.2	103%	0.396	13.4	0.903	17.9
	ΣPBDE	(%)	10.9	24.6	53.1	60%	3.1	9.8	57.6	113%	8.9	20.9	39.0	56%	11.4	26.7	37.7	51%	0.509	20.1	0.462	16.7

1.7 Comparaison en concentrations, masses au m² actif et proportions en phase dissoute des micropolluants entre sites centralisé et décentralisés et leur référence

Dans les sous-chapitres suivants, nous nous intéresserons à la différence entre les apports des références DjR Entrée et Asphalte (ASP) et les sorties des sites (DjR Sortie), exutoire de la CSR, de la tranchée et de la noue.

Nous donnons dans un premier temps les gammes de concentrations des sites de référence et de sortie de dispositif présentés ensemble ainsi que leur répartition en phase dissoute. Cette première phase permet outre une présentation synthétique des « entrées » et « sorties » de relativiser les efficacités en concentrations et en masses au m² actif présentées dans un deuxième temps pour pallier les biais déjà évoqués.

1.7.1 Comparaison des concentrations totales

Afin de faciliter la compréhension de l'étude et sa comparaison avec ce qui se fait habituellement dans la littérature, 15 substances et deux sommes de substances ont été choisies (cf Tableau 3.40) sur lesquelles nous focaliserons notre étude de comparaison des concentrations.

Tableau 3.40 : Liste des micropolluants et sommes de micropolluants usuellement étudiés et choisis

ETM	Cd
	Cu
	Ni
	Pb
	Zn
pest.	Car
	Atr
	Di
Bis	BPA
AP	4-OP
	4-NP
HAP	Nap
	Flh
	Bper
	Σ16HAP
PBDE	B183
	Σ6PBDE
MES	

Les Figure 3.31 à Figure 3.36 présentent pour chaque substance :

- le niveau médian de concentration pour chacun des sites (barres horizontales)
- les franges Q10 et Q90
- la NQE si elle existe pour comparaison (ligne rouge).

Les échelles de concentrations (sauf pour MES) sont données sur une échelle logarithmique afin de prendre en compte les grandes variations de MP. Il faudra se reporter aux tableaux de valeurs pour plus de précisions.

1.7.1.1 Matières En Suspension

D'après la Figure 3.31, on note que de tous les sites, la référence ASP est le site le plus chargée en MES, loin devant la référence DjR Entrée du site centralisé (4 fois plus). Une explication possible pour expliquer ce phénomène est que le site référence ASP n'est constituée que de voiries (fortement productrices de MES) alors que le bassin versant de Chassieu est lui constitué de différentes surfaces urbaines qui seraient moins contributrices en MES car peut-être plus sujettes à décantation ou piégeage au cours de l'écoulement de l'eau (stockage en conduites par exemple). La deuxième explication est que les eaux de ruissellement sur la référence ASP passent par un regard qui décante parfois et qui a pu, pour certains évènements, relarguer des MES même si le regard est périodiquement nettoyé.

⇒ On montre clairement que l'ensemble des dispositifs de gestion des eaux pluviales (les « sorties ») est efficace pour gérer les MES (comparaison entrée/sortie).

1.7.1.2 Métaux

Nous avons pu observer dans les chapitres précédents que les métaux sont les substances présentant le plus de différences significatives entre les sites. Les concentrations obtenues sur les sites du bassin de rétentions (DjR Entrée et DjR Sortie – Cf. Figure 3.32) sont aussi plus élevées que sur les autres sites de l'Eco-campus à l'exception, entre autres, du nickel.

La Figure 3.32 confirme ces observations et montre également que pour ces métaux, les concentrations à l'exutoire des systèmes de gestion à la source sont plus faibles que celle de la référence ASP, ce qui est vérifié par des distributions de concentrations statistiquement différentes (excepté pour le cuivre). Les concentrations en entrée de bassin de rétention sont également plus fortes qu'en sortie. Ceci est moins flagrant pour le cuivre et le plomb pour lesquels les distributions de concentrations ne sont pas statistiquement significativement différentes.

Les concentrations en sortie de bassin de rétention sont inférieures aux concentrations de la référence ASP sauf pour le zinc qui est très fortement présent sur Chassieu en entrée et en sortie probablement pour les raisons déjà invoquées (forte présence d'éléments en zinc sur le bassin versant et substance moins sujette à la décantation car moins particulière). Cela nous indique qu'un traitement par décantation, même si limité dans son action, reste toujours mieux qu'un rejet direct des eaux de voiries dans les milieux récepteurs.

Les graphes rappellent les fortes concentrations (supérieures à la NQE) en entrée comme en sortie du cuivre et du zinc (à l'exception de la sortie de la CSR pour le zinc). On constate aussi que les concentrations en métaux sont en majorité plus faibles en sortie d'ouvrages que pour le site de référence. Statistiquement on remarque également que si le bassin de rétention ne présente pas de différences marquées entre l'entrée et la sortie du système pour le zinc, les sites à la source, quant à eux se démarquent de leur référence ASP, attestant qu'ils ont un

réel effet sur cette substance. Le cuivre fait exception à la tendance à l'abatement de métal pour les dispositifs à la source lorsqu'ils sont pris ensemble. Les essais de lixiviation sur les matériaux de construction montrent la présence non négligeable de zinc dans le substrat de la noue mais pas dans les matériaux constituant la CSR, la tranchée ou les zones de stationnement en stabilisé. Notons qu'aucune contamination en cuivre n'a été observée sur les lixiviats de matériaux constitutifs des systèmes décentralisés, le cuivre a bien été apporté par les eaux de ruissellement.

- ⇒ Une tendance générale à l'abatement des niveaux de micropolluants métalliques est donc particulièrement notable pour les systèmes de gestion à la source (sauf le cuivre) mais moins marquée pour le système centralisé (éléments confirmés par l'ensemble des tests statistiques sur la totalité des ETM).

1.7.1.3 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

Les chapitres précédents ont montré les différences significatives des concentrations en HAPs sur les sorties ainsi que leurs niveaux très bas sur les sites à la source. En revanche, les références DjR Entrée et ASP montrent des niveaux de concentrations élevés pour certaines substances et qui ne sont pas statistiquement différents (notamment le naphthalène par rapport aux valeurs de la littérature, le fluoranthène et le benzo(g,h,i)pérylène par rapport aux NQE).

On remarque sur la Figure 3.33 que, comme pour les métaux, les concentrations en HAPs à l'exutoire de la tranchée et de la noue sont plus importantes que celles de la CSR et sont du même ordre de grandeur que les effluents de sortie de DjR (à l'exception du fluoranthène).

Les figures montrent une diminution globale des concentrations médianes en HAPs entre les sorties et leurs références.

Cependant, les HAPs ne montrent pas de différences significatives statistiques entre les références DjR Entrée et ASP et leurs sorties correspondantes compte tenu de leur variabilité. La non différence de ces concentrations observées en sortie d'ouvrage pour l'ensemble des sites de l'Ecocampus est liée au fait que les concentrations brutes sont quasi systématiquement inférieures à la LOD. Les méthodes de traitement des données (cf §2.5 : < LOD induisant des concentrations prises à la LOD) impliquent que les concentrations sont légèrement surestimés pour les substances de concentrations <LOD. Ainsi les efficacités en concentrations présentées plus tard tendront-elles à être un peu sous-estimées.

- ⇒ On observe un abatement modéré de cette famille de micropolluants sur le site centralisé. Les résultats des systèmes de gestion à la source sont biaisés par le traitement des données brutes (peu de quantifications ou concentrations brutes inférieures à la LOD aux exutoires) : les moindres concentrations en HAPs en sortie des systèmes à la source par rapport à la référence ASP sont en réalité très marquées.

1.7.1.4 Pesticides

Il a été observé dans les chapitres précédents que les pesticides sont des substances plutôt présentes en phase dissoute et dont les concentrations sont statistiquement peu significativement différentes entre les sites (sauf le diuron entre les sorties des sites à la source et DjR Sortie). Les concentrations n'ont pas non plus montré de niveaux particulièrement élevés.

La Figure 3.34 expose une diminution des concentrations en pesticides pour les sites à la source par rapport à leur référence ASP : ceci est vérifié par des distributions effectivement significativement différentes pour la carbendazime et le

diuron, mais pas pour l'atrazine. La grande variabilité des concentrations en atrazine obtenues sur l'ensemble des sites de l'Ecocampus peut expliquer ce résultat statistique.

Le bassin de rétention tend, quant à lui, à ne pas abattre ces pesticides. Il semblerait même que les effluents de sortie du bassin de rétention soient légèrement plus concentrés qu'en entrée mettant en évidence un relargage possible. D'un point de vue statistique, la carbendazime et l'atrazine montrent bien des distributions statistiquement différentes entre DjR Entrée et DjR Sortie, contrairement au diuron. Sébastien (2013) avait mis en évidence la présence de diuron dans les sédiments de ce même bassin de rétention possiblement remis en solution lors du remplissage du bassin. Toujours selon Sébastien (2013), l'apport par voie atmosphérique est faible et ne peut donc expliquer un surcroît en sortie. Restent bien évidemment, et c'est probablement la raison principale, les incertitudes qui peuvent expliquer ces valeurs plus fortes en sortie. Nous retiendrons simplement que le bassin ne joue pas de rôle dans le piégeage de ces pesticides.

- ⇒ La réaction des différents sites de gestion des RUTP par rapport aux substances présentes en phase dissoute est donc bien différente d'une échelle à l'autre. Les processus (dégradation, filtration chimique, ...) en cours dans les éléments composant les sites de gestion à la source ou les faibles quantités apportées réellement tendent à limiter leur niveau en sortie de manière plus effective que l'action de rétention/décantation du bassin de rétention.

1.7.1.5 Bisphénol A et Alkylphénols

Il a été observé dans les chapitres précédents des comportements assez mixtes par rapport à ces familles de micropolluants. La Figure 3.35 confirme que les BPA et 4-NP présentent des différences significatives en concentration entre les différentes échelles des sites (pour les références comme pour les sorties) mais pas entre les différents sites de gestion à la source. Les autres substances ne présentent globalement pas de distributions en concentrations significativement différentes. L'ensemble des niveaux de concentrations en BPA et alkylphénols ne sont pas considérés comme particulièrement élevés.

Pour ces trois substances, présentées sur la Figure 3.35, on constate que les concentrations à l'entrée et la sortie du site centralisé (DjR Entrée et DjR Sortie) ont des niveaux assez similaires et sont statistiquement non significativement différentes pour le BPA et le 4-NP. L'action principale de décantation du bassin n'a donc qu'un effet très limité sur ces composés. Ce résultat était attendu car ce sont des composés principalement présents en phase dissoute.

Les sites décentralisés produisent moins de BPA et de 4-NP que le parking imperméable servant de référence. On constate que les niveaux sont équivalents voire même supérieurs pour le 4-OP. Les lixiviats réalisés sur les matériaux des sites à la source ne permettent pas d'expliquer une potentielle production de 4-OP.

- ⇒ On constate ainsi que pour le bassin de rétention, la décantation n'a que peu d'action sur ces substances présentes en phase dissoute. Les sites de gestion à la source présentent des contaminations plutôt variables mais tendant vers des valeurs plus limitées que leur référence pour BPA et de 4-NP.

1.7.1.6 Polybromodiphényléthers

Nous avons pu observer précédemment que les PBDEs ont, comme les alkylphénols, des comportements très variables, avec des niveaux de concentrations pas très élevés. Si le B183 présente des distributions de concentrations différentes entre les références DjR Entrée et ASP, il n'en va pas de même pour les autres composés, ni entre les « sorties ».

La plupart des PBDE sont peu solubles et principalement retrouvés en phase particulaire. Il serait donc logique de retrouver dans les résultats de la Figure 3.36 des schémas de gestion semblables à ceux des autres MP particulières.

Les concentrations à l'exutoire des sites à la source montrent une diminution notable par rapport à la référence ASP et une légère baisse entre DjR Entrée et DjR Sortie. D'un point de vue statistique, ni le B183 ni la somme des 6 PBBEs ne montrent des distributions de concentrations significativement différentes entre les « sorties » et leurs références respectives. Ce résultat statistique peut là aussi s'expliquer par la très grande variabilité des concentrations observées ainsi que leurs niveaux bas : une différence d'une concentration à une autre peut paraître mineure d'un point de vue statistique, mais rester importante quand rapportée au niveau des concentrations.

- ⇒ On observe pour les PBDEs une forte variabilité des concentrations mais où nous retrouvons tout de même les grandes tendances d'épuration pour des substances plutôt présentes en phase particulaire : un bon abattement en concentrations pour l'ensemble des sites avec tout de même une action plus marquée sur les sites de gestion des eaux pluviales à la source.

L'action épuratoire des sites de gestion des eaux pluviales est donc *a priori* confirmée pour l'ensemble des sites.

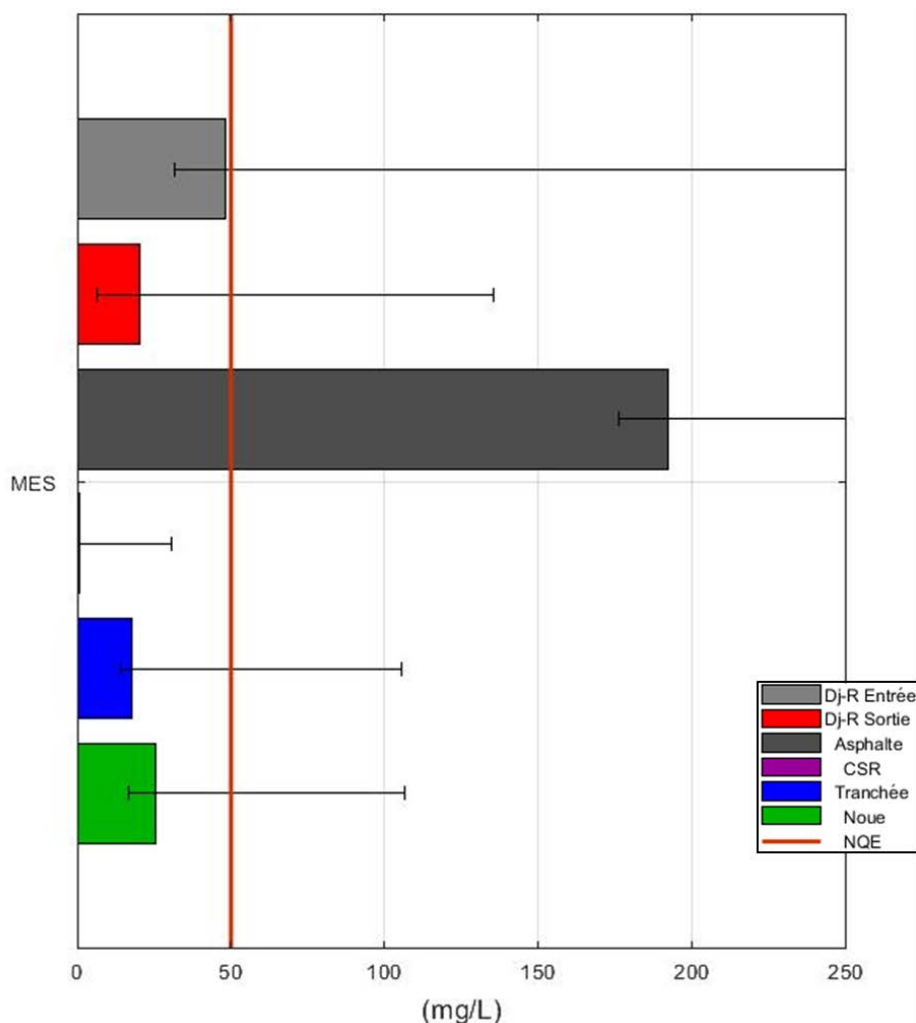


Figure 3.31 : Niveaux de concentrations sur l'ensemble des sites en MES

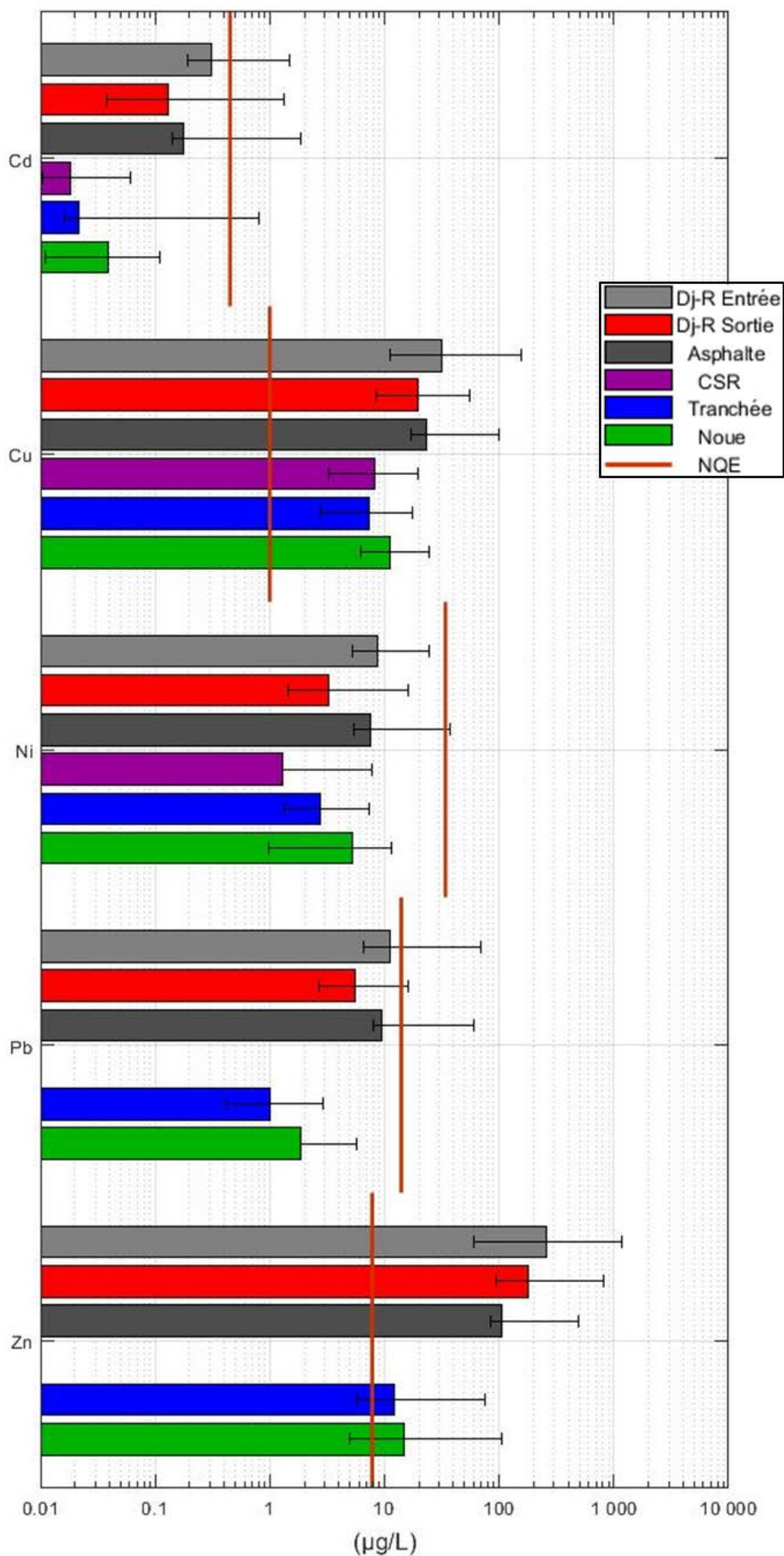


Figure 3.32 : Niveaux de concentrations sur l'ensemble des sites pour les métaux

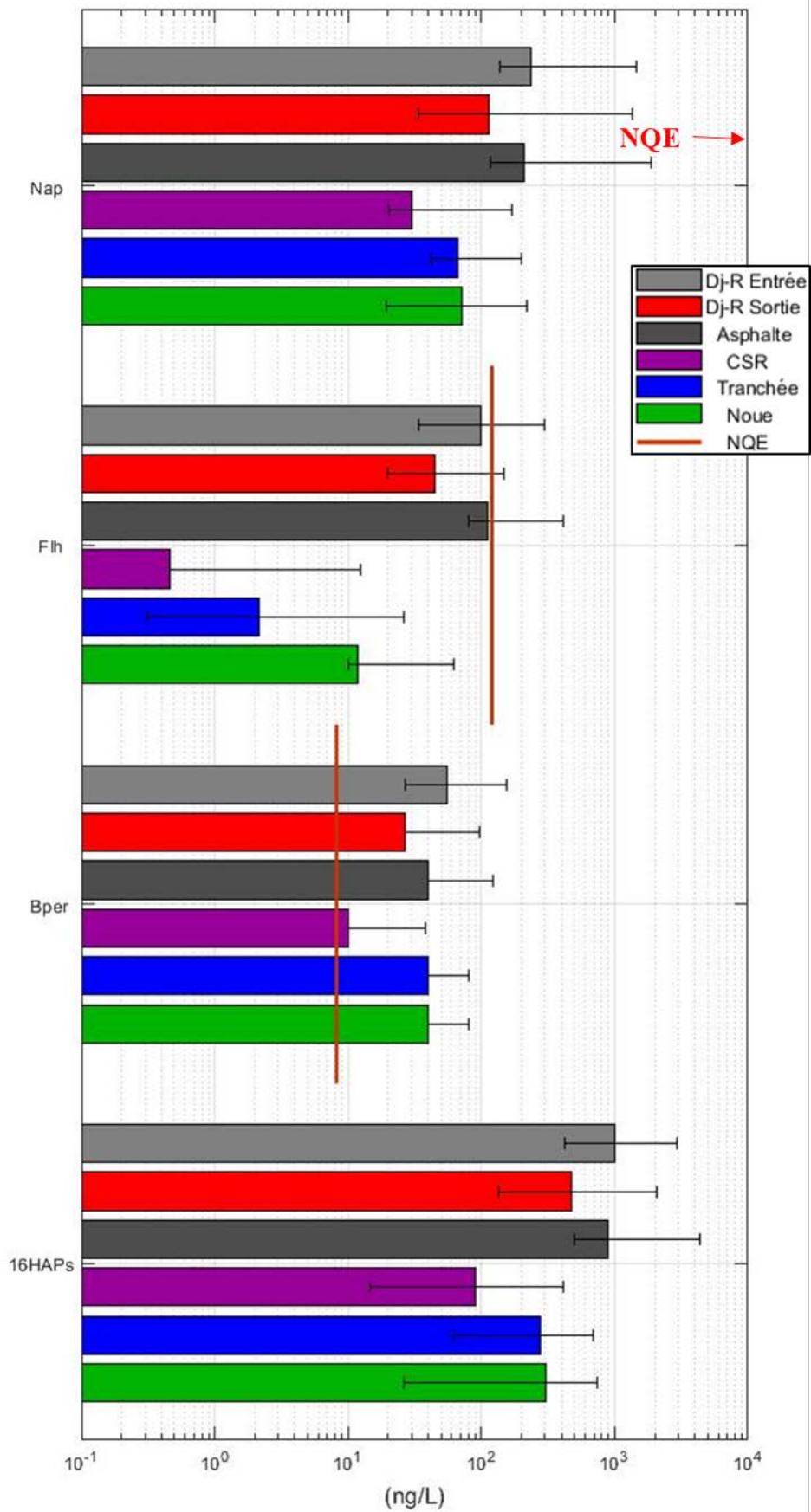


Figure 3.33 : Niveaux de concentrations sur l'ensemble des sites en HAPs

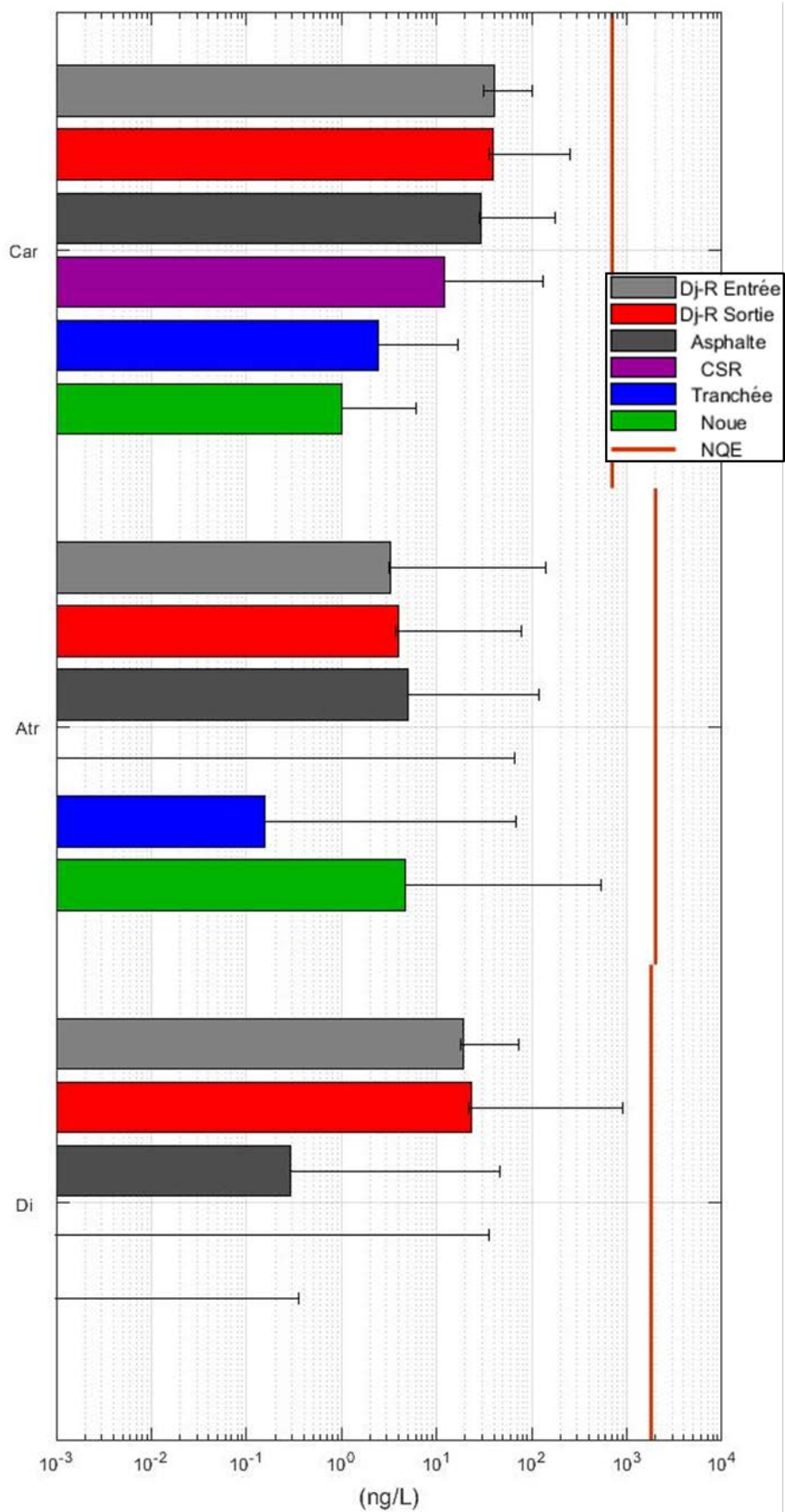


Figure 3.34 : Niveaux de concentrations sur l'ensemble des sites en pesticides

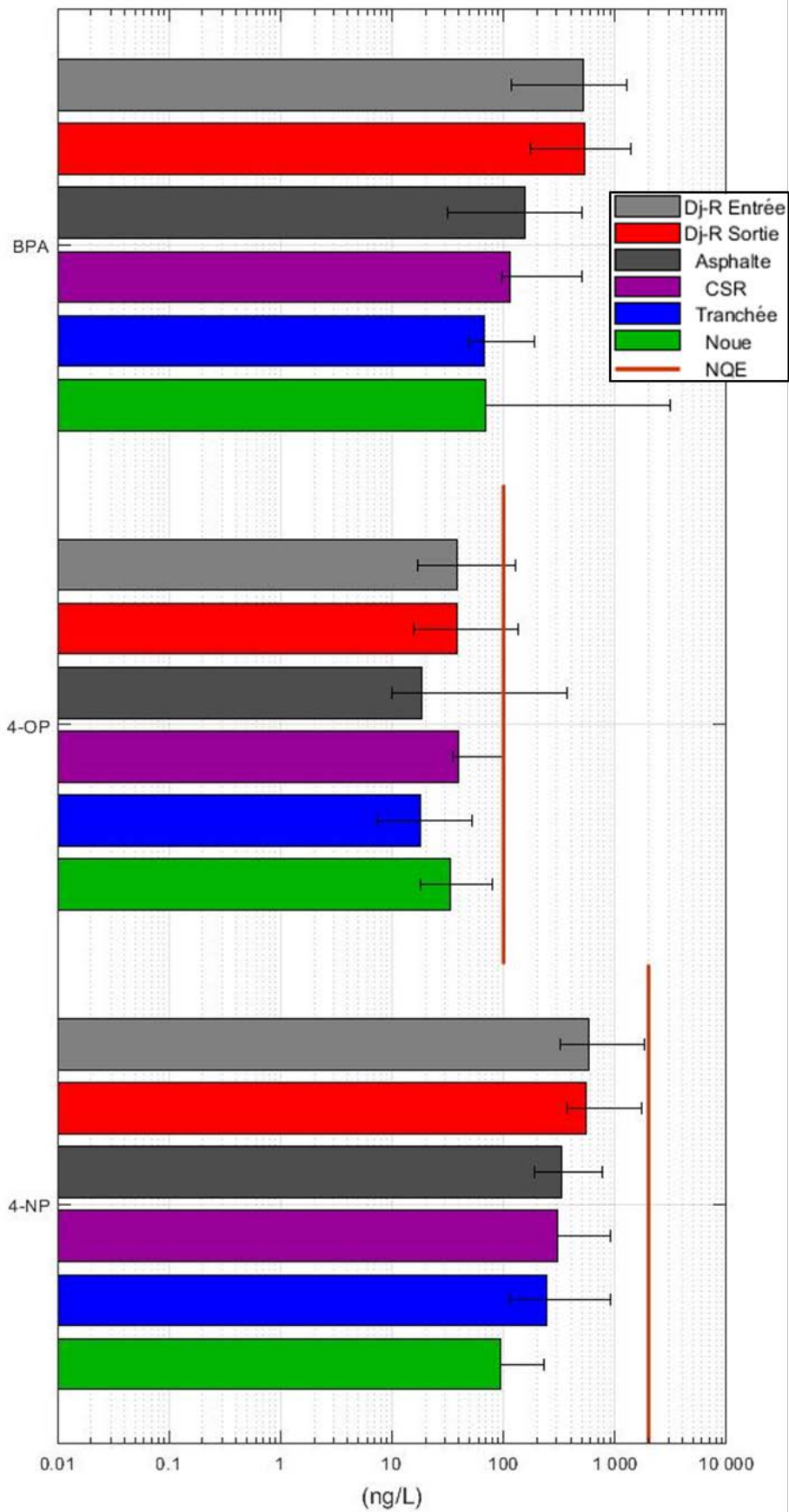


Figure 3.35 : Niveaux de concentration sur l'ensemble des sites en Bisphénol A et Alkylphénols

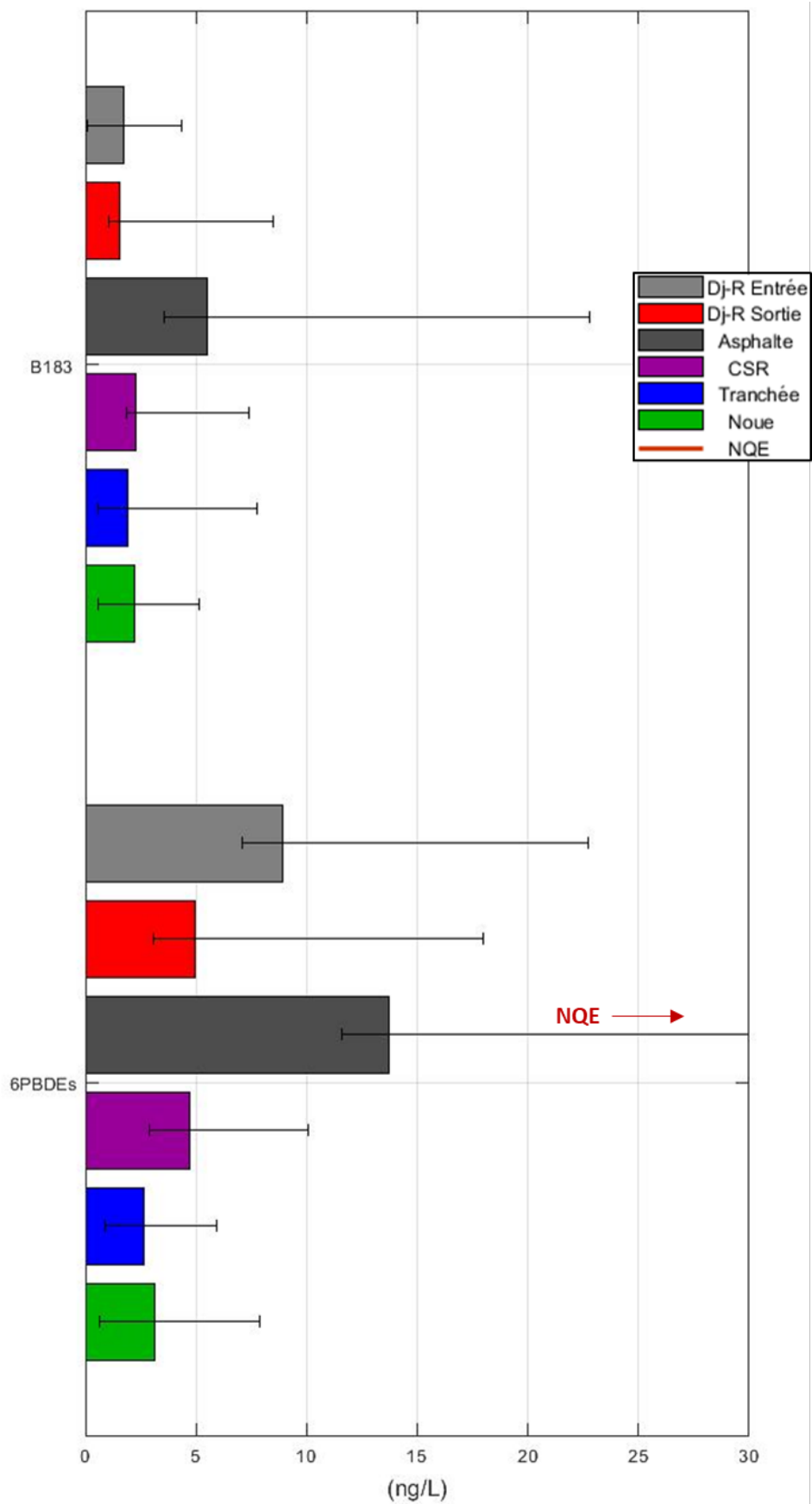


Figure 3.36 : Niveaux de concentration sur l'ensemble des sites en PBDEs

1.7.2 Comparaison des spéciations des différents polluants entre les sites de référence et les sorties des dispositifs étudiés

L'étude de la proportion en phase dissoute des polluants à l'exutoire des sites de gestion des eaux pluviales (les « sorties ») en comparaison de leurs références respectives (les « entrées ») nous permet de mettre en avant certains comportements vis-à-vis de groupes de micropolluants spécifiques.

Les Figure 3.37 à Figure 3.41 montrent la comparaison de la répartition de la fraction dissoute (rapport concentration en phase dissoute / concentration en phase totale) entre les effluents issus des références à l'entrée du bassin de rétention (DjR Entrée) et du parking traditionnel (référence ASP) par rapport respectivement à la sortie du bassin et aux systèmes à la source. La première bissectrice sur les graphiques nous permet de mieux visualiser les différences. Les points au-dessus de la 1^{ère} bissectrice montrent par exemple que les MP en sortie sont davantage dissous qu'en « entrée ».

Pour les ETM comme pour les HAPs et les PBDE, les teneurs en sortie des ouvrages de gestion à la source sont plutôt plus dissoutes que celles à l'exutoire de la référence ASP. Les points sont en effet majoritairement au-dessus de la 1^{ère} bissectrice. C'est particulièrement vrai pour les HAPs à l'exutoire de la CSR. C'est un peu moins vrai pour le bassin de rétention dont les points restent en majorité dans le quart inférieur gauche du graphe avec des points également plus proches de la 1^{ère} bissectrice indiquant des entrées et sorties majoritairement particulières sauf pour le strontium et le molybdène, deux ETM connus pour être hydrophiles, et le cadmium qui présente une grande variété de comportements (tantôt particulière, tantôt dissous).

Deux processus peuvent expliquer ces différences de phases :

- Une rétention des polluants en phase particulaire peut –être importante pour les sites à la source par filtration (filtration mécanique, adsorption sur les substrats ...). La pollution majoritaire à l'exutoire des systèmes est alors issue de la portion dissoute liée aux apports. Cette explication est en adéquation avec les résultats sur les MES observés dans le sous-chapitre précédent. La rétention des polluants en phase particulaire peut également se faire par décantation notamment sur le bassin de rétention mais le piégeage de la phase particulaire pourrait être moindre en raison de possible relargage des substances en phase particulaire liée à l'érosion des sédiments (Gonzalez-Merchan, 2012; Sébastien, 2013) et qui expliquerait une part moins importante de la rétention des polluants particuliers.
- Un changement de phase des composés est opéré lors du transit de l'eau par les systèmes passant alors de la phase particulaire à la phase dissoute. Cette possibilité pourrait être envisagée pour tous les sites notamment ceux qui ont des temps de séjour pouvant être longs (voir § 3.1 sur les lagtimes) comme les sites DjR Sortie et CSR. Des essais de lixiviation en laboratoire pour des sédiments contaminés et analysés pour différents temps de contacts permettraient de mieux appréhender ce phénomène mais nous n'avons pas eût de possibilité de vérifier cette hypothèse.

Les bisphénol A et alkylphénols sont globalement en phase dissoute tant en « entrée » qu'en « sortie » des systèmes et ce quel que soit le site à la source concerné. On n'observe donc pas un effet évident *a priori* de ces systèmes sur cette famille de substances. Le bassin de rétention montre des proportions dissoutes proches de la bissectrice, illustrant ainsi son action limitée sur la pollution dissoute.

Les pesticides ont un comportement plus erratique, tantôt très particulaire en sortie tantôt très dissous, comme en entrée. Les concentrations sont cependant faibles rendant la partition dissoute/particulaire peu fiable notamment en sortie.

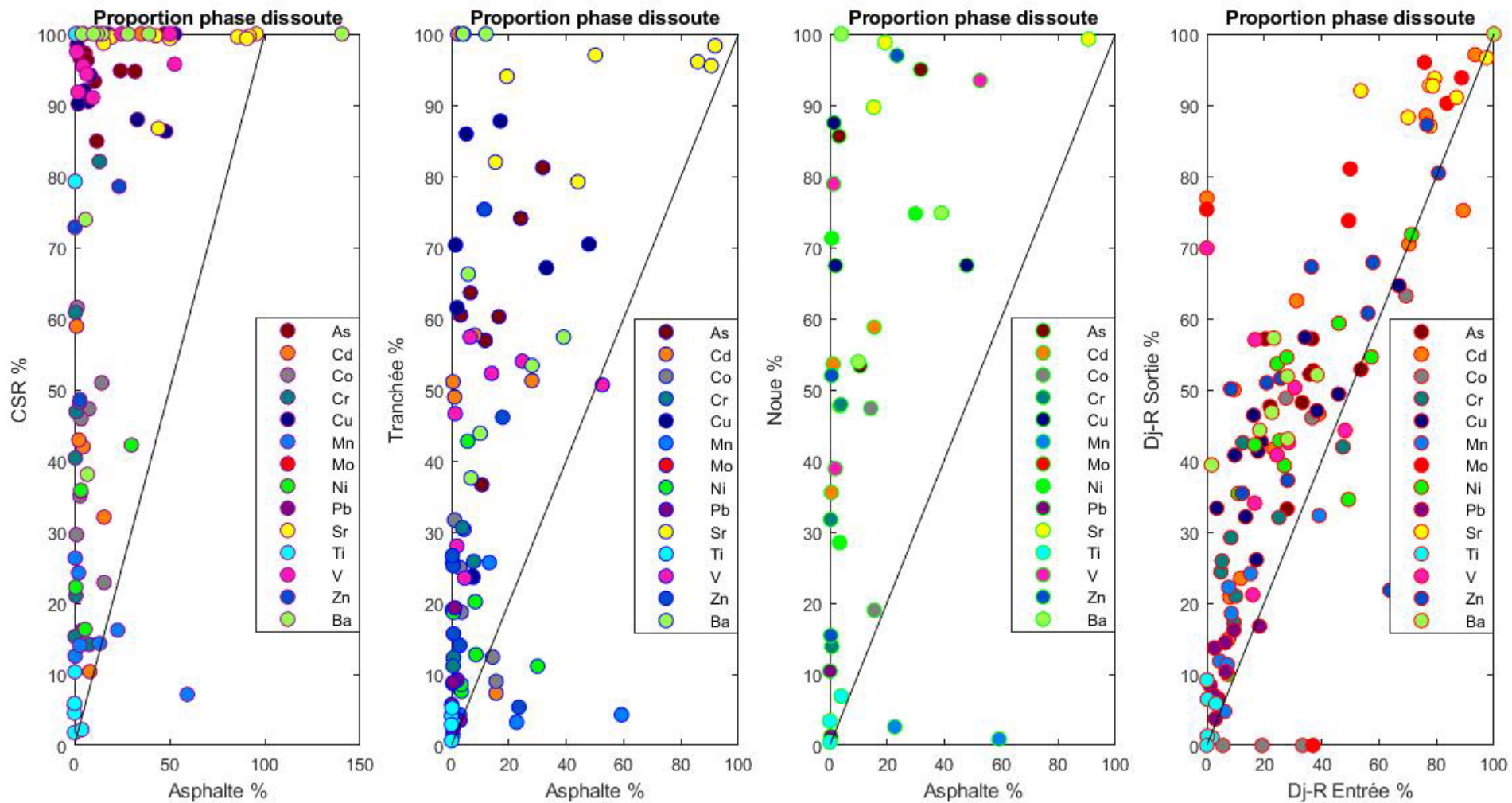


Figure 3.37 : Fraction dissoute (en %) pour les Métaux

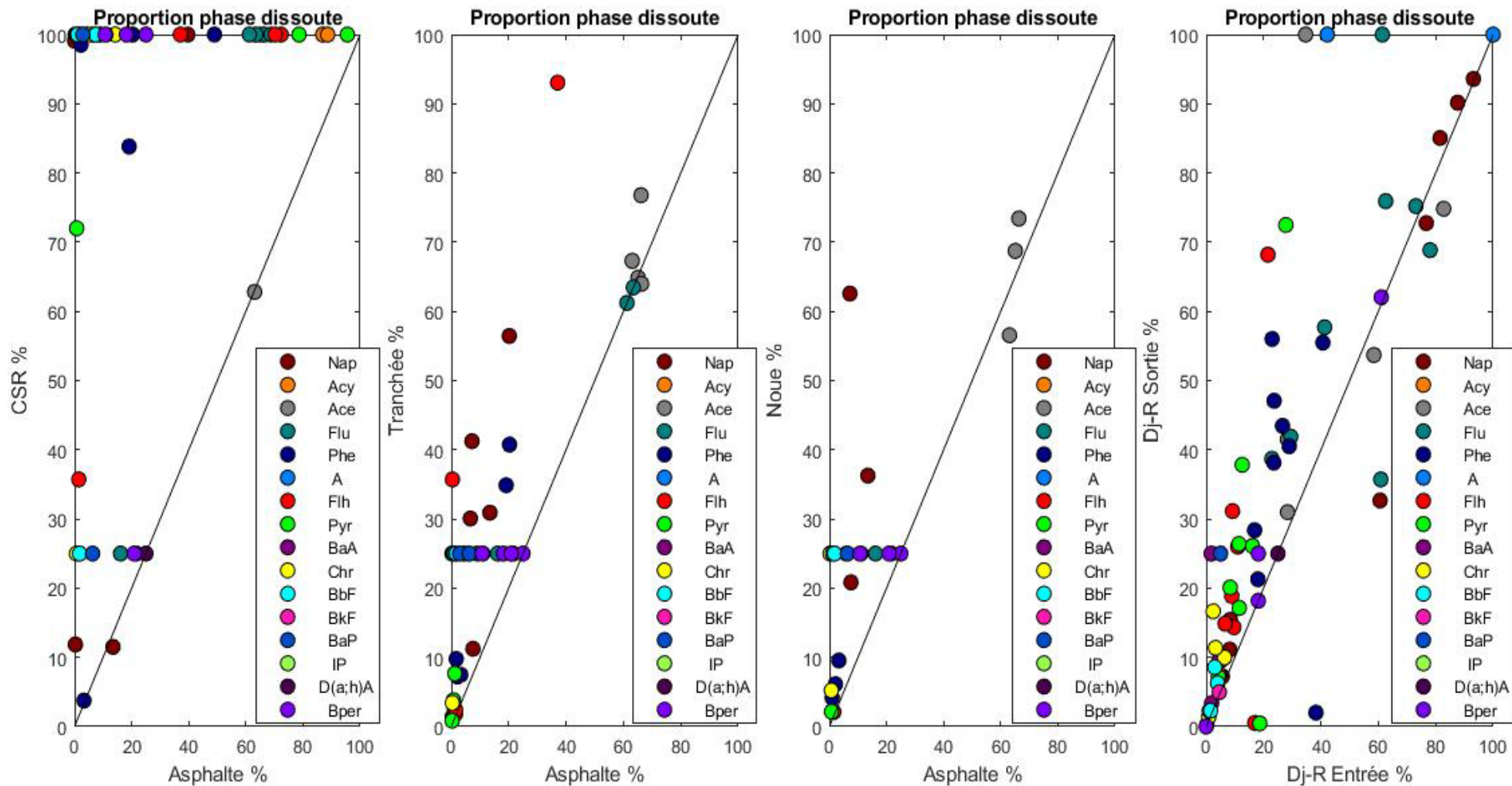


Figure 3.38 : Fraction dissoute (en %) pour les HAPs

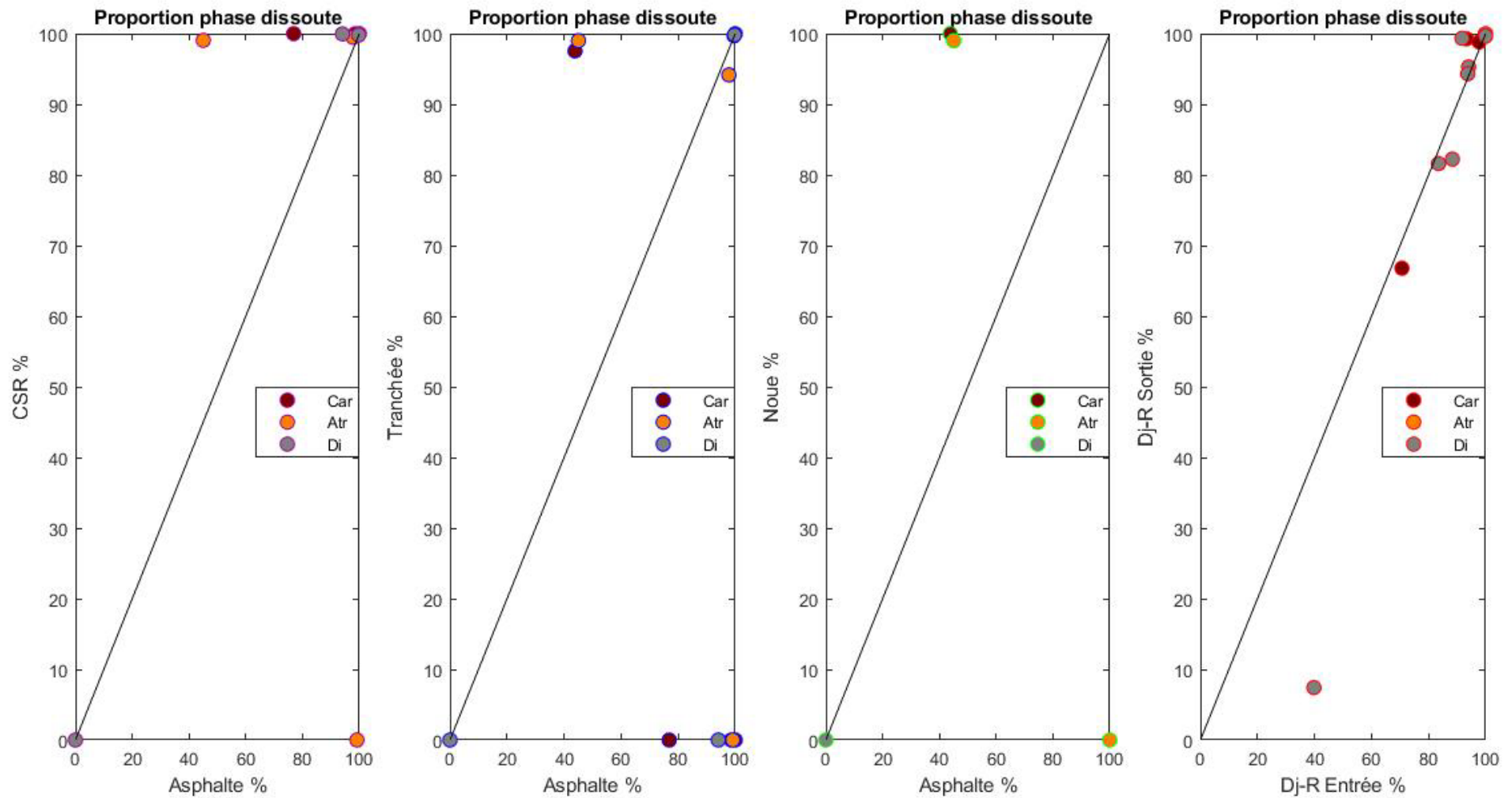


Figure 3.39 : Fraction dissoute (en %) pour les Pesticides

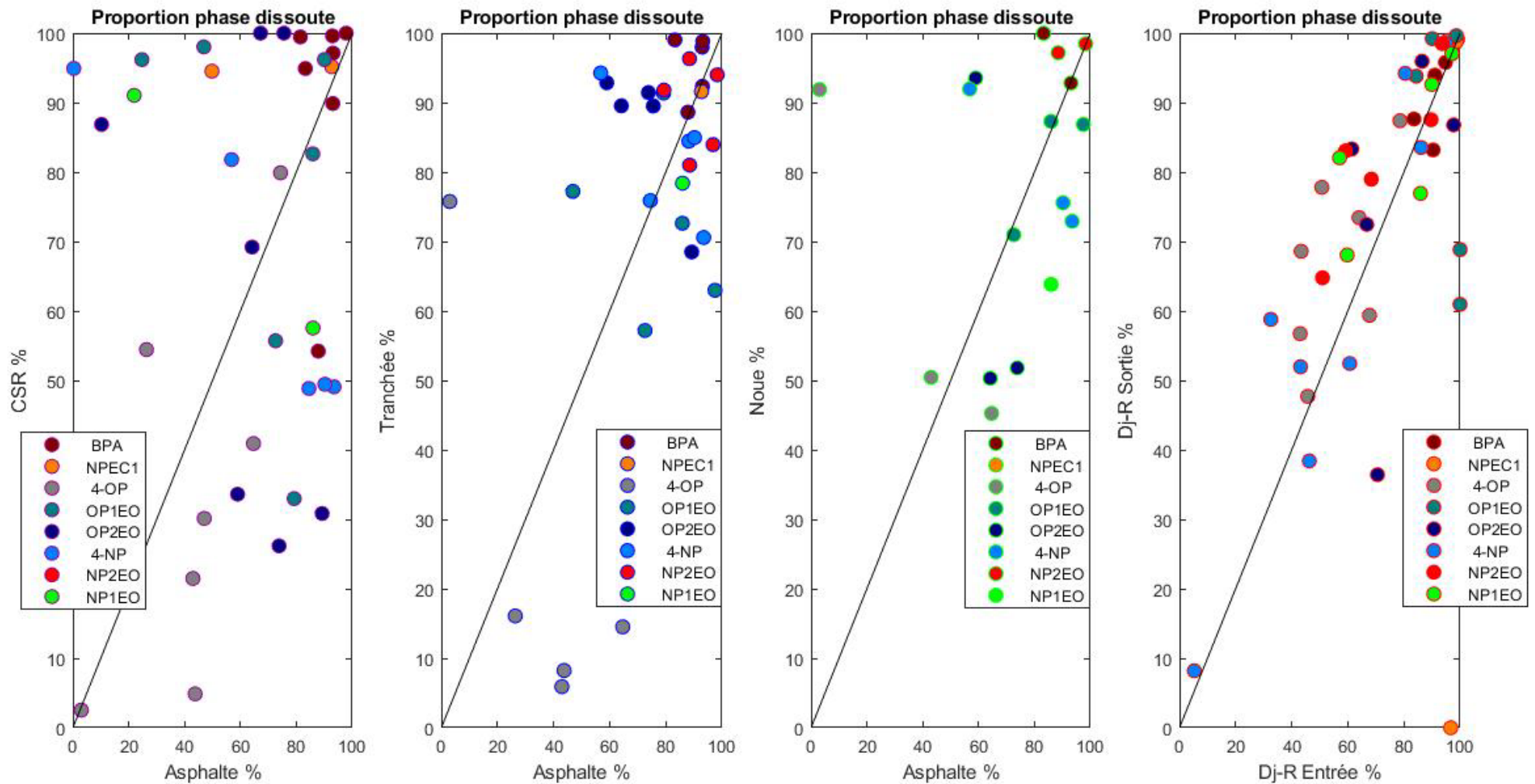


Figure 3.40 :Fraction dissoute (en %) pour le Bisphénol A et les Alkylphénols

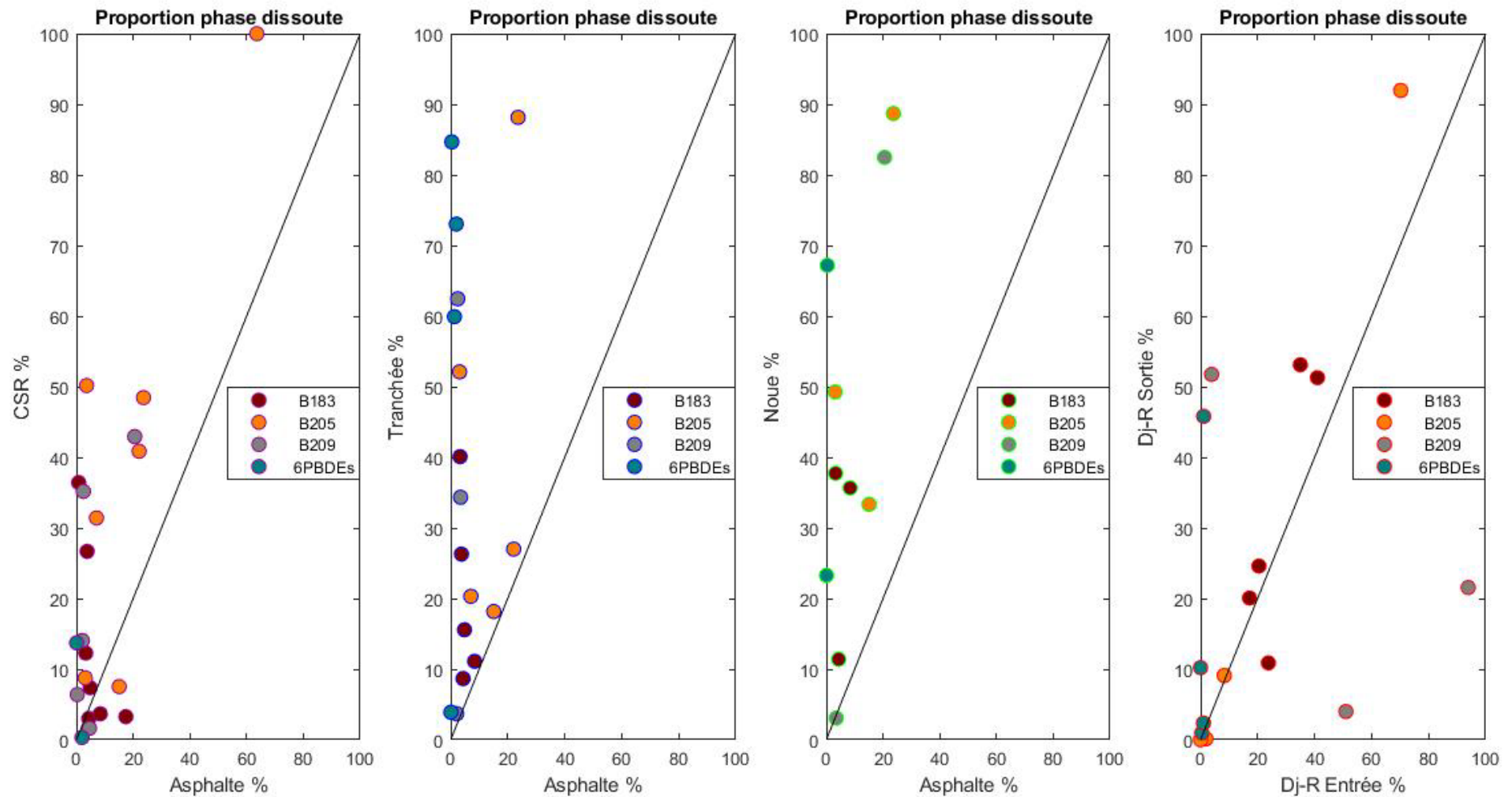


Figure 3.41 : Fraction dissoute (en %) pour les PBDEs

1.7.3 Efficacité des sites de gestion des eaux pluviales vis-à-vis de la rétention de micropolluants

Nous analyserons ici les capacités d'abattement des systèmes de gestion des eaux pluviales centralisés (DjR Sortie) et à la source (CSR, tranchée et noue). Seront ainsi étudiées les efficacités de dépollution d'un point de vue des concentrations et des charges ramenées au m² de surface active, au regard de ce que nous avons pu déjà observer sur les niveaux de concentrations et la spéciation des substances à l'exutoire des sites.

Rappelons que les efficacités sur les dispositifs à la source sont calculées par comparaison avec le site référence ASP. Les abattements dont nous parlerons sont donc relatifs aux abattements que l'on aurait si l'on remplaçait un parking classique par un système parking + noue, parking + tranchée ou une CSR.

Les figures ci-dessous présentent des efficacités en masse par m² de surface active et en concentrations à l'aide de boîtes à moustaches pour chacune des familles de polluants ainsi que pour les MES. Pour l'ensemble des graphes, la ligne magenta représente la ligne des 50% d'abattement et la ligne turquoise celle pour 0% d'abattement.

Il est à noter que pour cinq campagnes aucun rejet n'a été observé à l'exutoire du système décentralisé muni de la noue. Si ces éléments tendent à gonfler les statistiques d'abattements en masse pour ce site (pas d'eau donc masse de polluants nulle), cela biaise un peu les statistiques d'abattement en concentration qui ne reposent plus que sur un nombre restreint de valeurs et qui ne peuvent prendre en compte ces événements intégralement absorbés. Les valeurs d'efficacités peuvent être trouvées dans les Annexes 13 et 14 et les représentations en boîtes à moustaches sont à analyser dans ce contexte (possibilité de faibles nombres de valeurs diminuant la pertinence de l'utilisation de ces outils¹⁸).

1.7.3.1 Matières En Suspension

Les abattements sont meilleurs en masse qu'en concentration (cf. Figure 3.42) pour les dispositifs qui abattent les volumes d'eau (la noue et la tranchée). La CSR, bien que présentant un abattement en volume moindre, abat correctement les MES et montre une efficacité très similaire aux systèmes noue et tranchée. Les trois systèmes de gestion à la source montrent ainsi des capacités d'abatte-

¹⁸ Pour l'ensemble des Figure 3.42 à Figure 3.62, les substances marquées d'un * sont celles présentant moins de 5 valeurs.

ment en concentration supérieures à 80% et proches des 100% en masse. Ils filtrent bien les matières en suspension lors du passage dans les ouvrages (béton drainant pour la CSR puis corps en granulat, corps en granulats pour la tranchée et en terre végétale pour la noue). D'un point de vue statistique on observe une différence significative des abattements en concentrations entre les sites à la source, mais pas en termes de charges, preuve que l'action de diminution des volumes est très efficace.

Le bassin de rétention, qui abat modérément les quantités d'eau, a une efficacité qui reste autour de 50 % en médiane (en concentration comme en masse) et qui est toujours positive. Nous savons que le bassin de rétention voit son efficacité en matière de piégeage des MES décroître au cours du temps. Cela a été démontré sur le long terme *via* le suivi en continu des MES sur le site de Django Reinhardt (Gonzalez-Merchan, 2012). Le bassin reste cependant ici, 3 à 4 ans après curage, à un bon niveau d'efficacité pour le piégeage des solides.

1.7.3.1 Métaux

Là encore, les abattements en masse sont meilleurs pour les dispositifs qui abattent efficacement les volumes d'eau (tranchée et noue, +25% d'abattement en moyenne) mais ne diffèrent que peu de ceux en concentrations sur les autres sites (cf. Figure 3.43 à Figure 3.46).

Pour la majorité des métaux (y compris ceux pointés comme présentant des concentrations fortes eu égard aux valeurs de NQE ou de la littérature comme As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn – cf. §3.5), les abattements médians en concentration et en masse sont supérieurs ou proches de 50% quels que soient les sites même si on constate de grandes variabilités sur les abattements. L'ensemble des dispositifs est donc assez efficace. On peut constater également une grande variabilité dans les efficacités d'un polluant à un autre. D'un point de vue statistique, seuls le plomb et le molybdène présentent des distributions d'efficacité significativement différentes entre les sites de gestion à la source mais la grande majorité des substances présentent des différences significatives en efficacité quand elles sont comparées au bassin de rétention DjR Sortie.

Les abattements en masse de la tranchée et de la noue sont très forts (> 80%) et principalement liés à leur aptitude à abattre les volumes alors même qu'ils ont été étanchés en fond pour des raisons expérimentales.

Remarquons que les trois sites à la source relarguent en concentration du strontium, très lié au calcaire formant les substrats (Picon, 1987; Poszwa, 2000). Le relargage important de calcium observé sur la CSR renforce cette hypothèse et les analyses des lixiviats portant sur les matériaux constitutifs ont confirmé un niveau élevé en strontium. Il en est de même pour les relargages d'arsenic observés sur ces trois sites ainsi que ceux de zinc et de nickel sur la noue.

Les abattements sont très variables pour le bassin Django Reinhardt avec parfois même des relargages (*e.g.* pour Cr et Ni). Ces relargages peuvent, potentiellement être expliqués, comme pour les MES, par une remise en suspension des polluants déjà présents dans les sédiments du bassin.

L'arsenic qui avait été identifié comme présentant des concentrations notables en entrée quels que soient les systèmes est abattu en masses avec une efficacité moyenne (médiane entre 30 et 40%) pour le bassin et la CSR mais est très bien abattu pour les systèmes noue et tranchée. Il en est de même pour le cadmium sur le bassin de rétention dont l'efficacité en masse est supérieure à 50%.

Il est bon de remarquer que les efficacités en concentration ou masse ne suffisent pas pour rendre compte d'un comportement global d'un système de gestion des eaux pluviales. Nous l'avons déjà évoqué dans la définition des indicateurs. On le constate ici. En effet, il arrive que la noue ou la tranchée aient des abattements similaires ou supérieurs à ceux de la CSR alors qu'ils présentent en fin de compte

des niveaux de concentrations plus importants (voir sous-chapitre précédent). Cet élément sera valable pour l'ensemble des résultats que nous tirerons dans ce chapitre.

1.7.3.2 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

On a pour les HAPs les mêmes tendances sur les abattements en masse (Cf. Figure 3.47 à Figure 3.50). Excepté l'acénaphthène pour les sites à la source, tous les sites présentent de bons abattements pour les HAPs supérieurs ou proches de 50%. On note toutefois un abattement moindre sur le bassin de rétention pour les HAPs légers par rapport aux HAPs lourds qui sont davantage particuliers et donc plus facilement piégés par décantation. Le fluoranthène qui était en forte concentration en entrée est bien abattu (~60% en médiane avec une faible variabilité).

Les sites à la source présentent de très bonnes propensions à abattre les HAPs lourds mais ces efficacités sont ici sous estimées. En effet, comme nous avons pu le dire au chapitre précédent, le traitement des données présenté en § 2.5 gomme la non détection de certaines substances et nous place dans le cas le plus défavorable de concentrations au niveau de la LOD. En se rapportant aux occurrences de détection (Cf. § 3.4), on se rend compte qu'une grande majorité des HAPs ne sont en réalité jamais détectés sur les sites à la source, expliquant des distributions d'efficacité statistiquement non significativement différentes tant en concentration (sauf le pyrène) qu'en masses.

Globalement, on observe des abattements de la somme des 16 HAPs en concentration et masse supérieurs respectivement à 60% et 90% pour les sites à la source alors que ces efficacités chutent à 40% et 50% sur le site centralisé. Comme pour la majorité de la pollution particulaire observée jusqu'ici, les sites à la source se révèlent donc plus efficaces dans le traitement des HAPs que le système centralisé.

1.7.3.3 Pesticides

On observe sur les Figure 3.51 à Figure 3.54 un comportement totalement différent des deux familles de polluants précédentes. Les pesticides étant des micropolluants essentiellement présents en phase dissoute, les dispositifs de traitement par décantation du bassin de rétention n'ont que peu ou pas d'impact. On observe ainsi des abattements médians nuls ou négatifs en concentration et au mieux un abattement inférieur à 20% en masse pour l'atrazine. L'ensemble de ces abattements présente également une forte variabilité. Cela corrobore les travaux de Sébastien (2013) qui avait pointé les faibles capacités de ce bassin de rétention à piéger les pesticides.

Pour la CSR, les efficacités sont meilleures mais restent grandement variables avec des cas de plus fortes que sur le parking imperméable qui sert de référence. En revanche, les dispositifs à la source tranchée et noue piègent bien les pesticides, là encore en raison de l'abattement des volumes d'eau mais pas seulement : on observe ainsi de très bons abattements en concentration respectivement supérieurs à 80% et 60% qui montent au-delà de 95% en masse. Les abattements de concentrations sont plus élevés pour la noue et la tranchée que pour la CSR, la noue étant la plus efficace. L'effet de la percolation dans le sol en terre végétale et des processus en lien en est probablement la cause principale.

1.7.3.4 Bisphénol A et Alkylphénols

Le site de Django-Reinhardt montre sur la Figure 3.55 une efficacité modérée pour la gestion des alkylphénols. L'ensemble des médianes reste en dessous de 50% en concentration et en dessous de 60% en masse. On observe également un

relargage assez marqué en OP1EO avec des niveaux de concentrations supérieurs à la NQE sur ce site. Ce traitement mitigé des micropolluants peut partiellement être expliqué par le fait que les alkylphénols se trouvent dans les deux phases dissoute/particulaire : un simple traitement par décantation n'a donc qu'un impact limité sur cette famille de polluants.

La CSR montre sur la Figure 3.56 une grande variabilité pour la gestion de ces polluants en phase dissoute. Quatre composés présentent des tendances non négligeables et pouvant être plus médiocres que le parking imperméable pour quatre d'entre eux (BPA, OP1EO, 4-NP, 4-OP). Pour les 3 premiers, les lixiviats montrent une contamination des matériaux et substrat composant l'ouvrage. Il faut cependant garder à l'esprit que malgré la performance limitée du site, les concentrations restent dans des gammes basses.

Pour la tranchée, on observe sur la Figure 3.57 que seuls quatre composés sur six sont abattus à 50% en médiane en termes de concentrations, performance similaire à celle de la CSR (avec des gammes de concentrations similaires). Cependant, la performance de la tranchée en termes d'abattement des volumes d'eau joue une fois de plus un rôle très important en faisant monter les abattements en masse à plus de 75% pour l'ensemble des alkylphénols.

La noue présente en Figure 3.58 les deux points forts des systèmes précédents : une bonne performance par rapport au parking imperméable marquée pour 5 composés avec des médiane à plus de 60% en concentration et une action sur les volumes rejetés importante faisant monter les abattements médians en masse à plus de 95% pour l'ensemble de ce polluants. La piètre performance en concentration pour NP2EO sur la noue et la tranchée peut être expliquée par une contamination par cette substance des substrats et matériaux (résultats tirés des lixiviats sur le stabilisé composant les places de parking, le drain et la géomembrane en fond de fouille ; rien n'a été trouvé dans la terre végétale composant la noue ou les graves composant la tranchée). Les concentrations en alkylphénols à l'exutoire de la noue restent dans les mêmes gammes que celles des autres sites décentralisés, on peut facilement conclure ici que d'un point de vue des abattements, la noue est le système le plus efficace pour gérer cette famille de polluants car elle allie une performance épuratoire à une rétention d'eau importante.

1.7.3.5 Polybromodiphényléthers

Encore une fois, on note avant tout sur les Figure 3.59 à Figure 3.62 que pour les systèmes faisant de la rétention d'eau, les capacités d'abattement en masse des PBDE sont plus élevées que les autres.

L'action de traitement du bassin de rétention est mitigée. On note un traitement marqué supérieur à 65% sur le PBDE le plus courant (BDE 209), tant en concentration qu'en masse, mais des relargages pour les BDE 183 et 205.

La CSR montre des abattements en médiane supérieurs à 60% en concentration et supérieurs à 70% en masse. Ces abattements montrent que pour cette famille de polluants comme pour les alkylphénols, un traitement lié au passage par un milieu poreux est plus efficace que par décantation (bassin de rétention). On observe également pour ce site une très bonne gestion du B209 en masse et en concentration.

La tranchée et la noue montrent des capacités de traitement des concentrations en PBDE plus que raisonnables même si moindre que pour la CSR. Leur véritable action se place à nouveau dans leur capacité d'abattement des volumes induisant de forts abattements en masse. On note toutefois que la performance de la noue en concentration vis-à-vis du B205 tend à être moindre que pour les autres sites mais les concentrations restent très faibles (moins de 1 ng/L en médiane).

1.7.3.6 Conclusions

Dans cette partie nous avons pu mettre en évidence les points suivants :
Les systèmes décentralisés basés sur la percolation des flux d'eau au travers de substrat poreux mettant en jeu des processus de filtration physique et chimique et autres tendent à avoir de meilleures performances d'abattement que le bassin de rétention axé sur de la décantation. Cependant il est tout de même nécessaire de noter que le bassin reste un système de gestion des micropolluants efficace, notamment pour les polluants présents plutôt en phase particulaire.
Les systèmes de gestion des eaux pluviales, performants en termes d'abatte-ments des volumes d'eau, tendent à montrer de plus grandes dispositions à diminuer les quantités totales de polluants à leurs exutoires (abatte-ments en masse) malgré une action plus faible sur les concentrations. C'est particulièrement le cas pour les polluants que l'on trouve partiellement ou totalement sous forme dissoute (Alkylphénols, pesticides, PBDEs). Une action de gestion des volumes d'eau semble ainsi au moins aussi judicieuse qu'une action de décontamination des eaux.

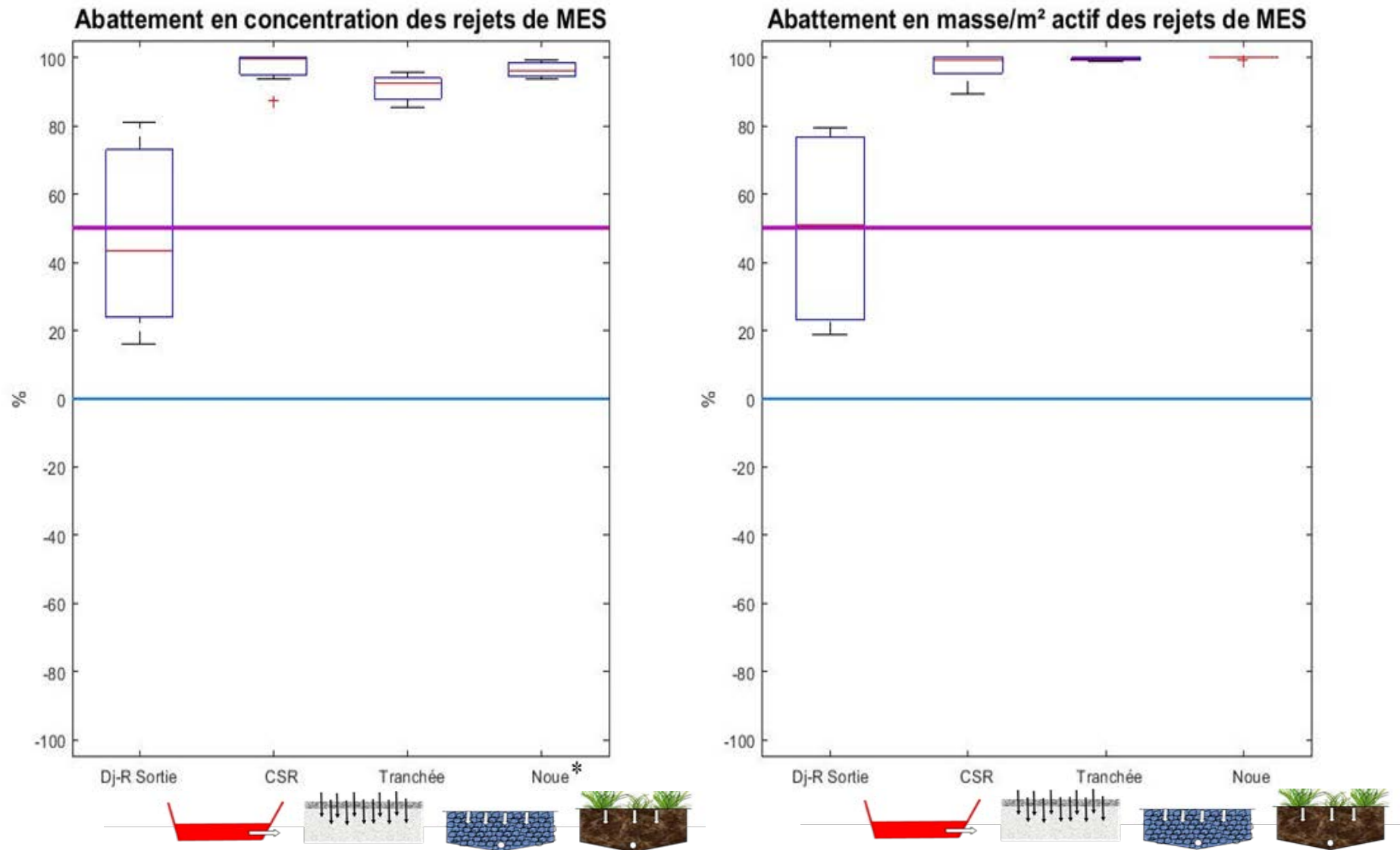


Figure 3.42 : Efficacités en masses/m² actif (gauche) et concentrations (droite) de polluants pour les MES



Dj-R
Sortie

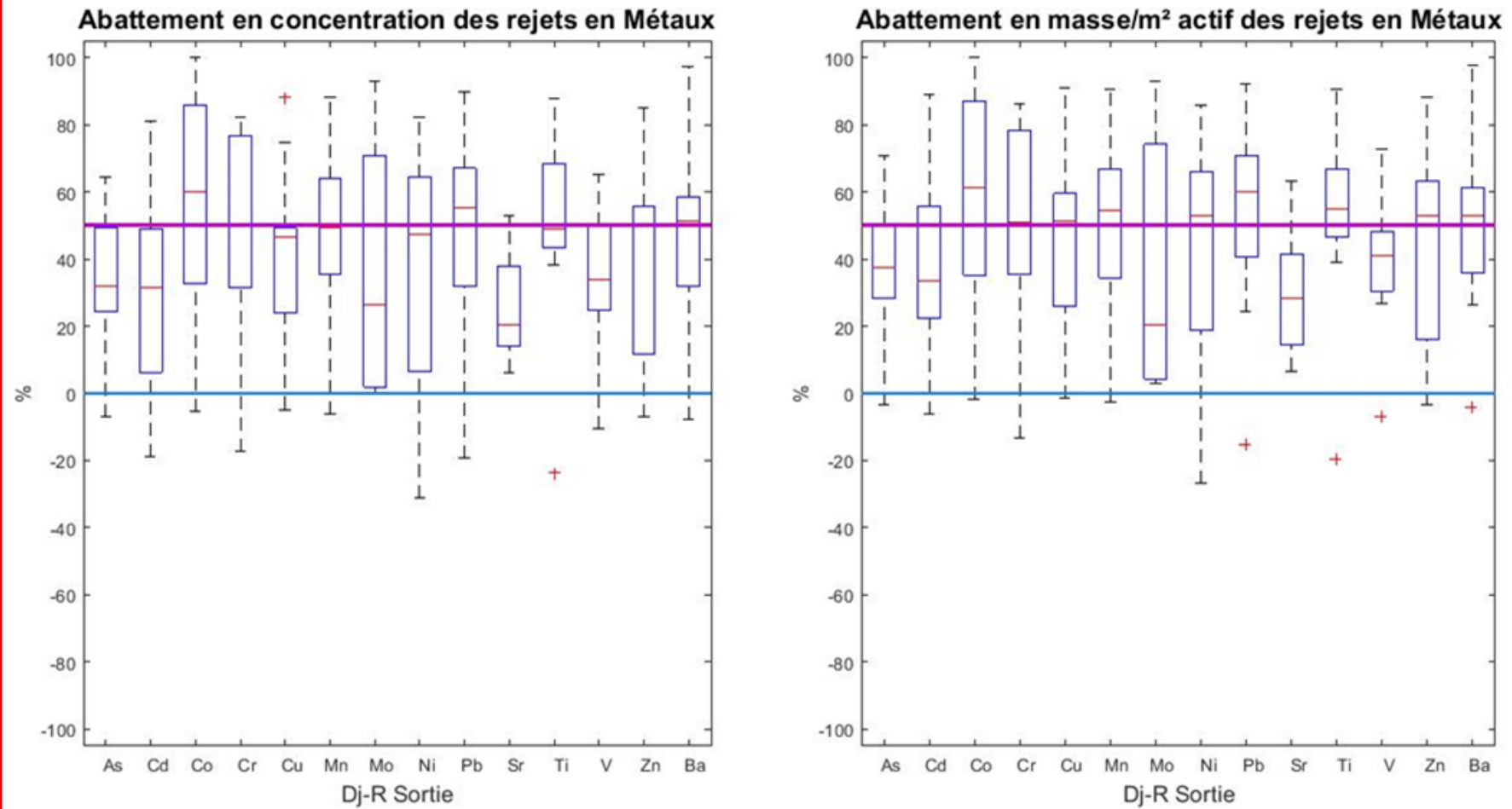


Figure 3.43 : Abatement en concentration (gauche) et masse (droite) de polluants pour les métaux du bassin de retenue de Django-Reinhardt



CSR

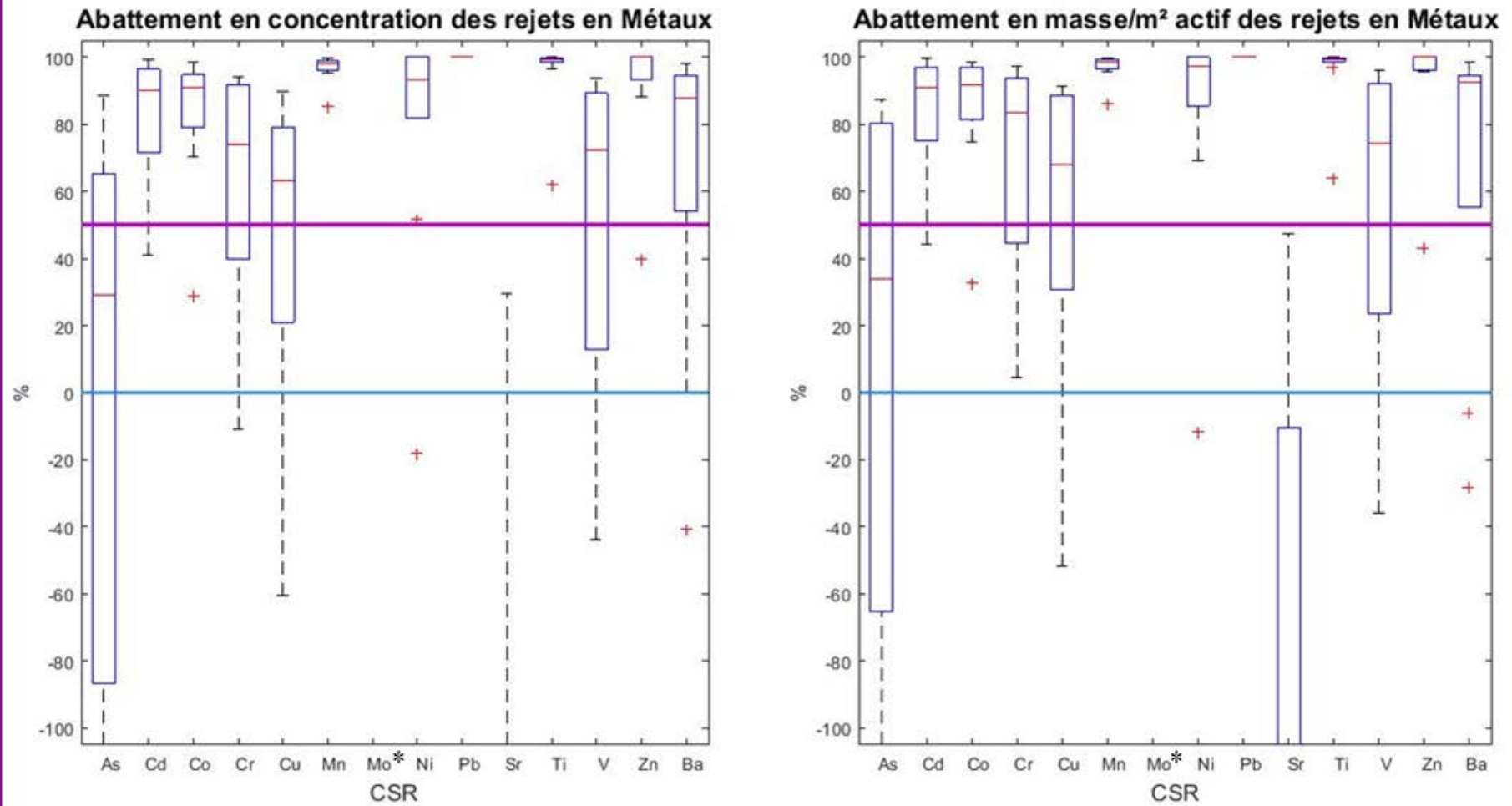
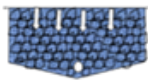


Figure 3.44 : Abattements en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les métaux de la CSR



Tranchée

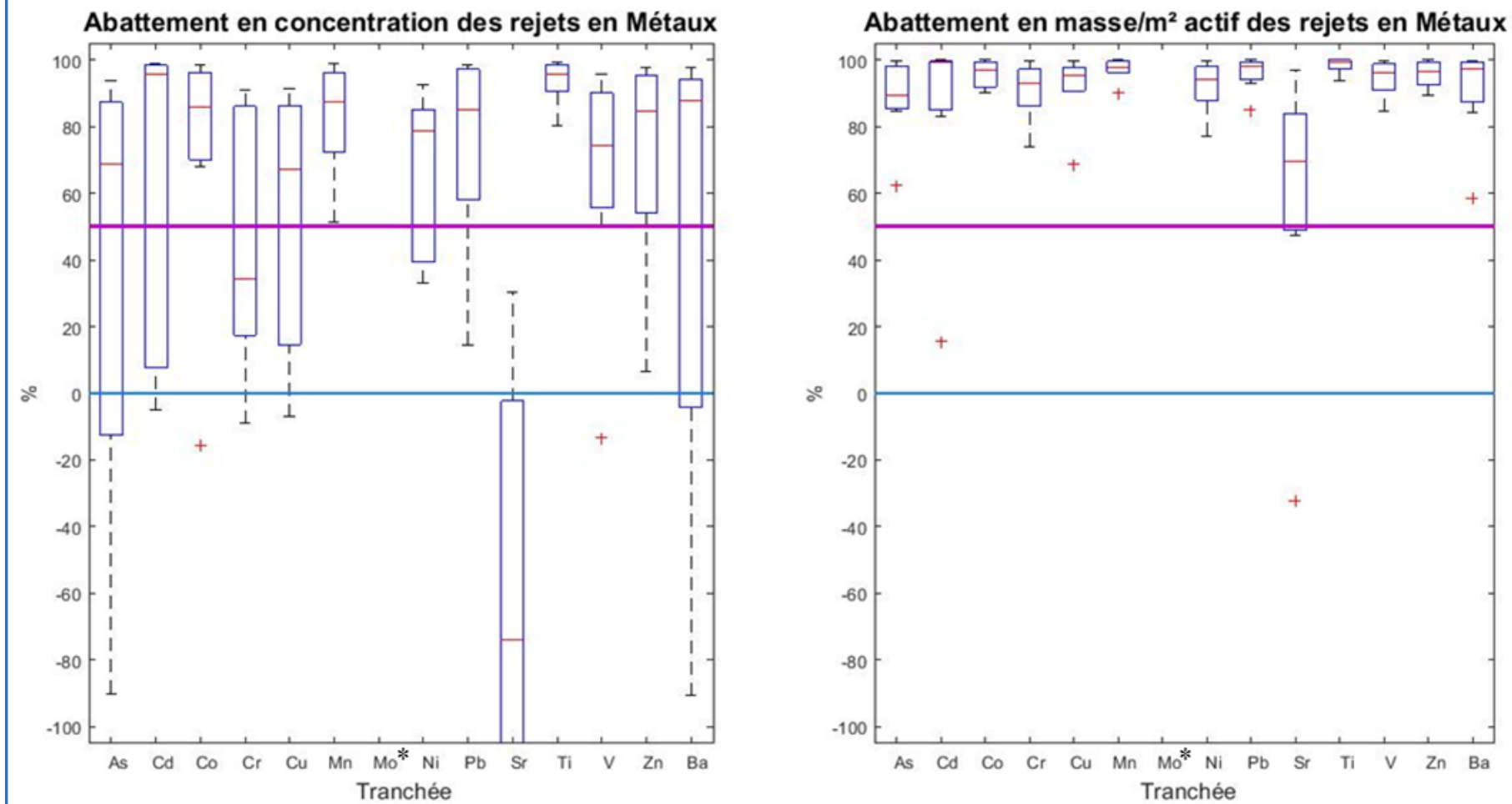


Figure 3.45 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les métaux de la tranchée



Noe

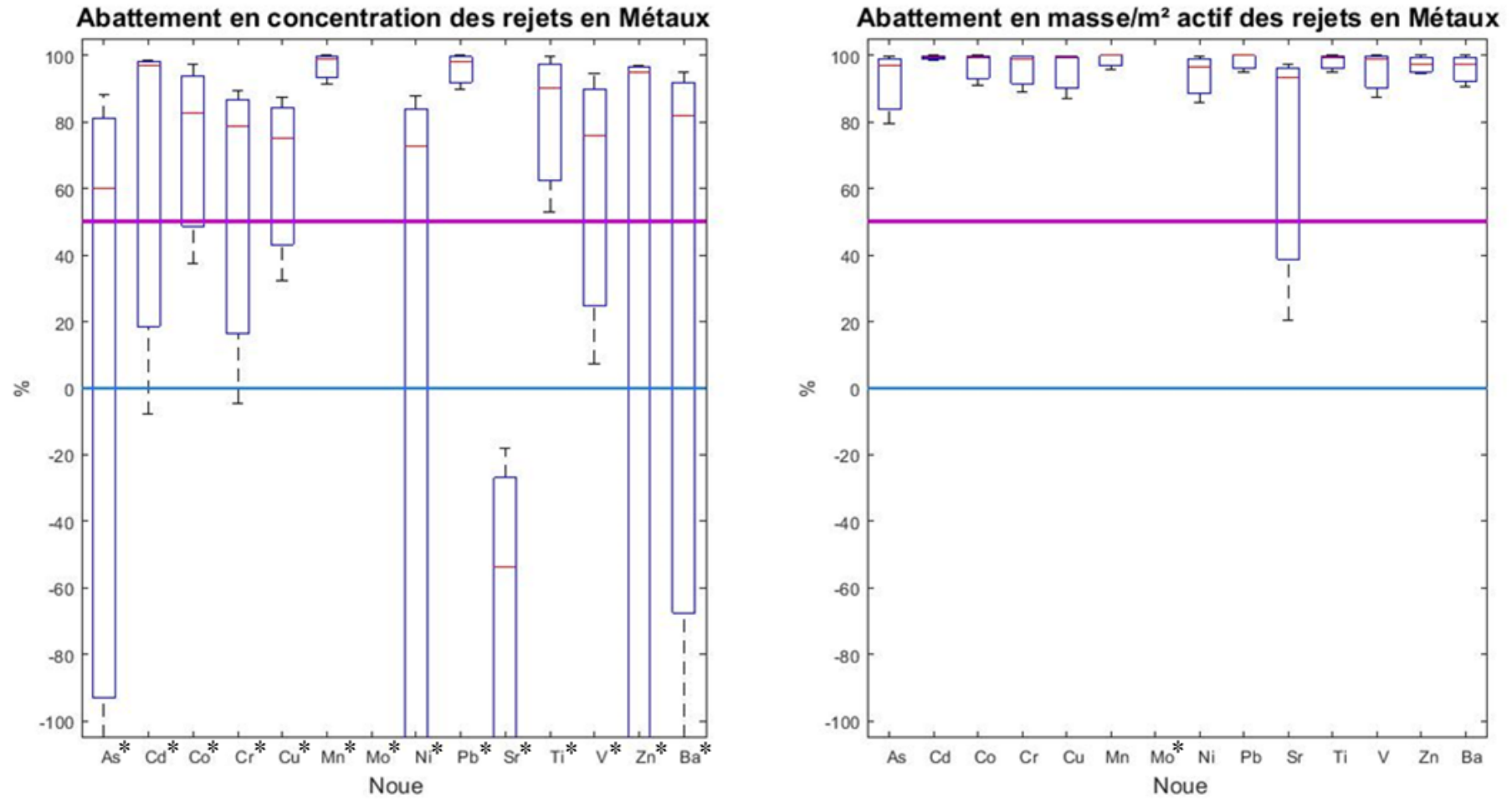


Figure 3.46 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les métaux de la noe

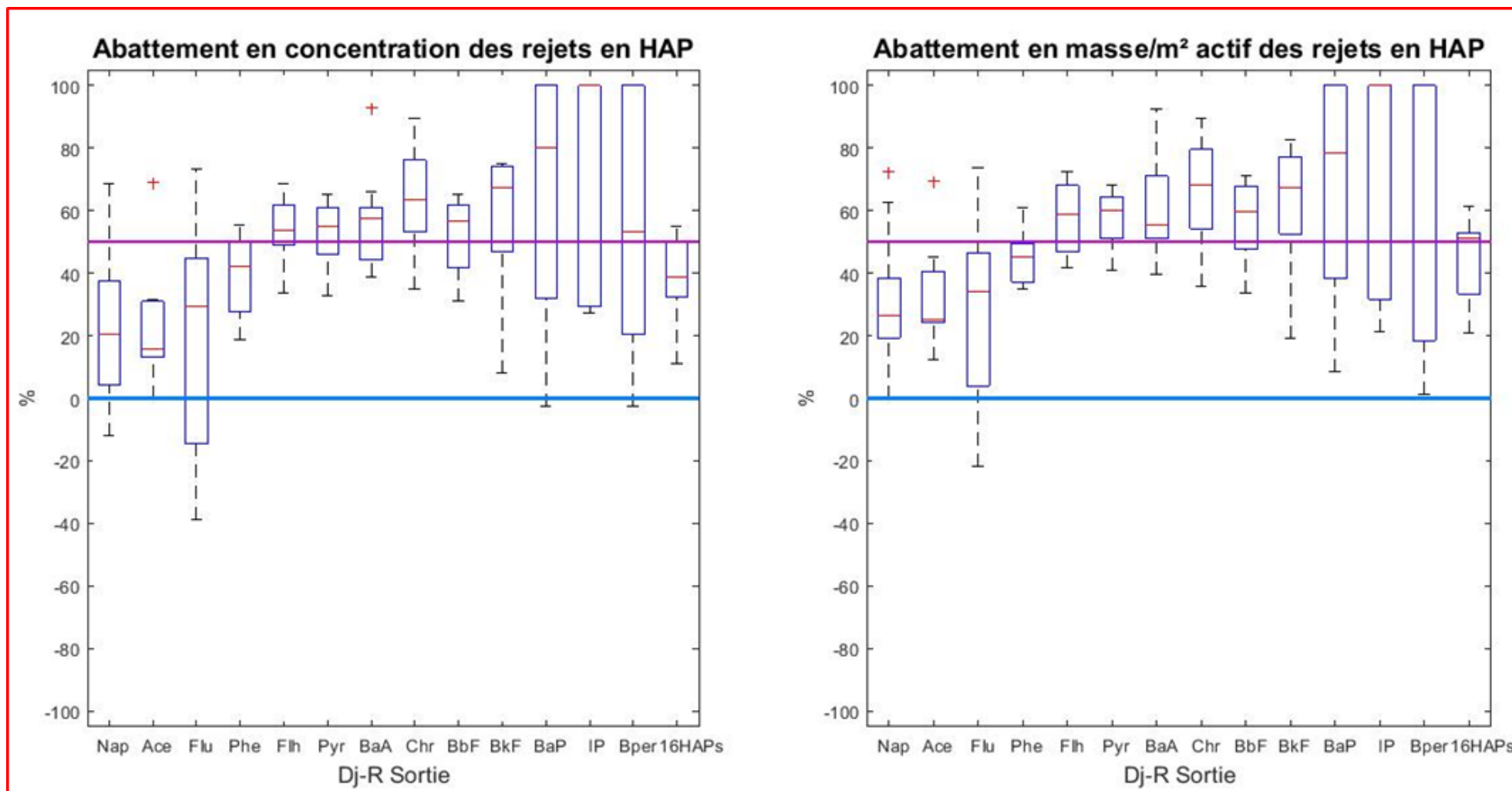


Figure 3.47 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les HAPs du bassin de rétention

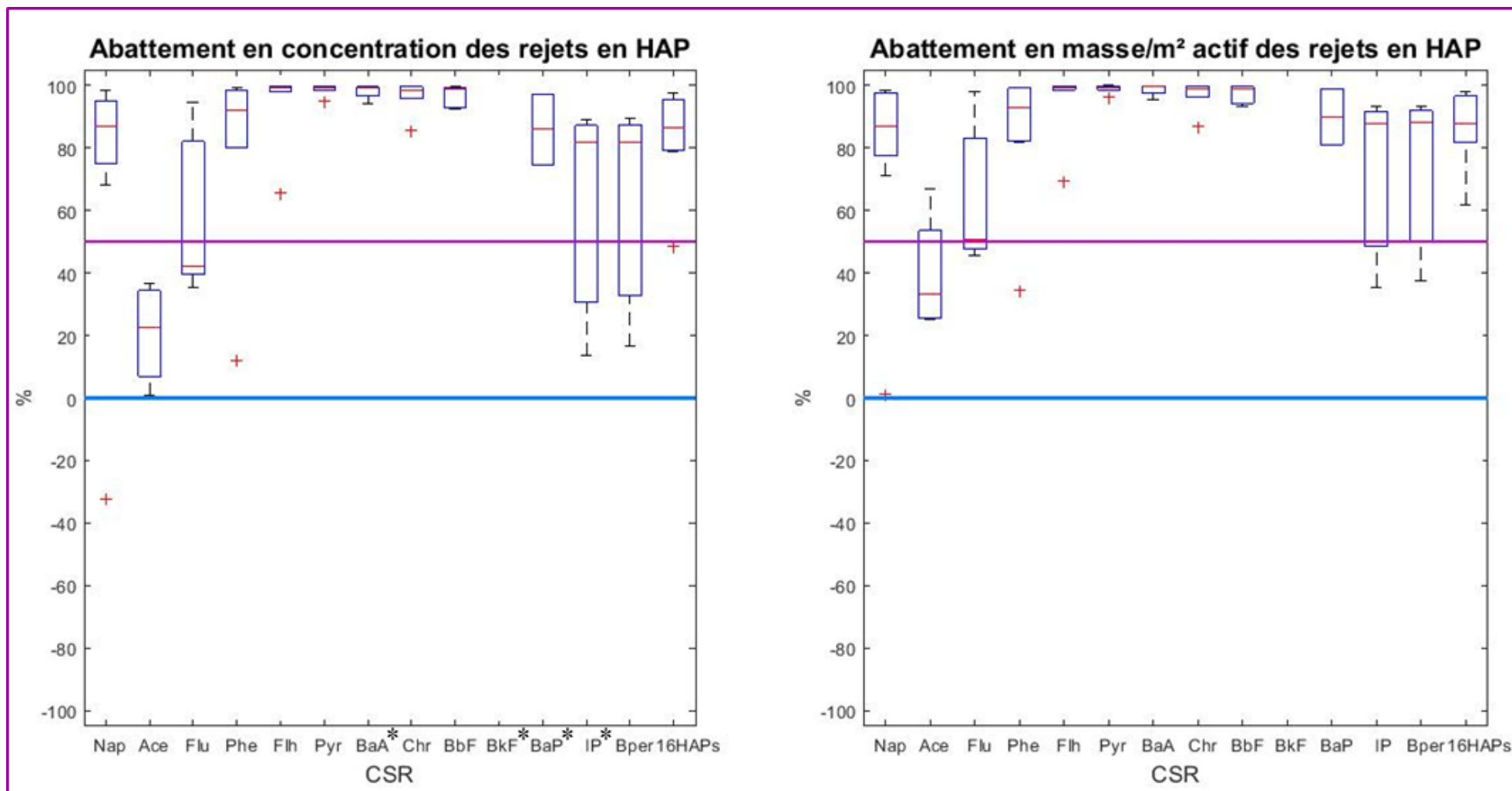


Figure 3.48 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les HAPs de la CSR

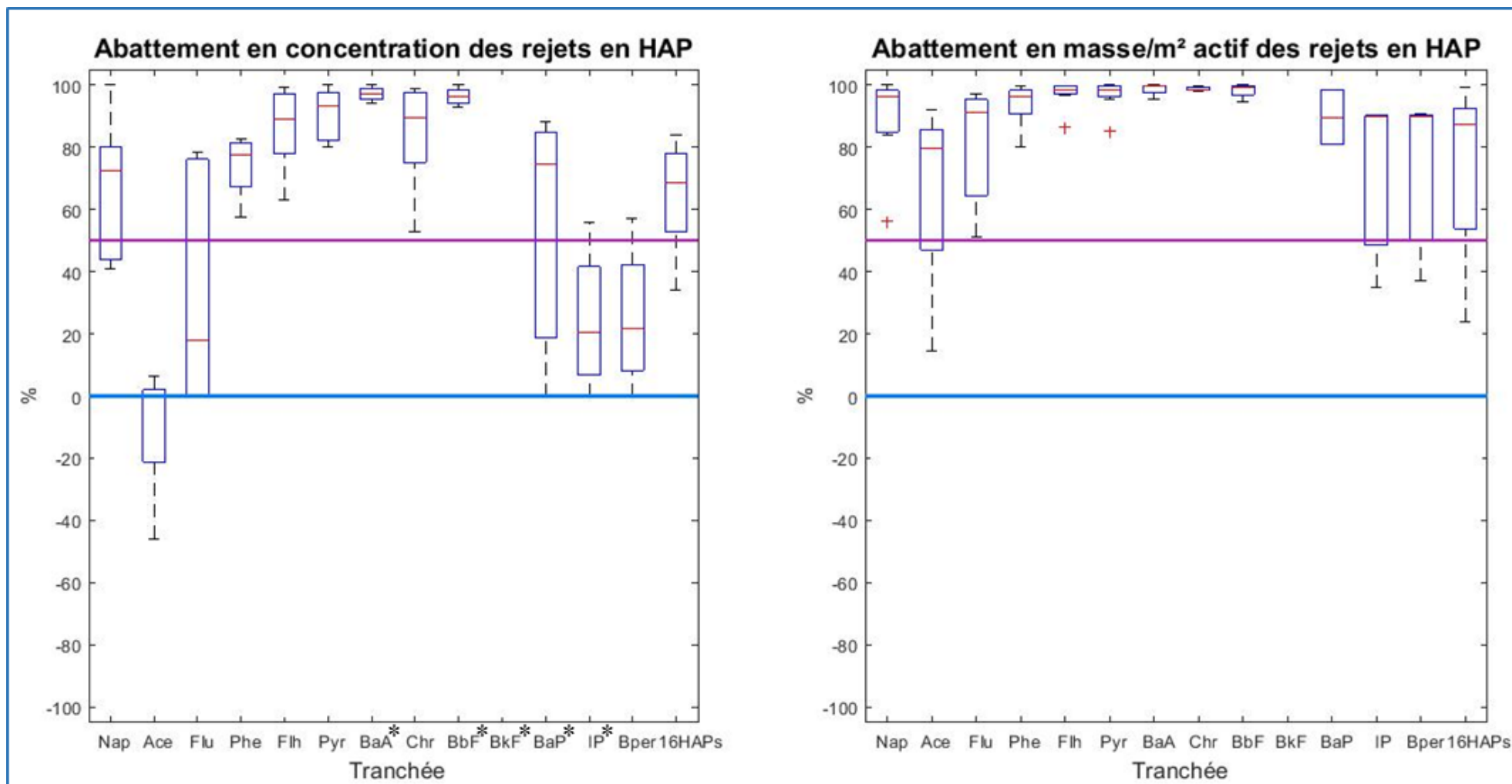


Figure 3.49 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les HAPs de la tranchée

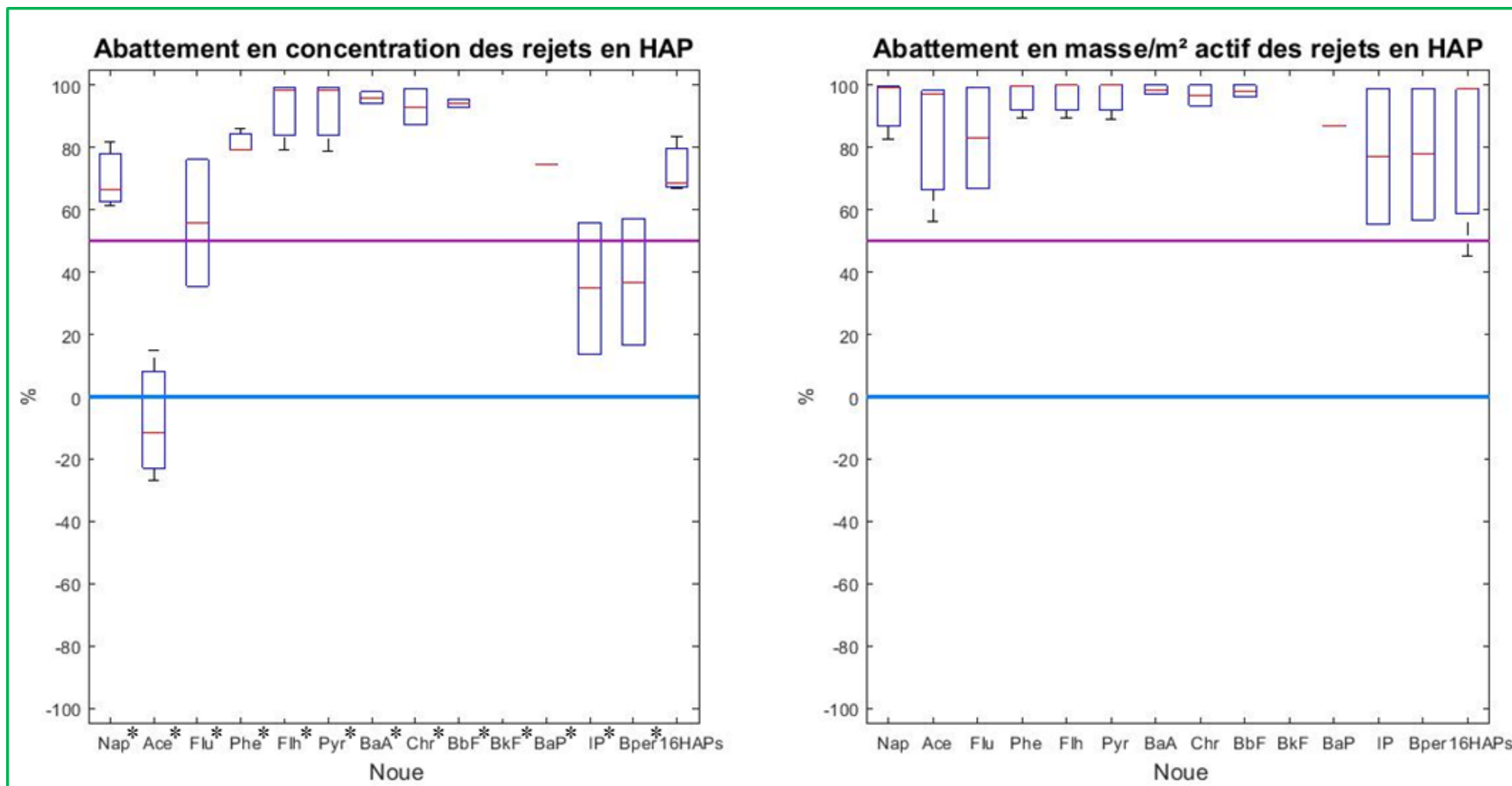


Figure 3.50 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les HAPs de la noue

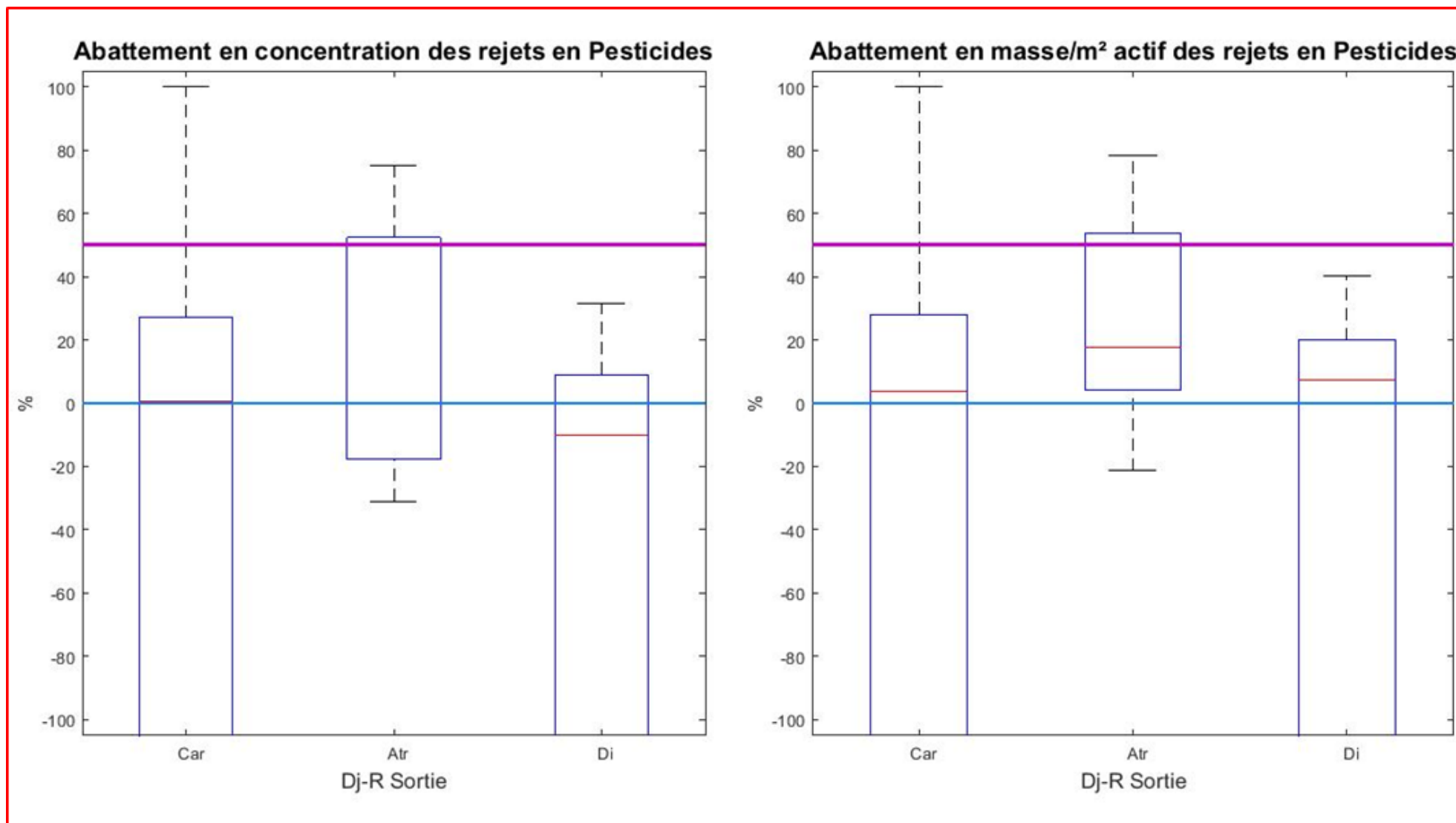


Figure 3.51 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les pesticides du bassin de rétention

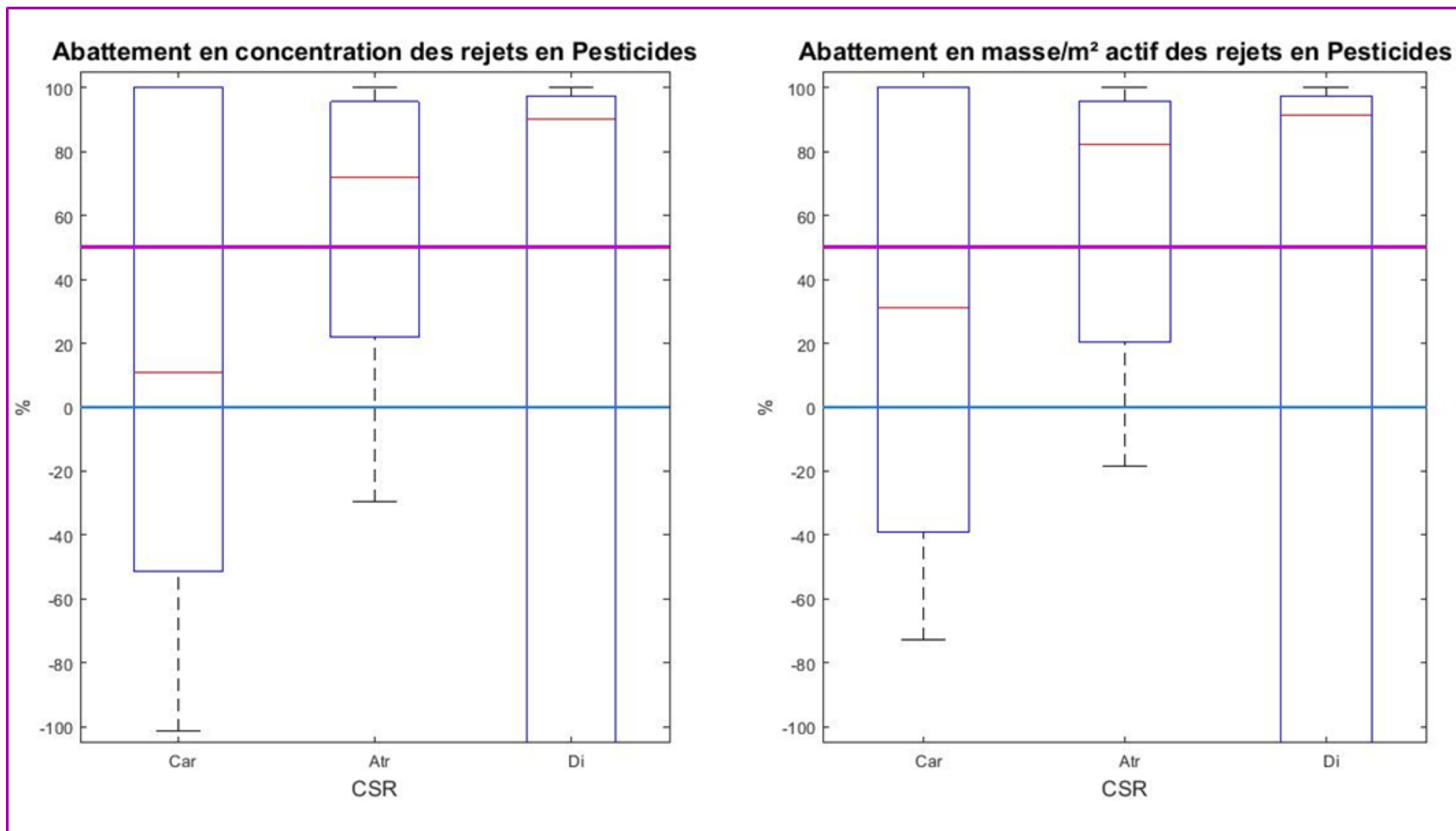


Figure 3.52 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les pesticides de la CSR

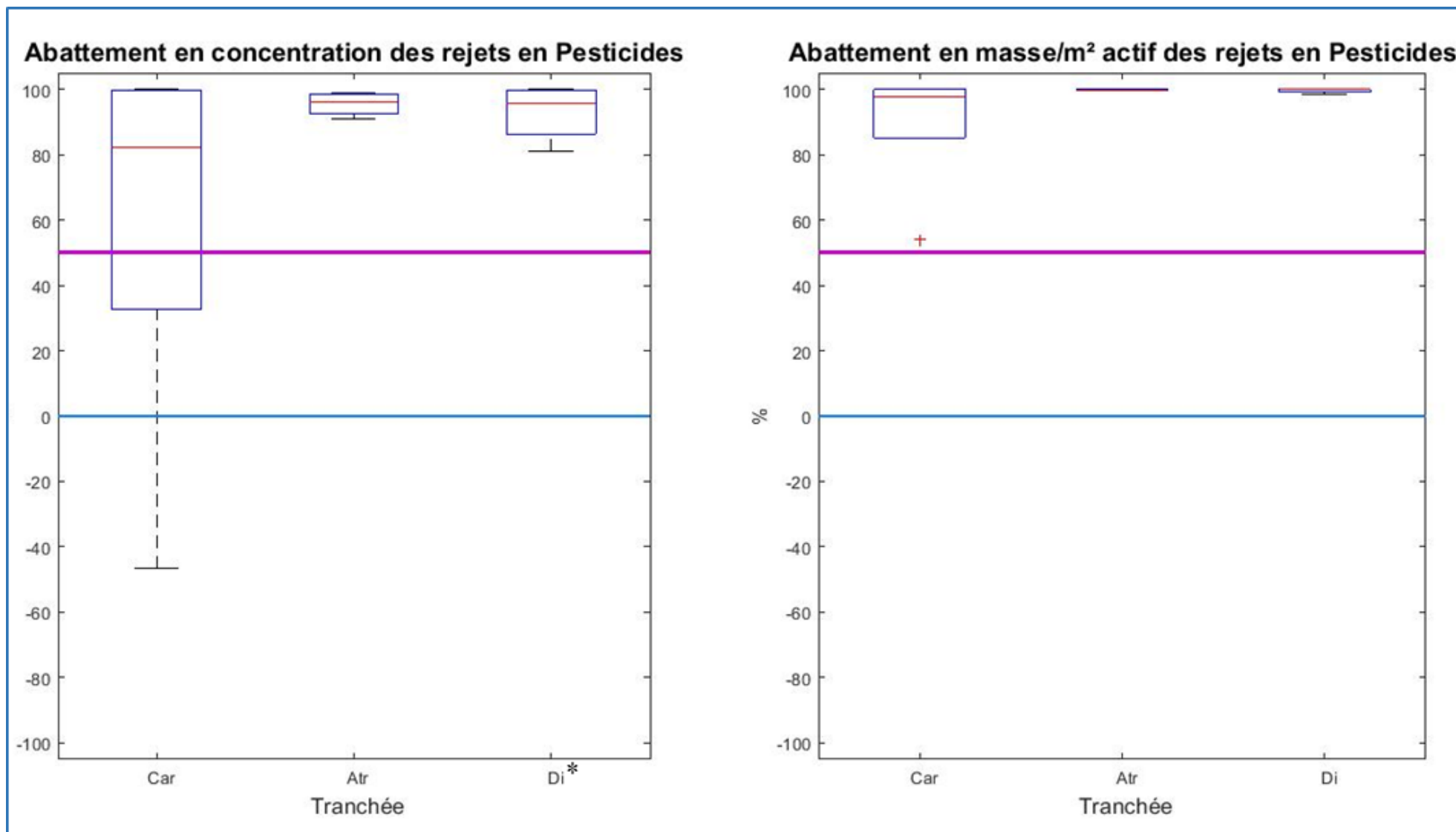


Figure 3.53 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les pesticides de la tranchée

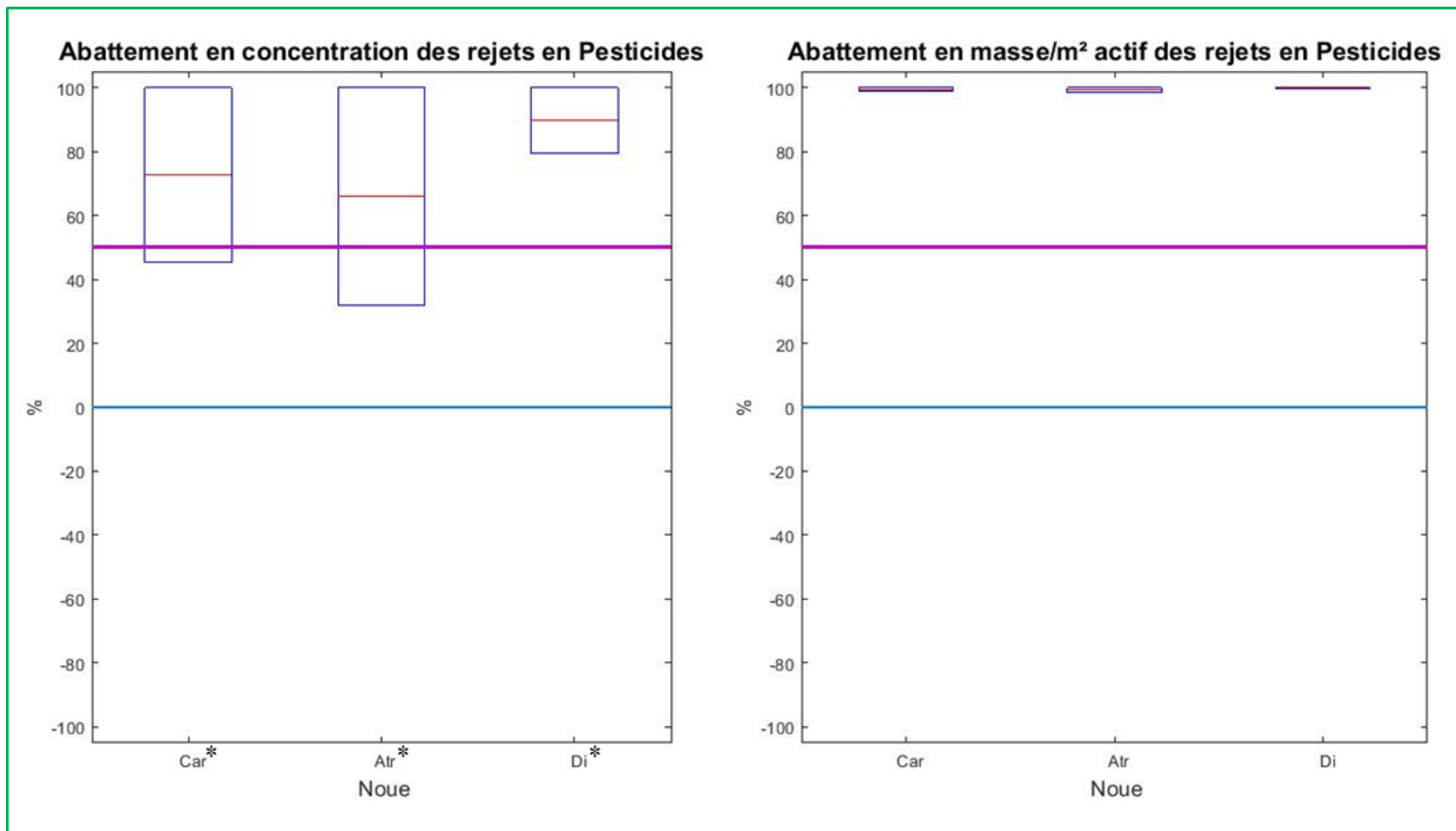


Figure 3.54 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les pesticides de la noue

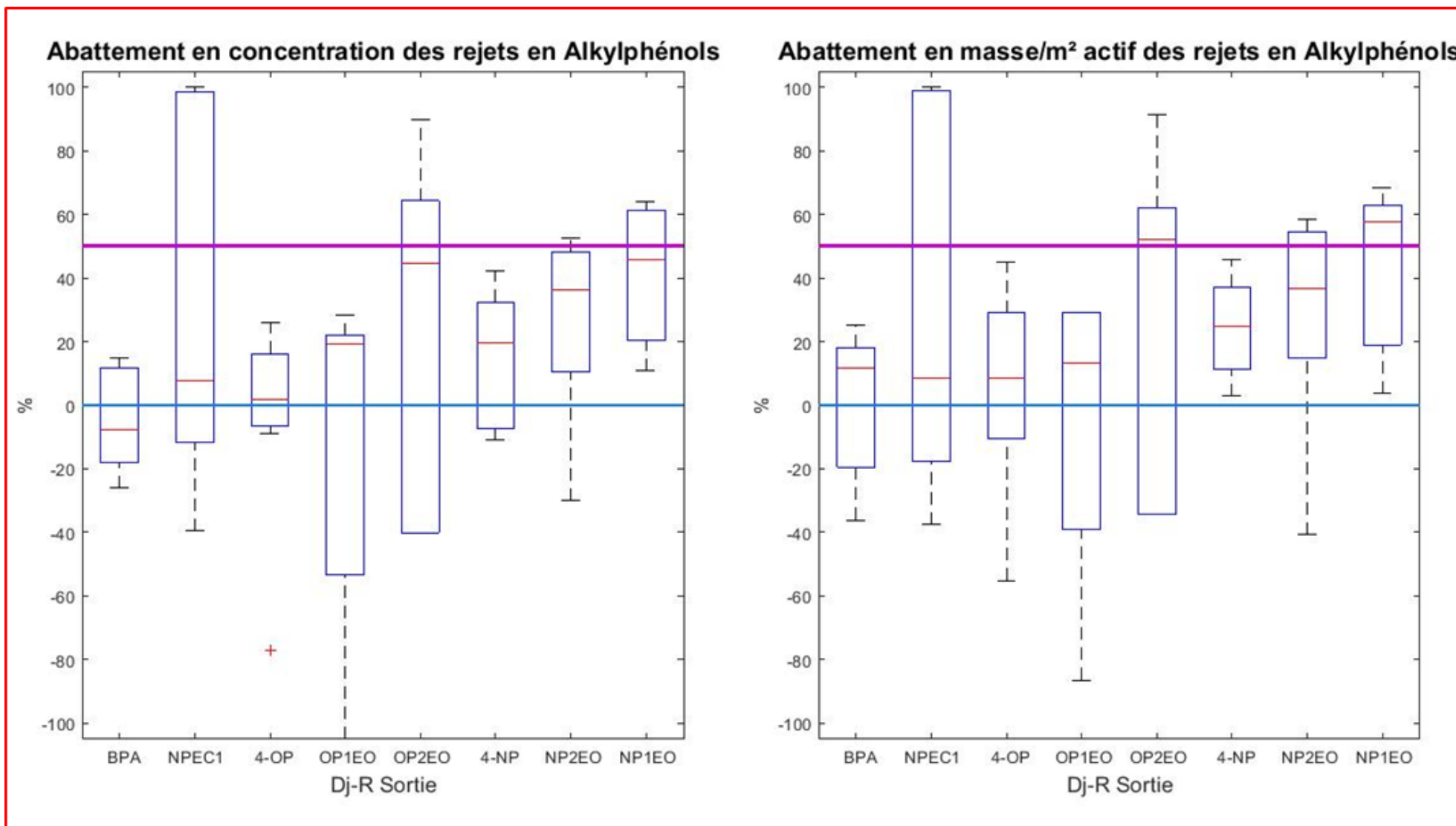


Figure 3.55 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les Bisphénol A et Alkylphénols du bassin de rétention

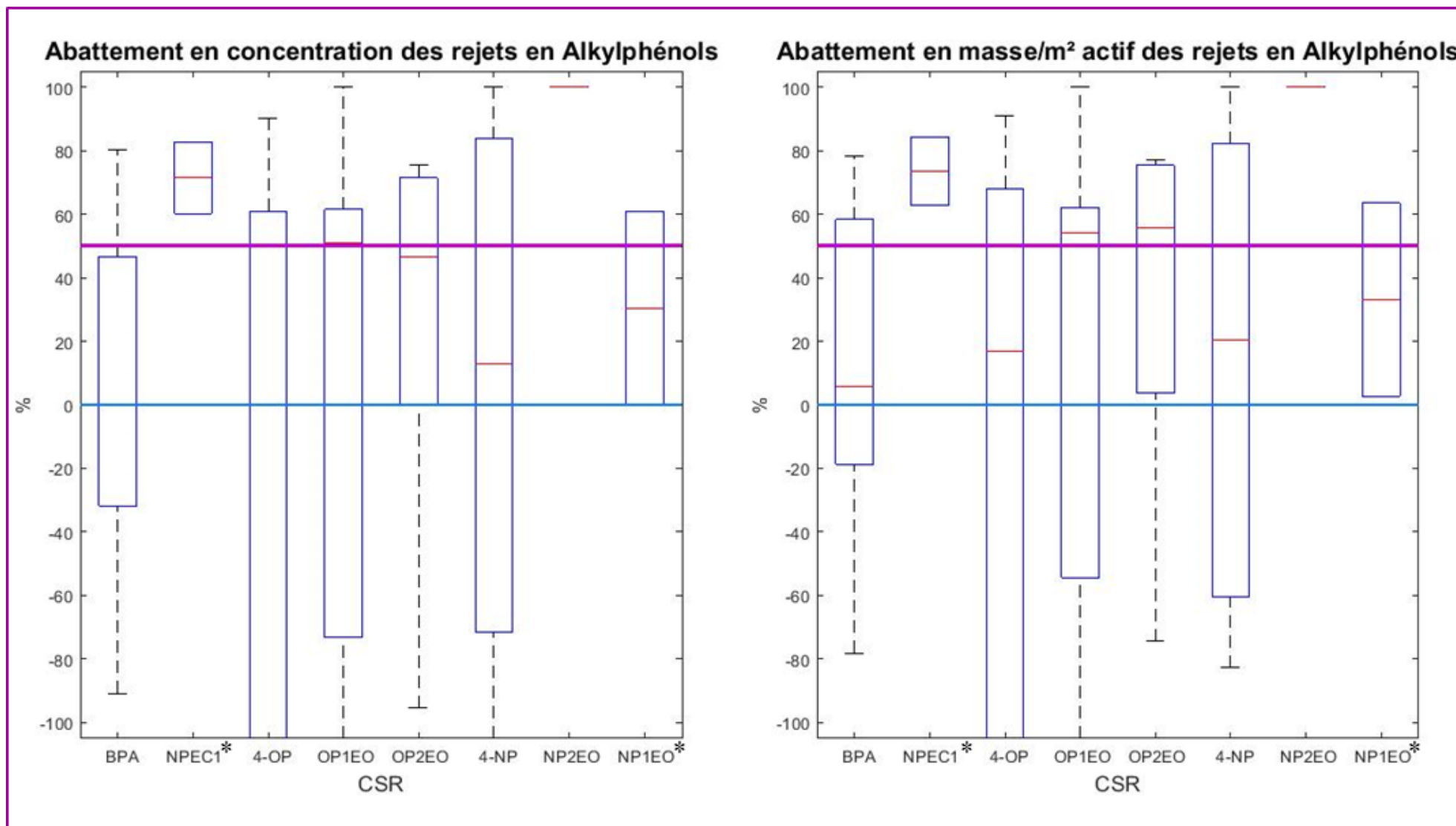


Figure 3.56 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les Bisphénol A et Alkylphénols de la CSR

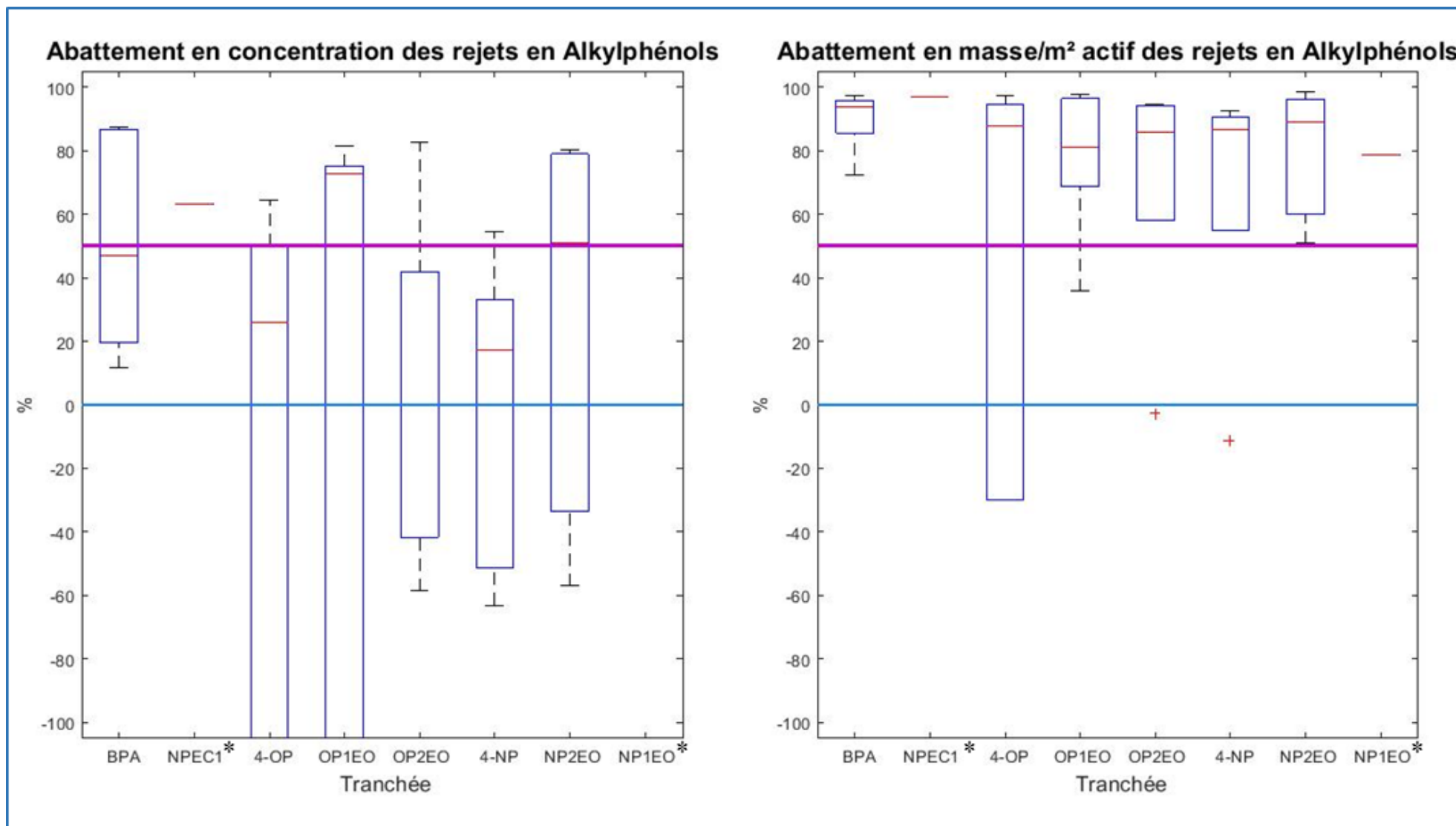


Figure 3.57 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les Bisphénol A et Alkylphénols de la tranchée

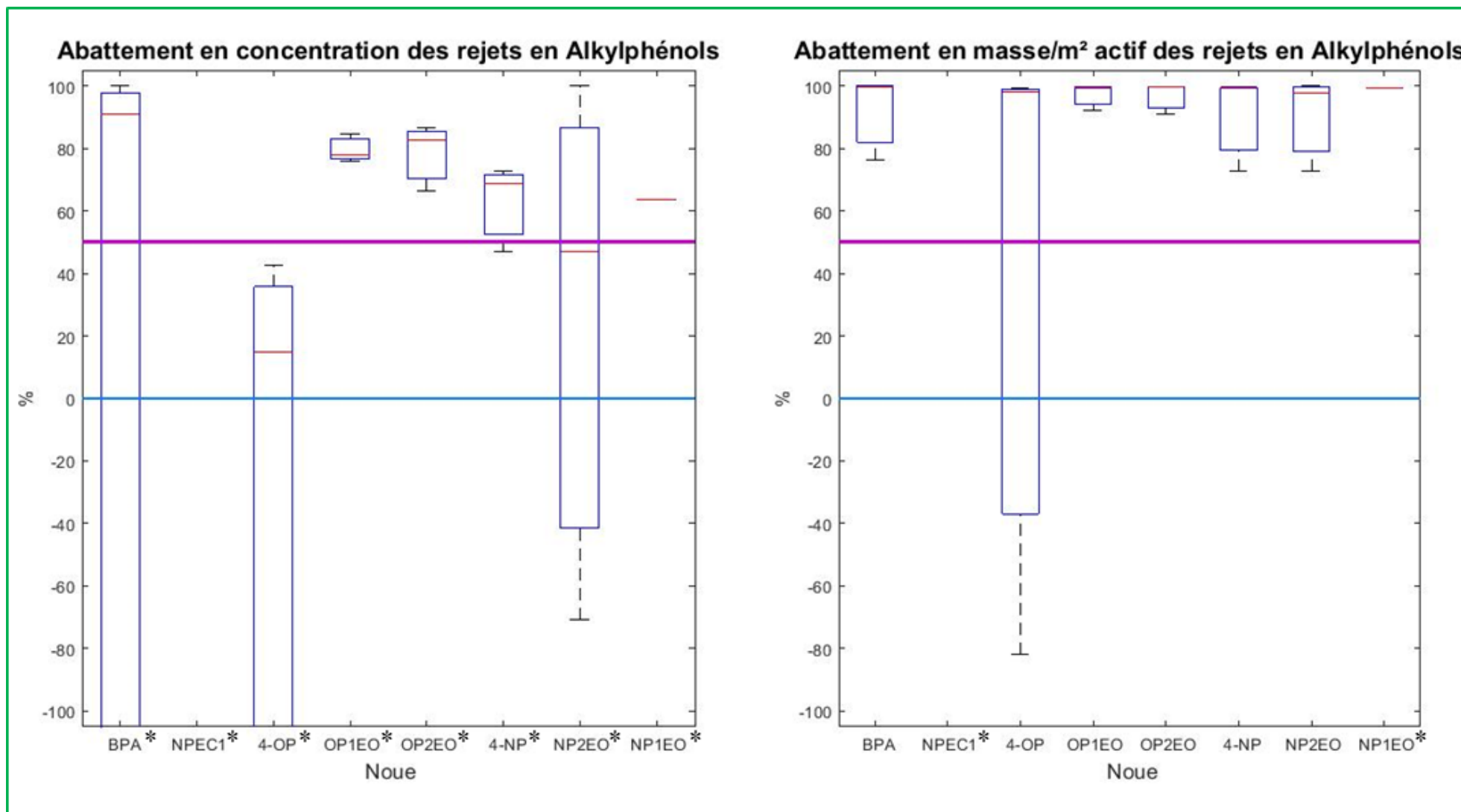


Figure 3.58 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les Bisphénol A et Alkylphénols de la noue

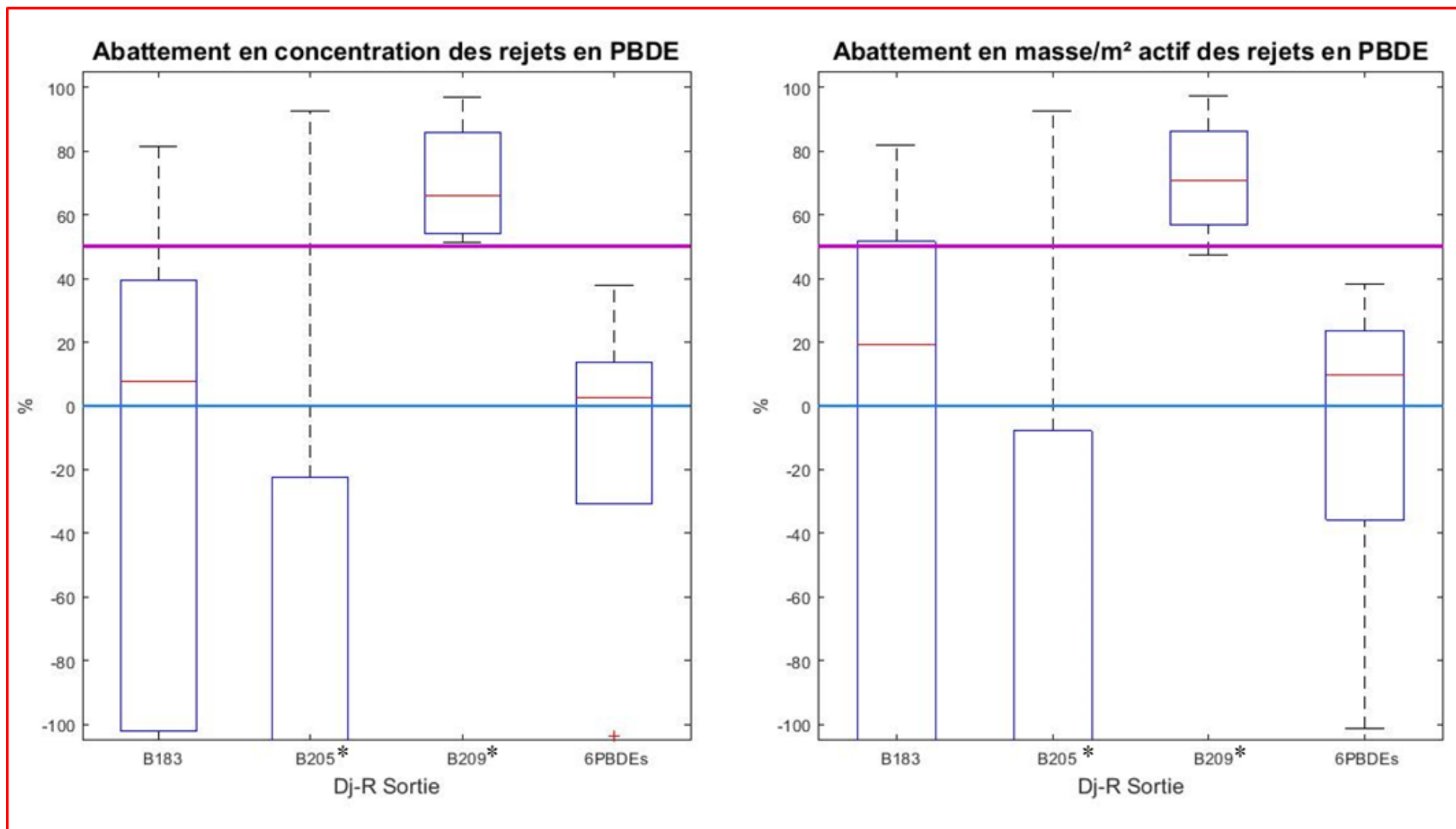


Figure 3.59 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les PBDEs du bassin de rétention

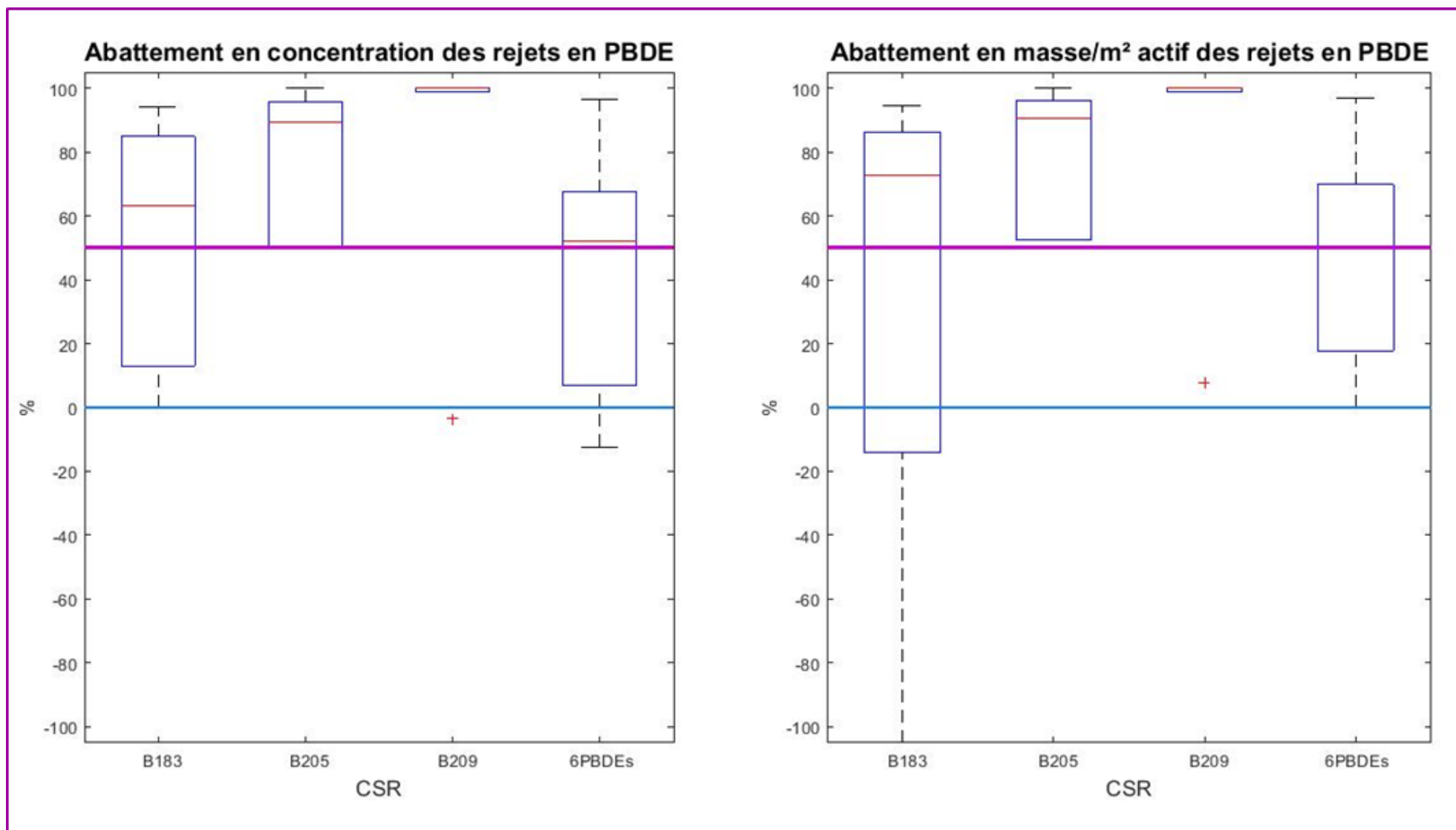


Figure 3.60 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les PBDEs de la CSR

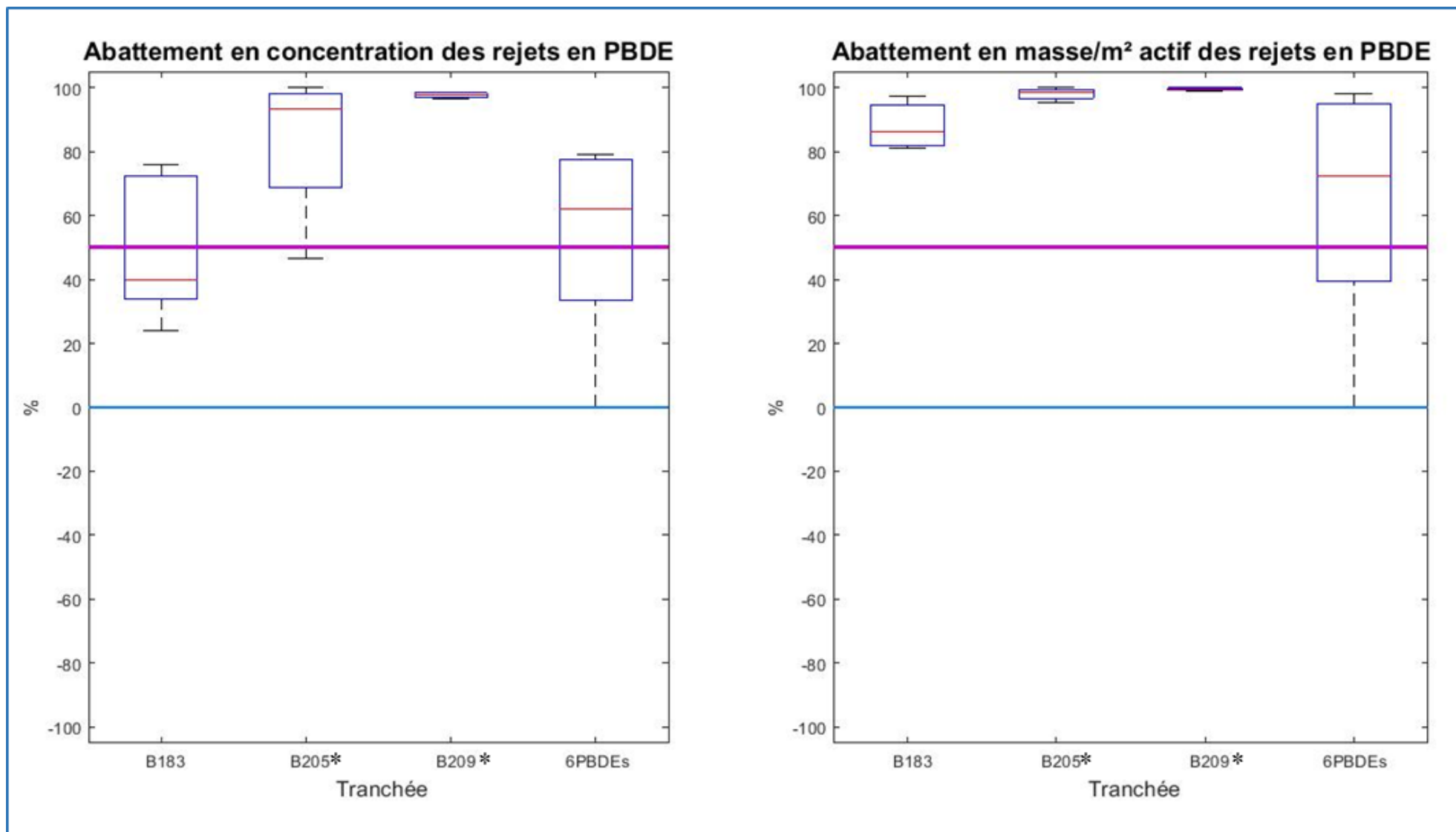


Figure 3.61 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les PBDEs de la tranchée

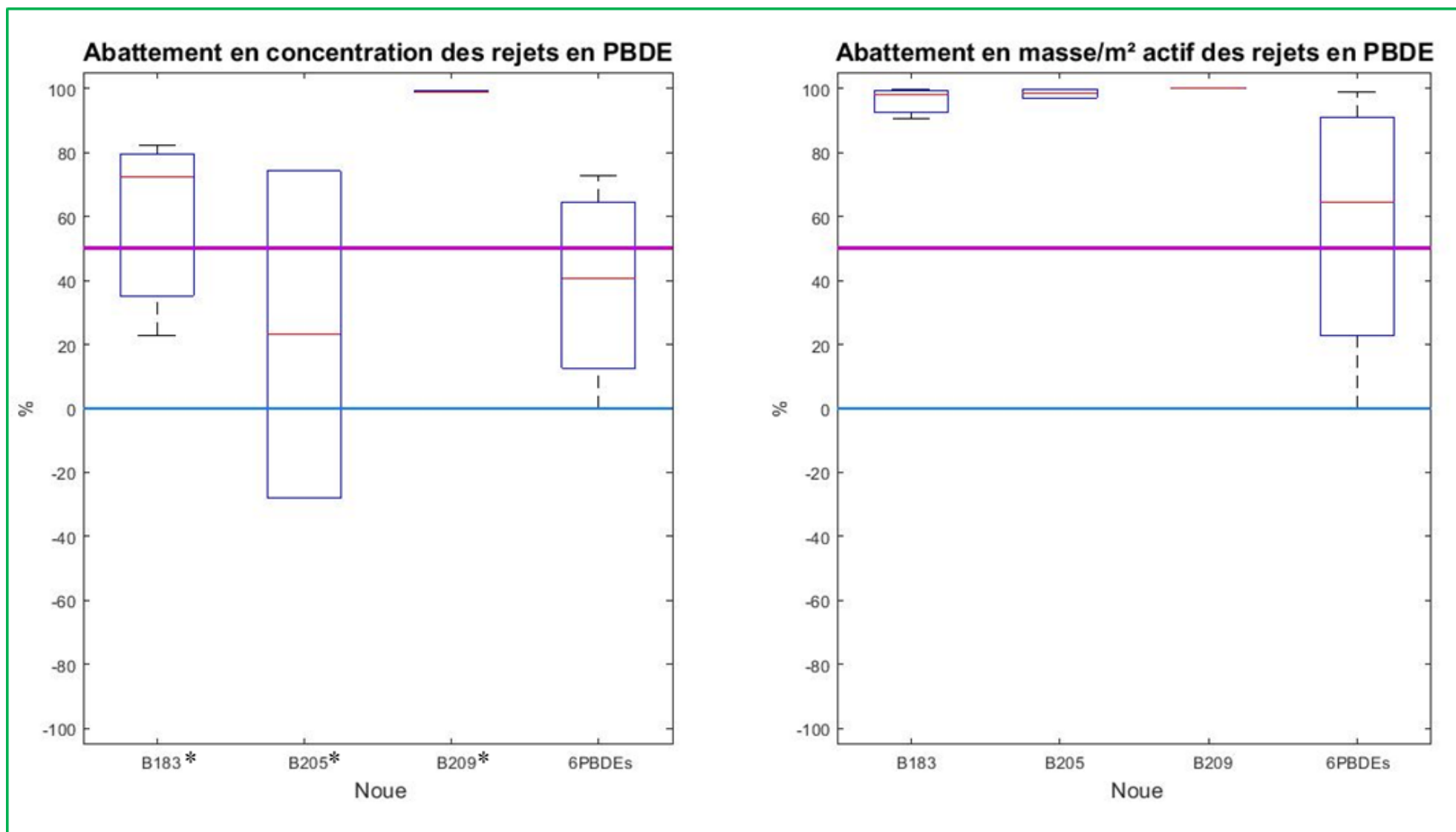


Figure 3.62 : Abatement en concentrations (gauche) et masses (droite) de polluants pour les PBDEs de la noue

Conclusion générale

Cette thèse a pour objectif d'améliorer l'état des connaissances concernant le comportement de sites de gestion des eaux pluviales à la source par rapport à un système centralisé vis-à-vis de leur capacité à piéger les micropolluants.

L'évaluation a porté sur les performances globales des ouvrages pour le traitement de 59 substances collectées sur un ensemble de six points de mesure représentant deux approches de gestion des eaux pluviales différentes : une gestion centralisée des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) qui consiste à collecter et conduire les eaux dans le bassin de rétention de Django Reinhardt ; et une gestion décentralisée ou une gestion dite « à la source » visant à traiter localement en limitant le ruissellement par des ouvrages favorisant la rétention et la filtration (chaussée à structure réservoir, noue et tranchée).

Un état de l'art a permis d'inventorier l'étendue de nos connaissances sur la nature de la contamination ainsi que des estimations de concentrations en micropolluants dans les RUTPs, et ceci pour deux échelles de gestion des eaux pluviales : à l'échelle de bassins versants importants de plusieurs hectares et à l'échelle de petites surfaces de quelques centaines de m² (principalement des parkings). Les études traitant de la caractérisation des Pesticides, Alkylphénols, Bisphénol A et PBDE se sont avérées peu nombreuses tandis que celles concernant les MES, ETM et HAPs sont plus fournies. Les données disponibles sur la contamination des RUTP montre une grande variabilité des concentrations inter-événementielles ne permettant pas, pour un même site de déterminer une « pollution type ». De plus, une variabilité existe aussi entre les différents types de sites étudiés et ce indépendamment des usages présents sur les bassins versants. On remarque cependant une constance dans la présence récurrente de certaines substances telles que le zinc, le cuivre, le cadmium, le nickel ou des HAPs comme le naphthalène, le fluoranthène ou le pyrène. Il est également important de souligner la constance de la complexité d'obtention de ces résultats tant sur la récupération des échantillons eux-mêmes, que sur les analyses : certaines substances sont présentes à l'état de traces pour lesquelles les méthodes d'analyses spécifiques doivent être développées et maîtrisées.

Les efficacités de chacun des types de systèmes de gestion des eaux pluviales (EP) étudiés ici (bassin de rétention centralisé, chaussée poreuse à structure réservoir, tranchée infiltrante et noue d'infiltration) ont été plusieurs fois étudiées indépendamment à l'échelle événementielle tant d'un point de vue hydraulique et hydrologique que vis-à-vis de la rétention de micropolluants courants associés aux MES tels que les ETM ou les HAPs. Les autres familles de micropolluants organiques ne présentent cependant que peu ou pas de documentation sur ces types d'ouvrages. La comparaison des deux échelles de gestion des eaux pluviales n'a, à notre connaissance, pas fait l'objet d'études poussées sur le volet de la qualité des rejets. Il ressort globalement de ces études 4 points principaux :

- une bonne efficacité des techniques alternatives sur les quantités mises en jeu (tant sur l'abattement des débits de pointe que des volumes d'eau pour les systèmes de gestion à la source) ;
- une action non négligeable sur la diminution des concentrations et des charges de substances principalement retrouvées en phase particulaire ;
- des résultats plus mitigés mais peu nombreux quant à leurs performances vis-à-vis des substances principalement retrouvées en phase dissoute ;
- des difficultés expérimentales importantes pour suivre les dispositifs à la source (prélèvement /échantillonnage et mesure des flux d'eau) pour le panel des techniques alternatives à disposition.

L'observation *in situ* des systèmes réalisée pour mener à bien cette étude, si elle est nécessaire, s'est révélée compliquée. En plus de la dépendance intrinsèque

des campagnes à la pluie (phénomène peu prévisible avec précision, variable dans l'espace et le temps), la métrologie doit assurer une acquisition d'échantillons et de données satisfaisant les exigences de qualité nécessaires. Nous avons été confronté à : des problématiques de quantité d'eau très variables, et parfois insuffisantes pour nos échantillons, à l'exutoire des systèmes à la source allant de très petits débits jusqu'à des débits forts de plusieurs milliers de L/h ; des problématiques de place, d'accès et d'aménagement des chambre de mesure ; des contraintes de prélèvements pour assurer la meilleure représentativité possible de nos échantillons ; la cohérence et la transposition des dispositifs métrologiques entre les sites. Une métrologie type adaptée a ainsi été développée et implémentée sur les sites décentralisés. Grâce à un couplage de mesures de petits débits (débitmètre de type auget basculant) à celles des débits plus importants (débitmètre électromagnétique), les mesures de flux d'eau sur une vaste gamme ont été possibles avec une précision de moins de 5% sur les débits. La création d'une goulotte de prélèvement, en adéquation avec les contraintes liées à un prélèvement par préleveur automatique, a permis le pilotage de l'échantillonnage proportionnellement au débit ou au volume et a assuré autant que possible la représentativité des échantillons moyens sur les évènements pluvieux.

L'ensemble des sites d'étude a été instrumenté et suivi entre 2015 et 2019. Douze évènements pluvieux ont été échantillonnés. Les polluants ont été analysés en phases dissoute et particulaire. Pour compléter le jeu de données d'analyses des micropolluants sur le site centralisé les données de Sébastien (2013) ont été ajoutées à celles obtenues durant cette étude. De ce fait, les laboratoires partenaires durant cette étude ont été les mêmes que pour Sébastien (2013) avec les contraintes de volumes d'échantillons et de transports que cela engendre.

Ont été ainsi réalisées :

- Des mesures de flux d'eau sur 127 évènements pluvieux sur le site centralisé en entrée et en sortie ;
- Des mesures de flux d'eau sur un total de 141 évènements pluvieux sur à l'exutoire des sites décentralisés et du parking de référence Asphalte (respectivement référence ASP 38 évènements, CSR 49 évènements, site muni de la tranchée 108 évènements, site muni de la noue 106 évènements) ;
- 11 campagnes de prélèvements avec une obtention effective d'échantillon variable d'un site à l'autre. Les analyses de ces échantillons s'ajoutent à celles des 7 campagnes de Sébastien (2013).

- Synthèse des résultats

L'analyse des flux d'eau à l'exutoire des systèmes de gestion des eaux pluviales révèle une forte disparité des comportements. Là où le bassin de rétention et la CSR tendent plutôt à retarder les écoulements sans agir sur les volumes déversés, la tranchée et la noue, quant à elles, présentent des retardements moindres mais font montre d'une forte rétention d'eau et ce de manière systématique. Ainsi, les évènements pluvieux de moins de 8 mm n'entraînent aucun rejet à l'exutoire de ces deux ouvrages. L'ensemble des ouvrages présentent également une forte propension à abattre les débits de pointe avec un minimum de 80% pour le bassin centralisé.

Sur les 59 substances recherchées, toutes ont été détectées au moins une fois sur un des six sites à l'exception du dibenzo(a,h)anthracène. Les HAPs lourds sont les substances présentant le plus faible taux de détection dont sept ne sont jamais détectés à l'exutoire d'aucun des sites de gestion à la source. Les ETM présentent

le plus fort taux de détection tous sites confondus quand les pesticides sont uniformément peu détectés. Malgré tout, certains pesticides interdits d'utilisation depuis de nombreuses années restent encore détectables comme la carbendazime et l'atrazine. Ces résultats étaient attendus. Les ETM notamment sont, pour la majorité, caractéristiques des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) de par leur ubiquité dans les matériaux et structures sur lesquelles ruissellent les eaux de pluie.

A l'exception de quelques substances, la majorité des 58 micropolluants détectés présente des concentrations situées dans la gamme basse de la littérature et inférieures aux normes de qualité environnementales pour l'évaluation de l'état chimique des eaux de surfaces tant dans les eaux de sollicitations qu'à l'exutoire des ouvrages de gestion des eaux pluviales.

L'analyse statistique montre que les eaux collectées en entrée du bassin de rétention et à l'exutoire du parking de référence Asphalte ne présentent globalement pas de différences significatives d'un site à l'autre (et d'une échelle d'observation à l'autre) en termes de concentration. Les quelques différences ne concernent que 20% des substances, sans tendance réelle d'une famille de MP à l'autre, et montrent pour ces cas-ci des concentrations plus importantes pour les apports du bassin de rétention. Dans l'ensemble, les concentrations mesurées pour les sites de référence centralisé et décentralisé présentent une variabilité importante d'un événement à l'autre (écart maximal pouvant aller jusqu'à plus d'un facteur 10). Si certains MP caractéristiques des eaux pluviales de ruissellement tels que le cuivre, le chrome, le plomb et le zinc ainsi que le fluoranthène montrent des concentrations supérieures aux NQE, ces substances restent dans les gammes de concentrations observées dans la littérature. Les micropolluants observés présentent également une spéciation similaire à celle donnée dans la littérature avec des ETM, HAPs et PBDEs plutôt retrouvés en phase particulaire et des alkyphénols et pesticides plutôt en phase dissoute. La présence de ces polluants dans les eaux pluviales de ruissellement justifie pleinement la nécessité de traiter ces effluents avant qu'ils ne réintègrent les milieux récepteurs.

Les concentrations en micropolluants dans les rejets à l'exutoire du bassin centralisé sont statistiquement significativement différentes de celles des sites décentralisés, pour plus de 75% des substances (notamment pour les ETM et les HAPs). Les exutoires des ouvrages tranchée et noue montrent également des distributions de concentrations dans leurs rejets qui ne sont pas significativement différentes pour 85% des substances. Cette tendance est moins marquée pour la CSR pour qui respectivement seulement 50% et 59% des substances (particulièrement les HAPs) ne montrent pas de différences. On observe donc à la fois une différence de rejets sur les échelles d'observation entre les sites décentralisés et centralisé mais également sur les sites de gestion à la source entre eux. Les concentrations présentent pour l'ensemble des systèmes une variabilité forte avec une gamme de variation plus prononcée sur la CSR (ouvrage le plus sensible aux variations des conditions de sollicitation). Les ETM tels que l'arsenic, le chrome, le cuivre et le zinc, présents sur les sites de référence, sont aussi observés en grandes quantités par rapport à la NQE à l'exutoire de l'ensemble des systèmes de gestion des RUTP.

L'efficacité de dépollution de l'ensemble des sites est avérée pour les ETM, HAPs et PBDE tant en termes de charges qu'en concentrations et ce malgré la grande variabilité des niveaux de pollution observés. Les efficacités de traitement en concentrations sont moindres pour les alkyphénols sur l'ensemble des sites mais on observe que les ouvrages pour lesquels il existe une forte rétention d'eau montrent des efficacités très élevées en termes de charges (médianes supérieures à 85% sur la noue et la tranchée) pour cette famille de micropolluants.

Le même constat est fait pour la plupart des pesticides. Pour certains d'entre eux (carbendazime, diuron) des relargages sont observés sur le bassin centralisé et sont plus importants en sortie de la CSR qu'en sortie du parking imperméable de référence. L'analyse de la spéciation a permis de confirmer la bonne rétention des micropolluants particuliers (ETM et HAPs) ainsi qu'un abattement plus mitigé mais significatif pour les familles où les phases particulières et dissoutes se côtoient, comme les alkylphénols et les PBDE en sortie d'ouvrage. Les pesticides ayant été observés en grande majorité en phase dissoute dans les eaux d'entrée ou de référence comme à l'exutoire des ouvrages, leur rétention est observée pour les ouvrages abattant les flux d'eau (noue, tranchée).

La CSR est le site présentant les meilleures performances en termes d'abattement de concentrations avec des efficacités globalement supérieures à 60% et montant à plus de 80% pour les ETM et les HAPs. Si la noue et la tranchée montrent également des efficacités en concentrations notables, notamment pour les substances retrouvées plutôt en phase dissoute telles que les pesticides et les alkylphénols, le potentiel de dépollution est très marqué en termes de charges, en raison des forts abattements des volumes d'eau. Les efficacités du bassin de rétention restent, pour la quasi-totalité des substances, inférieures, tant en termes de concentrations que de charges, à celles des ouvrages de gestion à la source. La capacité de décantation du bassin, si elle impacte de manière non négligeable la pollution en phase particulaire, apparaît toutefois comme moins efficace que les processus intervenant au cours de la percolation de l'eau dans les systèmes de gestion à la source, toute famille de polluants confondue.

De manière générale, si on observe une augmentation notable des efficacités en termes de charges par rapport aux concentrations sur tous les sites, cette tendance est très marquée pour les ouvrages dont la structure permet une bonne rétention des volumes d'eau (cas de la noue et la tranchée) : les charges en polluants calculées à leurs exutoires sont très faibles (voire nulles), rendant compte d'efficacités avoisinant les 100% dans la majorité des cas. La rétention importante des flux d'eau montre donc un impact très important sur la rétention des flux de micropolluants à l'exutoire des ouvrages de gestion des eaux pluviales.

L'utilisation de ces ouvrages abattant les volumes dans un but de limitation des rejets de micropolluants pourrait donc s'avérer payante. C'est le pari qu'a fait la métropole de Lyon qui propose de retenir à la source les pluies de moins de 15 mm. Il faut toutefois relativiser l'efficacité globale de ces stratégies qui ne s'appliquent que sur des opérations d'extension ou de rénovation ne permettant de déconnecter qu'une partie des eaux d'un pourcentage faible de surface urbaine. Il y aurait donc nécessité à analyser à des échelles d'espace plus larges pour étudier leur efficacité vis-à-vis de la limitation des rejets dans les milieux récepteurs.

L'utilisation de dispositifs centralisés comme les bassins de rétention semble moins pertinente. Bien qu'efficaces pour les métaux et les HAPs, leur performance pour la gestion d'autres MP comme les alkylphénols, le BPA, et plus encore pour les pesticides, est loin d'être assurée. Ceci dit, ils sont plus efficaces que les systèmes traditionnels de réseaux.

D'un point de vue technique, la mise en place et l'utilisation de dispositifs de mesure et d'échantillonnage est compliquée sur de tels systèmes décentralisés. Si l'acquisition précise de données hydrauliques semble ici pouvoir fonctionner de façon pérenne et est éventuellement transposable à d'autres sites similaires, les coûts humains et techniques nécessaires restent très importants et les manipulations délicates. Le développement des stratégies de prélèvements d'échantillons est également sujet à amélioration tant dans leurs précision et représentativité que dans leur flexibilité par rapport aux événements réels.

Enfin, la maintenance et les comportements à long terme, tant pour nos dispositifs de mesure et de prélèvement que pour nos ouvrages de gestion à la source sont aujourd'hui mal connus et mériteraient d'être explorés.

- Perspectives

L'évaluation des performances globales de ces différents ouvrages de gestion des eaux pluviales effectuée dans ce travail de thèse soulève encore certaines questions orientées principalement selon quatre axes :1) Compréhension des comportements des systèmes de gestion à la source

Il paraît nécessaire de poursuivre le suivi en continu des flux d'eau ainsi que la réalisation de campagnes de mesures pour analyser la contamination des eaux en MP de ces ouvrages de gestion des eaux pluviales sur des données plus nombreuses et intégrant des évènements pluvieux plus variés (les pluies inférieures à 15 mm représentent plus des trois quarts des évènements pluvieux). Cela nous permettrait de confirmer ou d'infirmer nos résultats sur des bases statistiques plus solides et de croiser les performances aux caractéristiques des flux d'eau, aux évènements particuliers que rencontrent les dispositifs au cours du temps (viabilité hivernale, chantiers, ...). Cela permettrait en outre d'appréhender l'évolution des comportements (impact du colmatage par exemple) sur plus long terme et de suivre les efficacités au cours du temps dans le cas de suivis longs développés dans le cadre de l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine).

Une caractérisation plus poussée des substrats et des matériaux constituant les ouvrages et des expérimentations en milieu contrôlé pourrait permettre également de mieux comprendre les processus biologiques et physiques (filtration physique, adsorption, activité bactérienne...) qui peuvent avoir lieu lors du transit des eaux par les ouvrages, puis potentiellement d'observer le vieillissement de l'efficacité de ces structures sur le long terme. Cela pourrait permettre de tester ou d'améliorer la composition des substrats utilisés pour permettre un piégeage plus pérenne et plus efficace, dans le prolongement des travaux menés sur les biofiltres en Australie (*e.g.* Zhang et al., 2014), à étendre au traitement d'une plus large gamme de MP. Les caractérisations des flux d'eau, de MP et de solides pourraient en outre permettre dans un second temps de mieux prévoir les saturations en polluants des substrats (*e.g.* Hatt et al., 2011) ainsi que les possibles phénomènes de colmatages (*e.g.* Le Coustumer, 2008) auxquels peuvent être sujets ces ouvrages. L'impact des plantes et des constituants du substrat, comme étudié par Allabashi et al. (2017), Björklund et Li (2017) et Leroy et al. (2016), peut également être intégré dans ces études complémentaires.

2) Le devenir des sédiments et des substrats

Un problème récurrent des ouvrages de gestion des eaux pluviales est l'accumulation de sédiment et de dépôts. Le Service Technique de l'Urbanisme et les Agences de l'Eau (1994) se posaient déjà la question de l'évacuation et du devenir des dépôts sédimentaires accumulés dans les bassins de rétention comme celui de Django Reinhardt. Petavy (2007) et Ruban (2010) ont ensuite étudié leur traitement ainsi que la valorisation qui peut en être faite. Cependant, ces études restent peu nombreuses et les solutions proposées présentent des rendements très variables suivant la charge polluante. Le projet DESIR (2020), financé par l'Agence de l'eau RMC dans le cadre de l'OTHU, tend à répondre

partiellement à ces problématiques en cherchant à mieux caractériser la constitution, le rôle et les actions des sédiments dans les ouvrages de rétention d'eau, ainsi que leur intégration dans une politique de gestion et de valorisation possible plus adaptée et plus efficiente.

La problématique de gestion des substrats et sédiments issus des ouvrages de gestion à la source n'est toutefois *a priori* pas d'actualité. La récupération et le devenir des substrats des ouvrages tels que les noues et les tranchées ou des constituants des chaussées drainantes ne sont en effet que peu ou pas abordés tant dans le domaine de la recherche que dans les politiques urbaines. La question de l'accumulation de charges polluantes dans ces ouvrages (et les nuisances ou risques qui en découlent), comme pour les bassins de rétention en leur temps, ne s'est pas encore révélée pleinement pour qu'une prise de conscience générale tendent à la prise en compte de « l'après vie » des ouvrages de gestion à la source. Une meilleure compréhension des mécanismes de filtration et de dépôt au sein des systèmes, comme soulignée précédemment, permettrait cependant de prévoir partiellement les niveaux de contaminations attendus. Les travaux de gestion/revalorisation des sédiments issus des systèmes centralisés poseraient ainsi les bases de l'étude d'une gestion durable de ces résidus issus de l'assainissement des eaux comme partie intégrante de l'utilisation des systèmes de gestion à la source

3) L'instrumentation et la métrologie des systèmes de gestion à la source

La métrologie des ouvrages de gestion des eaux pluviales est un sujet complexe peu abordé de manière générale. Si quelques ouvrages traitent de recommandations ou de méthodologies de la mesure (*e.g.* projet DAYWATER, Bertrand-Krajewski et al., 2000), la conception et la mise en place de solutions concrètes et efficientes sont souvent laissées à la discrétion des différentes études. Dans le contexte actuel de développement durable et d'écologie, il est également demandé aux collectivités locales une connaissance de leurs dispositifs de gestion des eaux pluviales et notamment un diagnostic permanent des systèmes (Arrêté du 21 Juillet 2015). La tentation d'une instrumentation régulière et fiable est grande. Or, il est fréquent que les services des collectivités ne disposent pas des capacités matérielles et de l'expertise nécessaires à la mise en place d'un tel dispositif. Si, suite à une concertation, les projets Matriochkas (Fardel, 2019), Micromégas (cette étude) et Roulépur (Flanagan, 2018) mettent l'accent sur la description fine des dispositifs métrologiques utilisés, la conclusion principale qui ressort est que l'instrumentation fiable des techniques alternatives (notamment les ouvrages de gestion à la source) nécessite actuellement des ressources matérielles, humaines et techniques très importantes et potentiellement trop importantes pour une dissémination à l'échelle d'une agglomération.

Dans un même temps, des études se lancent sur l'utilisation des technologies de mesures dites « low-cost » dans le domaine de l'assainissement et de la gestion des eaux pluviales. La dissémination de ces capteurs quasi-autonomes, peu chers, durables et de petites tailles, dans le tissu urbain, pourrait faciliter l'observation, la gestion et le suivi des ouvrages de gestion des eaux pluviales, et spatialiser ainsi l'information à l'échelle du bassin versant, d'un quartier, d'une ville. Le projet Cheap'Eau (2020), financé par l'Agence de l'eau RMC dans le cadre de l'OTHU, sur les sites de l'Ecocampus et de Django Reinhardt, propose de répondre partiellement à ces problématiques en cherchant à déterminer le potentiel d'acquisition, de stockage et d'utilisation de données par un réseau de capteurs à bas coûts du commerce, et la pertinence de ce type de métrologie pour les suivis hydrologiques de nos sites de gestion des eaux pluviales.

4) La représentativité des échantillons et les incertitudes des résultats

Nous avons pu voir que la récupération d'échantillons dans le domaine de l'hydrologie urbaine et en particulier sur les systèmes à la source, est sujette à un grand nombre de facteurs difficiles à prévoir (durée de pluie, durée de temps sec précédent l'évènement, hauteur précipité...) impactant le bon déroulement de l'échantillonnage. Si des stratégies ont été mises en œuvre pour maximiser tant la représentativité que la conservation des échantillons, il a tout de même été nécessaire de prévoir et d'utiliser des solutions de secours moins efficaces (par exemple les bidons de récupération) afin de pouvoir mener à bien l'étude, au prix de la précision de certains résultats. L'amélioration des stratégies et consignes de prélèvement pourrait par exemple grandement bénéficier d'un apport de la modélisation des systèmes. En effet, l'utilisation d'algorithmes de prévision basés sur des modèles d'ouvrages à la source permettrait de mieux appréhender les dynamiques des volumes d'eau, les temps de réponse, les quantités d'eau, etc... La rapidité de l'obtention d'informations grâce à ces outils autoriserait ainsi la prise en compte de ces éléments pour un panel de variations possibles des prévisions météorologiques dans les stratégies de prélèvement afin d'en améliorer la flexibilité. La pertinence et la représentativité des échantillons en seraient augmentées et les incertitudes qui leur sont liées, elles, diminueraient. Le recalibrage des modèles au fur et à mesure du vieillissement et de l'évolution des systèmes serait cependant nécessaire et il ne serait tout de même pas possible de faire l'économie de l'ensemble du travail de préparation d'échantillonnage (lavage des flacons/des bidons de prélèvement, programmation des préleveurs, téflonnage, vérification de matériel, etc...).

Enfin, un travail de détermination des incertitudes a été fait pour une partie de la chaîne d'incertitude mais n'a pas pu être mené à bien sur la totalité. La méthode « Sampling Helper » développée par Rossi et al. (2011) appliquée à nos types de sites identifie par exemple sept sources d'incertitudes rien que sur la collecte et le stockage d'échantillons (tiré de (Sébastien, 2013)): i) le nombre d'échantillons élémentaires constituant l'échantillon total, ii) le volume de chaque échantillon élémentaire, iii) la méthode de reconstruction de l'échantillon moyen sur l'évènement, iv) le matériel de prélèvement, v) le débit moyen de l'échantillon, vi) la couverture de l'évènement par l'échantillon, vii) la conservation et le stockage de l'échantillon. Une meilleure connaissance de ces incertitudes, liées aux sollicitations et transformations subies par les échantillons avant leurs analyses, permettrait au moins la détermination de protocoles optimisés quant à leur conditionnement et une meilleure critique des résultats obtenus. Sébastien (2013) estimait au total à 32% l'incertitude liée à la collecte de l'échantillon (sources i à vi) et à 10% l'incertitude liée à la conservation des échantillons obtenus sur le bassin de rétention Django-Reinhardt. Ces résultats montrent bien que ces incertitudes sont loin d'être négligeables et justifieraient une étude complète pour les autres sites à la source. La détermination de l'ensemble des incertitudes liées à nos analyses permettrait de porter un regard plus critique sur nos résultats et ainsi d'asseoir, ou non, les conclusions que l'on a pu en tirer.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abdollahian, S., Kazemi, H., Rockaway, T., Gullapalli, V., 2018. Stormwater Quality Benefits of Permeable Pavement Systems with Deep Aggregate Layers. *Environments* 5, 68. <https://doi.org/10.3390/environments5060068>
- Acioli, L.A., Agra, S.G., Goldenfum, J.A., Seilveira, A., 2004. Experimental study of permeable reservoir pavements for surface runoff control at source in a subtropical region. Presented at the Novatech 2004.
- Agence de l'eau Seine-Normandie, Aquascop, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie. Éd. AESN, Nanterre.
- Allabashi, R., Maesho Haile, T., Fürhacker, M., Pitha, U., Scharf, B., Stach, W., Ziegenbalg, F., Heidinger, S., Ertl, T., 2017. Performance evaluation of sustainable drainage systems regarding to heavy metal retention. Presented at the International Conference on Urban Drainage - ICUD 2017, Prague.
- Alsubih, M., Arthur, S., Wright, G., 2013. Experimental study on hydrological performance of a permeable pavement. Presented at the Novatech 2013.
- Anderson, T. desJardins, MacRae, J.D., 2006. Polybrominated diphenyl ethers in fish and wastewater samples from an area of the Penobscot River in Central Maine. *Chemosphere* 62, 1153–1160. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.06.034>
- Australian Government, 2011. Diuron - Environment assessment. Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority, Australia.
- Azimi, S., Rocher, V., Garnaud, S., Varrault, G., Thevenot, D.R., 2005. Decrease of atmospheric deposition of heavy metals in an urban area from 1994 to 2002 (Paris, France). *Chemosphere* 61, 645–651. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.03.022>
- Azzout, Y., Barraud, S., Cres, F.-N., Alfakih, E., 1994. Techniques alternatives en assainissement pluvial: choix, conception, réalisation et entretien. Tec & Doc Lavoisier, Paris.
- Bäckström, M., Viklander, M., Malmqvist, P.-A., 2006. Transport of stormwater pollutants through a roadside grassed swale. *Urban Water J.* 3, 55–67. <https://doi.org/10.1080/15730620600855985>
- Barbosa, A.E., Fernandes, J.N., David, L.M., 2012. Key issues for sustainable urban stormwater management. *Water Res., Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6787–6798. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.029>
- Bardin, J.-P., 1999. Contribution à une meilleure connaissance du fonctionnement qualitatif des bassins de retenue soumis en permanence à un débit traversier avec la prise en compte des incertitudes (Thèse de Doctorat). INSA Lyon.
- Barraud, S., Gautier, A., Bardin, J.P., Riou, V., 1999. The impact of intentional stormwater infiltration on soil and groundwater. *Water Sci. Technol., Innovative Technologies in Urban Storm Drainage 1998 (Novatech '98)* 39, 185–192. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00022-0](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00022-0)
- Barraud, S., Perrodin, Y., Le Coustumer, S., Delolme, C., Winiarski, T., Bedell, J.-P., Gibert, J., Malard, F., Mermillod-Blondin, F., Gourdon, R., Desjardins, V., Brelot, E., Bacot, L., 2006. Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain (Guide technique), MGD Infiltration.
- Barrett Michael E., 2008. Comparison of BMP Performance Using the International BMP Database. *J. Irrig. Drain. Eng.* 134, 556–561. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2008\)134:5\(556\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2008)134:5(556))
- Becouze-Lareure, C., 2010. Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux (Thèse de Doctorat). Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon.

- Bergman, M., Hedegaard, M.R., Petersen, M.F., Binning, P., Mark, O., Mikkelsen, P.S., 2011. Evaluation of two stormwater infiltration trenches in central Copenhagen after 15 years of operation. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 63, 2279–2286. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.158>
- Berrada, H., Font, G., Moltó, J.C., 2003. Determination of Urea Pesticide Residues in Vegetable, Soil, and Water Samples. *Crit. Rev. Anal. Chem.* 33, 19–41. <https://doi.org/10.1080/713609152>
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Bardin, J.-P., 2001. Estimation des incertitudes de mesure sur les débits et les charges polluantes en réseau d'assainissement : application au cas d'un bassin de retenue-décantation en réseau séparatif pluvial. *Houille Blanche* 99–108. <https://doi.org/10.1051/lhb/2001078>
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Laplace, D., Joannis, C., Chebbo, G., 2000. Mesures en hydrologie urbaine et assainissement. Ed. Tec & Doc, Londres.
- Birch, H., 2012. Monitoring of priority pollutants in dynamic stormwater discharges from urban areas (Thèse de Doctorat). Technical University of Denmark (DTU), Danmark.
- Björklund, K., Cousins, A.P., Strömvall, A.-M., Malmqvist, P.-A., 2009. Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Sci. Total Environ.* 407, 4665–4672. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.040>
- Björklund, K., Li, L., 2017. Sorption of organic contaminants and nutrients onto rain garden soil amended with activate carbon. Presented at the International Conference on Urban Drainage - ICUD 2017, Prague.
- Bliefert, C., Perraud, R., 2009. Chimie de l'environnement: air, eau, sols, déchets. De Boeck, Bruxelles.
- Blom, A., Ekman, E., Johannisson, A., Norrgren, L., Pesonen, M., 1998. Effects of xenoestrogenic environmental pollutants on the proliferation of a human breast cancer cell line (MCF-7). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 34, 306–310. <https://doi.org/10.1007/s002449900322>
- Booth, D.B., Leavitt, J., 1999. Field Evaluation of Permeable Pavement Systems for Improved Stormwater Management. *J. Am. Plann. Assoc.* 65, 314–325. <https://doi.org/10.1080/01944369908976060>
- Brattebo, B.O., Booth, D.B., 2003. Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Water Res.* 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 (phdthesis). Université Paris-Est.
- Cachard, N., 2019. Comparaison des flux annuels de micropolluants produits en temps de pluie à l'exutoire de bassins versants munis ou non de solutions à la source - L'exemple du campus Lyon-Tech La Doua (Projet d'Initiation à la Recherche & Développement). Département Génie Civil et Urbanisme – INSA Lyon.
- Cailleaud, K., Forget-Leray, J., Souissi, S., Hilde, D., LeMenach, K., Budzinski, H., 2007. Seasonal variations of hydrophobic organic contaminant concentrations in the water-column of the Seine Estuary and their transfer to a planktonic species *Eurytemora affinis* (Calanoïda, copepoda). Part 1: PCBs and PAHs. *Chemosphere* 70, 270–280. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.05.095>
- Carpenter, J.F., Vallet, B., Pelletier, G., Lessard, P., Vanrolleghem, P.A., 2014. Pollutant removal efficiency of a retrofitted stormwater detention pond. *Water Qual. Res. J.* 49, 124–134. <https://doi.org/10.2166/wqrjc.2013.020>
- Chebbo, G., 1992. Solides des rejets pluviaux urbains : caracterisation et traitabilite (thesis). Marne-la-vallée, ENPC.
- Cherqui, F., Barraud, S., Bacot, L., Castebrunet, H., Comby, E., Cossais, N., Cottet - Tronchere, M., Le Gauffre, P., Garnier, R., Honegger, A., 2016. Méthodologie pour l'évaluation des performances des systèmes de gestion des eaux pluviales centralisés et décentralisés. (Livrable No. Livrable 1-A), Projet Micromégas.
- Chocat, B., 1997. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Technique & Documentation-Lavoisier, Paris.

- Chocat, B., Bertrand-Krajewski, J.-L., Barraud, S., 2007. Chapitre : Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. Tech. Ing. Gest. Eaux Par Collectiv. Territ. base documentaire : TIB444DUO., 17.
- Chocat, B., Lecomte, G., Perez, F., Stora, E., Vacherie, S., 2013. Qualité physico-chimique des flux produits par un parking en béton poreux en temps de pluie. Presented at the Novatech 2013, p. 9.
- Colandini, V., 1997. Effets des structures réservoirs à revêtement poreux sur les eaux pluviales : Qualité des eaux et devenir des métaux lourds. Université de Pau et des Pays de l'Adour, Pau.
- Daligault, A., Ranchet, J., Aires, N.M.C., Lucas, E., Ciccione, M., Damour, A., Nougarede, F., Raimbault, G., Teillot, J.P., 2001. Suivi expérimental de chaussées à structure réservoir à Verneuil-sur-Seine (France).
- Dar, M.A., Kaushik, G., Villareal Chiu, J.F., 2020. Chapter 2 - Pollution status and biodegradation of organophosphate pesticides in the environment, in: Singh, P., Kumar, A., Borthakur, A. (Eds.), Abatement of Environmental Pollutants. Elsevier, pp. 25–66. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818095-2.00002-3>
- David, A., Fenet, H., Gomez, E., 2009. Alkylphenols in marine environments: Distribution monitoring strategies and detection considerations. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 953–960. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.021>
- Davis, A.P., Hunt, W.F., Traver, R.G., Clar, M., 2009. Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. *J. Environ. Eng.* 135, 109–117. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:3\(109\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(109))
- Davis, A.P., Shokouhian, M., Ni, S., 2001. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44, 997–1009. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0)
- De Becdelièvre, L., Clozel, B., Gaboriau, H., Seron, A., Come, J.-M., Kaskassian, S., Verjat, J.-L., Bedell, J.-P., Delolme, C., Perrodin, Y., Winiarski, T., Bacot, L., Soares, I., Barraud, S., Bertrand-Krajewski, J.-L., Cherqui, F., Desjardin-Blanc, V., Lipeme-Kouyi, G., Gibert, J., Herbretreau, B., Malard, F., Mermillod-Blondin, F., 2008. Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. (Guide Technique), Programme ECOPLUIES.
- Dechesne, M., 2002. Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances technique et environnementale sur le long terme (thesis). Lyon, INSA.
- Deffontis, S., Breton, A., Vialle, C., Montrejaud-Vignoles, M., Vignoles, C., Sablayrolles, C., 2013. Caractérisation de la pollution des eaux de temps de pluie et de temps sec issues du réseau pluvial séparatif de la ville de Toulouse. *Tech. Sci. Méthodes* 68–78. <https://doi.org/10.1051/tsm/201306068>
- Deknock, A., De Troyer, N., Houbraken, M., Dominguez-Granda, L., Nolivos, I., Van Echelpoel, W., Forio, M.A.E., Spanoghe, P., Goethals, P., 2019. Distribution of agricultural pesticides in the freshwater environment of the Guayas river basin (Ecuador). *Sci. Total Environ.* 646, 996–1008. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.185>
- Del Giudice, G., Rasulo, G., Siciliano, D., Padulano, R., 2014. Combined Effects of Parallel and Series Detention Basins for Flood Peak Reduction. *Water Resour. Manag.* 28, 3193–3205. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0668-1>
- Dierkes, C., Lucke, T., Helmreich, B., 2015. General Technical Approvals for Decentralised Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS)—The Current Situation in Germany. *Sustainability* 7, 3031–3051. <https://doi.org/10.3390/su7033031>
- Drake, J., Bradford, A., Van Seters, T., 2014. Stormwater quality of spring–summer–fall effluent from three partial-infiltration permeable pavement systems and conventional asphalt pavement. *J. Environ. Manage.* 139, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.056>
- Dubus, I.G., Hollis, J.M., Brown, C.D., 2000. Pesticides in rainfall in Europe. *Environ. Pollut.* 110, 331–344. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00295-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00295-X)

- Egardt, J., Mørk Larsen, M., Lassen, P., Dahllöf, I., 2018. Release of PAHs and heavy metals in coastal environments linked to leisure boats. *Mar. Pollut. Bull.* 127, 664–671. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.060>
- Ellis, J.B., Revitt, D.M., 1982. Incidence of heavy metals in street surface sediments: Solubility and grain size studies. *Water. Air. Soil Pollut.* 17, 87–100. <https://doi.org/10.1007/BF00164094>
- Emerson, C.H., Wadzuk, B.M., Traver, R.G., 2010. Hydraulic evolution and total suspended solids capture of an infiltration trench. *Hydrol. Process.* 24, 1008–1014. <https://doi.org/10.1002/hyp.7539>
- Fardel, A., 2019. Fonctionnement hydraulique et propriétés épuratoire de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales - cas des noues (Thèse de Doctorat). Université Centrale Nantes, Nantes.
- 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 (Thèse de Doctorat). Université Paris-Est.
- Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M., 2015. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water J.* 12, 525–542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>
- Floch, M.L., 2004. Caractérisation physico-chimique et estimation des émissions particulières métalliques de l'usine d'incinération d'ordures ménagères de Toulon dans l'air ambiant (Thèse de Doctorat). Université de Droit, d'Economie et des Sciences d'Aix-Marseille.
- Gaborit, E., Muschalla, D., Vallet, B., Vanrolleghem, P.A., Anctil, F., 2013. Improving the performance of stormwater detention basins by real-time control using rainfall forecasts. *Urban Water J.* 10, 230–246. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2012.726229>
- Gasperi, J., Sébastien, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., Kessoo, M.D., Saad, M., Schwartz, J.J., Dubois, P., Fratta, C., Wolff, H., Moilleron, R., Chebbo, G., Cren, C., Millet, M., Barraud, S., Gromaire, M.-C., 2017. Contamination des eaux pluviales par les micropolluants : avancées du projet INOGEV. *Tech. Sci. Méthodes* 51–70. <https://doi.org/10.1051/tsm/201778051>
- Gasperi, J., Sebastian, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., Kessoo, M.D.K., Saad, M., Schwartz, J.J., Dubois, P., Fratta, C., Wolff, H., Moilleron, R., Chebbo, G., Cren, C., Millet, M., Barraud, S., Gromaire, M.C., 2013. Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 5267–5281. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0>
- GeoSyntec, C., Wright Water Engineers, Inc., 2009. Urban stormwater BMP performance monitoring manual.
- Giacomazzi, S., Cochet, N., 2004. Environmental impact of diuron transformation: a review. *Chemosphere* 56, 1021–1032. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.04.061>
- Gilbert Pawlik, S., 2011. Devenir des polybromodiphényléthers et des alkylphénols dans les filières de traitement des eaux usées : cas des fonctionnements optimisés par temps sec et dégradés par temps de pluie (Theses). Université Paris-Est.
- Gilbert, S., Gasperi, J., Rocher, V., Lorgeoux, C., Chebbo, G., 2012. Removal of alkylphenols and polybromodiphenylethers by a biofiltration treatment plant during dry and wet-weather periods. *Water Sci. Technol.* 65, 1591–8. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.055>
- Giller, K.E., Witter, E., Mcgrath, S.P., 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1389–1414. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00270-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00270-8)

- Gonzalez-Merchan, C., 2012. Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales (thesis). Lyon, INSA.
- Goretti, E., Pallottini, M., Rossi, R., La Porta, G., Gardi, T., Cenci Goga, B.T., Elia, A.C., Galletti, M., Moroni, B., Petroselli, C., Selvaggi, R., Cappelletti, D., 2019. Heavy metal bioaccumulation in honey bee matrix, an indicator to assess the contamination level in terrestrial environments. *Environ. Pollut.* 113388. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113388>
- Grand Lyon, 2008. Guide Pratique : Aménagement et eaux pluviales sur le territoire du Grand Lyon.
- Gromaire-Mertz, M.C., Garnaud, S., Gonzalez, A., Chebbo, G., 1999. Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Sci. Technol., Innovative Technologies in Urban Storm Drainage 1998 (Novatech '98)* 39, 1–8. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00002-5)
- Guo, Q., Agnoli, N., Zhang, N., Hayes, B., 2000. Hydraulic and Water Quality Performance of Urban Storm Water Detention Basin Before and After Outlet Modification. Presented at the ASCE's 2000 Joint Conference on Water Resources Engineering and Water Resources Planning & Management. [https://doi.org/10.1061/40517\(2000\)174](https://doi.org/10.1061/40517(2000)174)
- Hares, R.J., Ward, N.I., 1999. Comparison of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. *Sci. Total Environ.* 235, 169–178. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00210-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00210-7)
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Deletic, A., 2009. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *J. Hydrol.* 365, 310–321. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.001>
- Hatt, B.E., Steinel, A., Deletic, A., Fletcher, T.D., 2011. Retention of heavy metals by stormwater filtration systems: breakthrough analysis. *Water Sci. Technol.* 64, 1913–1919. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.188>
- Heal, K.V., Bray, R., Willingale, S. a. J., Briers, M., Napier, F., Jefferies, C., Fogg, P., 2009. Medium-term performance and maintenance of SUDS: a case-study of Hopwood Park Motorway Service Area, UK. *Water Sci. Technol.* 59, 2485–2494. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.288>
- Hoffman, E.J., Mills, G.L., Latimer, J.S., Quinn, J.G., 1984. Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* 18, 580–587. <https://doi.org/10.1021/es00126a003>
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Haaning Nielsen, A., 2010. Urban and highway stormwater pollution: concepts and engineering. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Illgen, M., Harting, K., Schmitt, T.G., Welker, A., 2007. Runoff and Infiltration characteristics of permeable pavements – Review of an intensive monitoring program. Presented at the Novatech 2007.
- Jacopin, C., 1999. Contribution à la gestion des rejets urbains de temps de pluie par les bassins de retenue. (Thèse de Doctorat). Montpellier II.
- Jayakaran, A., Knappenberger, T., Stark, J., Hinman, C., 2019. Remediation of Stormwater Pollutants by Porous Asphalt Pavement. *Water* 11, 520. <https://doi.org/10.3390/w11030520>
- Jobling, S., Sumpter, J.P., Sheahan, D., Osborne, J.A., Matthiessen, P., 1996. Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 194–202. <https://doi.org/10.1002/etc.5620150218>
- Ladislas, S., 2011. Transfert de polluants au sein d'un ouvrage de traitement des eaux issues du ruissellement urbain - Mise au point d'un procédé de traitement complémentaire (thesis). Nantes, Ecole des Mines.
- Lampréa, D., 2009. Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains (Thèse de Doctorat). Ecole Centrale de Nantes (ECN).

- Lampréa, K., Mirande-Bret, C., Bressy, A., Caupos, E., Gromaire, M.-C., 2017. Évaluation du potentiel d'émission d'alkylphénols et de bisphénol A par lessivage des matériaux de construction, des pièces et des consommables automobiles. *Tech. Sci. Méthodes* 71–90. <https://doi.org/10.1051/tsm/201778071>
- Lampréa-Bretau, K., Gromaire, M.-C., 2012. Rapport d'avancement sur les processus d'émissions par lessivage. (Délivrable No. Projet ANR 09-Vill00001-01), Projet INOGEV.
- Landi, L., Renella, G., Moreno, J.L., Falchini, L., Nannipieri, P., 2000. Influence of cadmium on the metabolic quotient, l- : d-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity : microbial biomass ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils* 32, 8–16. <https://doi.org/10.1007/s003740000205>
- Le Bihanic, F., 2013. Effets des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur les stades précoces de poissons modèles : développement de bioessais et étude comparée de mélanges. Université de Bordeaux 1.
- Le Coustumer, S.-M., 2008. Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales (Thèse de Doctorat). Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Le Parlement Européen, Le Conseil de l'Union Européenne, 2013. Directive 2013/39/UE du Parlement Européen et du Conseil en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau.
- Legret, M., Colandini, V., Le Marc, C., 1996. Effects of a porous pavement with reservoir structure on the quality of runoff water and soil. *Sci. Total Environ., Highway and Urban Pollution* 189–190, 335–340. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05228-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05228-X)
- Leita, L., De Nobili, M., Muhlbachova, G., Mondini, C., Marchiol, L., Zerbi, G., 1995. Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation. *Biol. Fertil. Soils* 19, 103–108. <https://doi.org/10.1007/BF00336144>
- Leroy, M.-C., Marcotte, S., Le Derf, F., Legras, M., Moncond'huy, V., Portet-Kotalo, F., 2016. Epuration des eaux de ruissellement dans les noues de voiries : le rôle du sol et des plantes. Presented at the Novatech 2016, Lyon.
- Li, B., Sun, S.-J., Huo, C.-Y., Li, W.-L., Zhu, N.-Z., Qi, H., Kong, L.-J., Li, Y.-F., Ma, W.-L., 2016. Occurrence and fate of PBDEs and novel brominated flame retardants in a wastewater treatment plant in Harbin, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 19246–19256. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7142-y>
- Lucas-Aiguier, E., Chebbo, G., 1995. Synthèse bibliographique sur la modélisation de la décantation dans le domaine du traitement des rejets urbains (temps sec et temps de pluie). Presented at the CERGREN, Paris.
- Macdonald, K., Jefferies, C., 2001. Performance comparison of porous paved and traditional car parks. Presented at the 1st National Conference on Sustainable Drainage, Coventry, UK.
- Mailler, R., Gasperi, J., Coquet, Y., Buleté, A., Vulliet, E., Deshayes, S., Zedek, S., Mirande-Bret, C., Eudes, V., Bressy, A., Caupos, E., Moilleron, R., Chebbo, G., Rocher, V., 2015. Removal of a wide range of emerging pollutants from wastewater treatment plant discharges by micro-grain activated carbon in fluidized bed as tertiary treatment at large pilot scale. *Sci. Total Environ.* 542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.153>
- Maniquiz, M.C., Lee, S.-Y., Kim, L.-H., 2010. Long-Term Monitoring of Infiltration Trench for Nonpoint Source Pollution Control. *Water. Air. Soil Pollut.* 212, 13–26. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0318-z>
- Marsalek, J., Marsalek, P.M., 1997. Characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Sci. Technol.* 36, 117–122. <https://doi.org/10.2166/wst.1997.0653>
- Masood, N., Zakaria, M.P., Halimoon, N., Aris, A.Z., Magam, S.M., Kannan, N., Mustafa, S., Ali, M.M., Keshavarzifard, M., Vaezzadeh, V., Alkhadher, S.A.A., Al-Odaini, N.A., 2016. Anthropogenic waste indicators (AWIs), particularly PAHs

- and LABs, in Malaysian sediments: Application of aquatic environment for identifying anthropogenic pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 102, 160–175. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.032>
- MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE, 2018. Arrêté du 17 octobre 2018 Etablissant le programme de surveillance de l'état des eaux.
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE DE L'ÉNERGIE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE LA MER, 2015. Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5.
- Moy, F., Crabtree, R.W., Simms, T., Environment Agency, British Geological Survey, 2003. The long term monitoring of pollution from highway runoff: final report (No. P2- 038/TR1). Environment Agency, Bristol.
- Newman, A.P., Aitken, D., Antizar-Ladislao, B., 2013. Stormwater quality performance of a macro-pervious pavement car park installation equipped with channel drain based oil and silt retention devices. *Water Res., Urban Water Management to Increase Sustainability of Cities* 47, 7327–7336. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.061>
- Pagotto, C., Legret, M., Le Cloirec, P., 2000. Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement. *Water Res.* 34, 4446–4454. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00221-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00221-9)
- Percot, S., 2012. Contribution des retombées atmosphériques aux flux de polluants issus d'un petit bassin versant urbain: Cas du Pin Sec à Nantes.
- Petavy, F., 2007. Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial (thesis). Nantes.
- Petrucci, G., 2012. La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines : confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique (phdthesis). Université Paris-Est.
- Picon, M., 1987. La fixation du baryum et du strontium par les céramiques. *ArchéoSciences Rev. Archéom.* 11, 41–47. <https://doi.org/10.3406/arsci.1987.1236>
- Pilon, B., Tyner, J., Yoder, D., Buchanan, J., 2019. The Effect of Pervious Concrete on Water Quality Parameters: A Case Study. *Water* 11, 263. <https://doi.org/10.3390/w11020263>
- Pojer, K., 2012. Pourquoi s'intéresser à la pollution et à la contamination des eaux pluviales.
- Poszwa, A., 2000. Utilisation des isotopes du strontium pour évaluer la dynamique des éléments minéraux dans des écosystèmes forestiers sous climat boréal, tempéré et tropical (thesis). Nancy.
- Renella, G., Mench, M., van der Lelie, D., Pietramellara, G., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Nannipieri, P., 2004. Hydrolase activity, microbial biomass and community structure in long-term Cd-contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.* 36, 443–451. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.10.022>
- Revitt, D.M., Lundy, L., Coulon, F., Fairley, M., 2014. The sources, impact and management of car park runoff pollution: A review. *J. Environ. Manage.* 146, 552–567. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.041>
- Rossi, L., Rumley, L., Ort, C., Minkinen, P., Barry, D.A., Chèvre, N., 2011. Samplinghelper a web-based tool to assess the reliability of sampling strategies in sewers and receiving waters. *Water Sci. Technol.* 63, 2975–2982. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.177>
- Ruban, V., 2010. Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial routier et urbain: apport des tris physiques. Laboratoire central des ponts et chaussées, Paris.
- Rule, K.L., Comber, S.D.W., Ross, D., Thornton, A., Makropoulos, C.K., Rautiu, R., 2006. Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment. *Chemosphere* 63, 64–72. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.07.052>
- Sabin, L.D., Lim, J.H., Stolzenbach, K.D., Schiff, K.C., 2005. Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious

- urban catchment. *Water Res.* 39, 3929–3937. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.003>
- Schlüter, W., Spitzer, A., Jefferies, C., 2002. Performance of Three Sustainable Urban Drainage Systems in East Scotland. *American Society of Civil Engineers*, pp. 1–17. [https://doi.org/10.1061/40644\(2002\)18](https://doi.org/10.1061/40644(2002)18)
- Scholes, L., Revitt, M., Gasperi, J., Donner, E., 2008. Score PP - Priority pollutant behaviour in stormwater Best Management Practices (BMPs) (Deliverable No. Deliverable D5.1), Source Control Options for Reducing Emissions of Priority Pollutants.
- Sébastien, C., 2013. Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants (Thèse de Doctorat). Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale (LGCIE).
- Service Technique de l'Urbanisme, Agences de l'Eau, 1994. Guide technique des bassins de retenue d'eaux pluviales. Tec & Doc-Lavoisier, Paris.
- Shao, Y., Han, S., Ma, L., Luo, M., Yang, G., Liu, W., Xu, D., 2018. Polybrominated diphenyl ethers in surface waters around Beijing: Occurrence, distribution and sources. *Appl. Geochem.* 98, 58–64. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.09.011>
- Sheahan, D.A., Brighty, G.C., Daniel, M., Kirby, S.J., Hurst, M.R., Kennedy, J., Morris, S., Routledge, E.J., Sumpter, J.P., Waldock, M.J., 2002. Estrogenic activity measured in a sewage treatment works treating industrial inputs containing high concentrations of alkylphenolic compounds—A case study. *Environ. Toxicol. Chem.* 21, 507–514. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210306>
- S.I.B.A., 2016. Présentation du Plan d'Aménagement et de Gestion Durable du Bassin d'Arcachon.
- Silva, A., Nascimento, N., Seidl, M., Vieira, L., 2010. SWITCH in Belo Horizonte, Brazil: infiltration and detention systems for more sustainable stormwater control in Belo Horizonte. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 9, 7–13. <https://doi.org/10.1007/s11157-010-9196-5>
- Soares, A., Guieysse, B., Jefferson, B., Cartmell, E., Lester, J.N., 2008. Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. *Environ. Int.* 34, 1033–1049. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.01.004>
- Sorin, C., 2015. RAPPORT DE PHASES I I ET III CAMPAGNE DE MESURES ET DIAGNOSTIC PLUVIAL (No. EAL 14 13-E). Balaruc les Bains.
- Soto, A.M., Justicia, H., Wray, J.W., Sonnenschein, C., 1991. p-Nonyl-phenol: an estrogenic xenobiotic released from “modified” polystyrene. *Environ. Health Perspect.* 92, 167–173.
- Stagge, J.H., Davis, A.P., Jamil, E., Kim, H., 2012. Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff. *Water Res., Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6731–6742. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.037>
- Straif, K., Baan, R., Grosse, Y., Secretan, B., Ghissassi, F.E., Cogliano, V., 2005. Carcinogenicity of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Lancet Oncol.* 6, 931–932. [https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(05\)70458-7](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(05)70458-7)
- Subramanian, An., Tanabe, S., Hidaka, H., Tatsukawa, R., 1986. Bioaccumulation of organochlorines (PCBs and p,p'-DDE) in Antarctic Adelia penguins *Pygoscelis adeliae* collected during a breeding season. *Environ. Pollut. Ser. Ecol. Biol.* 40, 173–189. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(86\)90082-6](https://doi.org/10.1016/0143-1471(86)90082-6)
- Sun, S., Barraud, S., Branger, F., Braud, I., Castebrunet, H., 2017. Urban hydrologic trend analysis based on rainfall and runoff data analysis and conceptual model calibration. *Hydrol. Process.* 31, 1349–1359. <https://doi.org/10.1002/hyp.11109>
- Tedoldi, D., 2017. Mesure et modélisation de la contamination du sol dans les ouvrages de gestion à la source du ruissellement urbain (phdthesis). Université Paris-Est.
- Theard, B., 2018. Comparaison des essais infiltrométriques et de caractérisation hydrodynamique avec fluides de propriétés physiques différentes (viscosité et à caractère newtonien). (Rapport de stage de fin d'étude). ENTPE, LEHNA, ENSUEH.

- Thebault, E., 2019. La ville à fleur d'eau : Doctrines, techniques et aménagements de l'eau de pluie et des cours d'eau dans l'agglomération parisienne, 1970-2015 (Thèse de Doctorat). Université Paris 1 - Panthéon -Sorbonne.
- Torres, A., 2008. Décantation des eaux pluviales dans un ouvrage réel de grande taille: éléments de réflexion pour le suivi et la modélisation (Thèse de Doctorat). Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Urbanas, B., 1994. Assessment of Stormwater BMPs and their Technology. *Water Sci. Technol.* 29, 347–353. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0682>
- Vandenberg, L.N., Colborn, T., Hayes, T.B., Heindel, J.J., Jacobs, D.R., Lee, D.-H., Shioda, T., Soto, A.M., vom Saal, F.S., Welshons, W.V., Zoeller, R.T., Myers, J.P., 2012. Hormones and Endocrine-Disrupting Chemicals: Low-Dose Effects and Nonmonotonic Dose Responses. *Endocr. Rev.* 33, 378–455. <https://doi.org/10.1210/er.2011-1050>
- Walcker, N., Bertrand-Krajewski, J.-L., Vacherie, S., Lepot, M., Castebrunet, H., Barraud, S., Lipeme Kouyi, G., 2018. Une nouvelle station de mesure pour l'acquisition de séries chronologiques en hydrologie urbaine. *Tech. Sci. Méthodes* 55–64. <https://doi.org/10.1051/tsm/201803055>
- Webster, L., Russell, M., Shepherd, N., Packer, G., Dalgarno, E.J., Neat, F., 2018. Monitoring of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Scottish Deepwater environments. *Mar. Pollut. Bull.* 128, 456–459. <https://doi.org/10.1016/j.marpollbul.2018.01.049>
- Wijesiri, B., Liu, A., He, B., Yang, B., Zhao, X., Ayoko, G., Goonetilleke, A., 2019. Behaviour of metals in an urban river and the pollution of estuarine environment. *Water Res.* 164, 114911. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114911>
- Xie, W., Zhao, J., Zhang, Q., Ye, C., Zheng, G., Shan, Q., Li, L., Shao, X., 2020. Occurrence, distribution and bioaccumulation of alkylphenols in the Pearl River networks, South China. *Ecol. Indic.* 110, 105847. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105847>
- Yan, H., Lipeme Kouyi, G., Gonzalez-Merchan, C., Becouze-Lareure, C., Sebastian, C., Barraud, S., Bertrand-Krajewski, J.-L., 2014. Computational fluid dynamics modelling of flow and particulate contaminants sedimentation in an urban stormwater detention and settling basin. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 5347–5356. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2455-6>
- Ying, G.-G., Williams, B., Kookana, R., 2002. Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates—a review. *Environ. Int.* 28, 215–226. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00017-X](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00017-X)
- Zgheib, S., 2009. Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire (Thèse de Doctorat). Ecole des Ponts ParisTech.
- Zhang, K., Randelovic, A., Page, D., McCarthy, D.T., Deletic, A., 2014. The validation of stormwater biofilters for micropollutant removal using in situ challenge tests. *Ecol. Eng.* 67, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.004>

Annexes

Annexe 1. Substances prioritaires indiquées par la DCE 2013/35/EU et NQE correspondantes.

Tableau A.41 : Liste des substances prioritaires et prioritaires dangereuses dans le domaine de l'eau établie par la DCE 2013/35/EU

Numéro	Numéro CAS ⁽¹⁾	Numéro UE ⁽²⁾	Nom de la substance prioritaire ⁽³⁾	Identifiée comme substance dangereuse prioritaire
(1)	15972-60-8	240-110-8	Alachlore	
(2)	120-12-7	204-371-1	Anthracène	X
(3)	1912-24-9	217-617-8	Atrazine	
(4)	71-43-2	200-753-7	Benzène	
(5)	sans objet	sans objet	Diphényléthers bromés	X ⁽⁴⁾
(6)	7440-43-9	231-152-8	Cadmium et ses composés	X
(7)	85535-84-8	287-476-5	Chloroalcane, C ₁₀₋₁₃	X
(8)	470-90-6	207-432-0	Chlorfenvinphos	
(9)	2921-88-2	220-864-4	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)	
(10)	107-06-2	203-458-1	1,2-dichloroéthane	
(11)	75-09-2	200-838-9	Dichlorométhane	
(12)	117-81-7	204-211-0	Di(2-ethylhexyle)phthalate (DEHP)	X
(13)	330-54-1	206-354-4	Diuron	
(14)	115-29-7	204-079-4	Endosulfan	X
(15)	206-44-0	205-912-4	Fluoranthène	
(16)	118-74-1	204-273-9	Hexachlorobenzène	X
(17)	87-68-3	201-765-5	Hexachlorobutadiène	X
(18)	608-73-1	210-168-9	Hexachlorocyclohexane	X
(19)	34123-59-6	251-835-4	Isoproturon	
(20)	7439-92-1	231-100-4	Plomb et ses composés	
(21)	7439-97-6	231-106-7	Mercure et ses composés	X
(22)	91-20-3	202-049-5	Naphtalène	
(23)	7440-02-0	231-111-4	Nickel et ses composés	
(24)	sans objet	sans objet	Nonylphénols	X ⁽⁵⁾
(25)	sans objet	sans objet	Octylphénols ⁽⁶⁾	
(26)	608-93-5	210-172-0	Pentachlorobenzène	X
(27)	87-86-5	201-778-6	Pentachlorophénol	
(28)	sans objet	sans objet	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ⁽⁷⁾	X
(29)	122-34-9	204-535-2	Simazine	
(30)	sans objet	sans objet	Composés du tributylétain	X ⁽⁸⁾

Numéro	Numéro CAS (1)	Numéro UE (2)	Nom de la substance prioritaire (3)	Identifiée comme substance dangereuse prioritaire
(31)	12002-48-1	234-413-4	Trichlorobenzène	
(32)	67-66-3	200-663-8	Trichlorométhane (chloroforme)	
(33)	1582-09-8	216-428-8	Trifluraline	X
(34)	115-32-2	204-082-0	Dicofol	X
(35)	1763-23-1	217-179-8	Acide perfluorooctanesulfonique et ses dérivés (perfluoro-octanesulfonate PFOS)	X
(36)	124495-18-7	sans objet	Quinoxylène	X
(37)	sans objet	sans objet	Dioxines et composés de type dioxine	X (4)
(38)	74070-46-5	277-704-1	Acclonifène	
(39)	42576-02-3	255-894-7	Bifénox	
(40)	28159-98-0	248-872-3	Cybutryne	
(41)	52315-07-8	257-842-9	Cyperméthrine (10)	
(42)	62-73-7	200-547-7	Dichlorvos	
(43)	sans objet	sans objet	Hexabromocyclododécane (HBCDD)	X (11)
(44)	76-44-8/1024-57-3	200-962-3/ 213-831-0	Heptachlore et époxyde d'heptachlore	X
(45)	886-50-0	212-950-5	Terbutryne	

(1) CAS: Chemical Abstracts Service.

(2) Numéro UE: Inventaire européen des produits chimiques commercialisés (EINECS) ou Liste européenne des substances chimiques notifiées (ELINCS).

(3) Lorsque des groupes de substances ont été sélectionnés, sauf indication expresse, des représentants typiques de ce groupe sont définis aux fins de l'établissement des normes de qualité environnementale.

(4) Uniquement le tétrabromodiphényléther (n° CAS 40088-47-9), le pentabromodiphényléther (n° CAS 32534-81-9), l'hexabromodiphényléther (n° CAS 36483-60-0) et l'heptabromodiphényléther (n° CAS: 68928-80-3).

(5) Nonylphénol (n° CAS 25154-52-3; n° UE 246-672-0), y compris les isomères 4-nonylphénol (n° CAS 104-40-5; n° UE 203-199-4) et 4-nonylphénol (ramifié) (n° CAS 84852-15-3; n° UE 284-325-5).

(6) Octylphénol (n° CAS 1806-26-4; n° UE 217-302-5), y compris l'isomère 4-(1,1',3,3'- tétraméthylbutyl)-phénol (n° CAS 140-66-9; n° UE 205-426-2).

(7) Y compris le benzo(a)pyrène (n° CAS 50-32-8; n° UE 200-028-5), le benzo(b)fluoranthène (n° CAS 205-99-2; n° UE 205-911-9), le benzo(g,h,i)perylène (n° CAS 191-24-2; n° UE 205-883-8), le benzo(k)fluoranthène (n° CAS 207-08-9; n° UE 205-916-6) et l'indéno(1,2,3-cd)pyrène (n° CAS 193-39-5; n° UE 205-893-2), mais à l'exception de l'anthracène, du fluoranthène et du naphthalène, qui sont énumérés séparément.

(8) Y compris le tributylétain-cation (n° CAS: 36643-28-4).

(9) Se rapporte aux composés suivants:

sept dibenzo-p-dioxines polychlorées (PCDD): 2,3,7,8-T4CDD (n° CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (n° CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDD (n° CAS 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (n° CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (n° CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (n° CAS 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (n° CAS 3268-87-9);

dix dibenzofurannes polychlorés (PCDF): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0)

douze biphényles polychlorés de type dioxine (PCB-TD): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, n° CAS 32598-13-3), 3,3',4',5'-T4CB (PCB 81, n° CAS 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, n° CAS 32598-14-4), 2,3,4,4',5'-P5CB (PCB 114, n° CAS 74472-37-0), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 118, n° CAS 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, n° CAS 65510-44-3), 3,3',4,4',5'-P5CB (PCB 126, n° CAS 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 156, n° CAS 38380-08-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, n° CAS 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, n° CAS 52663-72-6), 3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, n° CAS 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5'-H7CB (PCB 189, n° CAS 39635-31-9).

(10) Le n° CAS 52315-07-8 se rapporte à un mélange d'isomères de cyperméthrine, d'alpha-cyperméthrine (n° CAS 67375-30-8), de bêta-cyperméthrine (n° CAS 65731-84-2), de thêta-cyperméthrine (n° CAS 71697-59-1) et de zêta-cyperméthrine (n° CAS 52315-07-8).

(11) Se rapporte au 1,3,5,7,9,11-hexabromocyclododécane (n° CAS: 25637-99-4), le 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododécane (n° CAS 3194-55-6), l'alpha-hexabromocyclododécane (n° CAS: 134237-50-6), le bêta-hexabromocyclododécane (n° CAS 134237-51-7) et le gamma-hexabromocyclododécane (n° CAS 134237-52-8).

Tableau A.42 : Liste des Normes de Qualité Environnementale établie par la DCE 2013/35/EU associées à chaque polluant prioritaire et prioritaire dangereux dans le domaine de l'eau

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
N°	Nom de la substance	Numéro CAS ⁽¹⁾	NQE-MA ⁽²⁾ Eaux de surface intérieures ⁽³⁾	NQE-MA ⁽²⁾ Autres eaux de surface	NQE-CMA ⁽⁴⁾ Eaux de surface intérieures ⁽³⁾	NQE-CMA ⁽⁴⁾ Autres eaux de surface	NQE Biote ⁽¹²⁾
(1)	Alachlore	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7	
(2)	Anthracène	120-12-7	0,1	0,1	0,1	0,1	
(3)	Atrazine	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0	
(4)	Benzène	71-43-2	10	8	50	50	
(5)	Diphényléthers bromés ⁽⁵⁾	32534-81-9			0,14	0,014	0,0085
(6)	Cadmium et ses composés (suivant les classes de dureté de l'eau) ⁽⁶⁾	7440-43-9	≤ 0,08 (classe 1) 0,08 (classe 2) 0,09 (classe 3) 0,15 (classe 4) 0,25 (classe 5)	0,2	≤ 0,45 (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)	≤ 0,45 (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)	
(6 bis)	Tétrachlorure de carbone ⁽⁷⁾	56-23-5	12	12	sans objet	sans objet	
(7)	Chloroalcanes C10-13 ⁽⁸⁾	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4	
(8)	Chlorfenvin- phos	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3	
(9)	Chlorpyrifos (éthylchlorpyri- fos)	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1	
(9 bis)	Pesticides cyclodiènes: Aldrine ⁽⁷⁾ Dieldrine ⁽⁷⁾ Endrine ⁽⁷⁾ Isodrine ⁽⁷⁾	309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	Σ = 0,01	Σ = 0,005	sans objet	sans objet	

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
N°	Nom de la substance	Numéro CAS ⁽¹⁾	NQE-MA ⁽²⁾ Eaux de surface intérieures ⁽³⁾	NQE-MA ⁽²⁾ Autres eaux de surface	NQE-CMA ⁽⁴⁾ Eaux de surface intérieures ⁽³⁾	NQE-CMA ⁽⁴⁾ Autres eaux de surface	NQE Biote ⁽¹²⁾
(9 ter)	DDT total ⁽⁷⁾ , ⁽⁸⁾	sans objet	0,025	0,025	sans objet	sans objet	
	para-para- DDT ⁽⁷⁾	50-29-3	0,01	0,01	sans objet	sans objet	
(10)	1,2-dichloroé- thane	107-06-2	10	10	sans objet	sans objet	
(11)	Dichloromé- thane	75-09-2	20	20	sans objet	sans objet	
(12)	Di(2-ethyl- hexyle)-phtha- late (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	sans objet	sans objet	
(13)	Diuron	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8	
(14)	Endosulfan	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004	
(15)	Fluoranthène	206-44-0	0,0063	0,0063	0,12	0,12	30
(16)	Hexachloro- benzène	118-74-1			0,05	0,05	10
(17)	Hexachloro- butadiène	87-68-3			0,6	0,6	55
(18)	Hexachlorocyclohexane	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02	
(19)	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0	
(20)	Plomb et ses composés	7439-92-1	1,2 ⁽¹³⁾	1,3	14	14	
(21)	Mercure et ses composés	7439-97-6			0,07	0,07	20
(22)	Naphtalène	91-20-3	2	2	130	130	
(23)	Nickel et ses composés	7440-02-0	4 ⁽¹³⁾	8,6	34	34	
(24)	Nonylphénols (4-nonylphénol)	84852-15-3	0,3	0,3	2,0	2,0	
(25)	Octylphénols (4-(1,1',3,3'- tétraméthyl- butyl)-phénol)	140-66-9	0,1	0,01	sans objet	sans objet	
(26)	Pentachloro- benzène	608-93-5	0,007	0,0007	sans objet	sans objet	

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
N°	Nom de la substance	Numéro CAS ⁽¹⁾	NQE-MA ⁽²⁾ Eaux de surface intérieures ⁽³⁾	NQE-MA ⁽²⁾ Autres eaux de surface	NQE-CMA ⁽⁴⁾ Eaux de surface intérieures ⁽³⁾	NQE-CMA ⁽⁴⁾ Autres eaux de surface	NQE Biote ⁽¹²⁾
(27)	Pentachloro- phénol	87-86-5	0,4	0,4	1	1	
(28)	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ⁽¹¹⁾	sans objet	sans objet	sans objet	sans objet	sans objet	
	Benzo(a)pyrène	50-32-8	$1,7 \times 10^{-4}$	$1,7 \times 10^{-4}$	0,27	0,027	5
	Benzo(b)fluor- anthène	205-99-2	voir note 11	voir note 11	0,017	0,017	voir note 11
	Benzo(k)fluor- anthène	207-08-9	voir note 11	voir note 11	0,017	0,017	voir note 11
	Benzo(g,h,i)pe- rylène	191-24-2	voir note 11	voir note 11	$8,2 \times 10^{-3}$	$8,2 \times 10^{-4}$	voir note 11
	Indeno(1,2,3- cd)-pyrène	193-39-5	voir note 11	voir note 11	sans objet	sans objet	voir note 11
(29)	Simazine	122-34-9	1	1	4	4	
(29 bis)	Tétrachloro- éthylène ⁽⁷⁾	127-18-4	10	10	sans objet	sans objet	
(29 ter)	Trichloro-ethy- lène ⁽⁷⁾	79-01-6	10	10	sans objet	sans objet	
(30)	Composés du tributylétain (tributylétain- cation)	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015	
(31)	Trichloro- benzène	12002-48-1	0,4	0,4	sans objet	sans objet	
(32)	Trichloro- méthane	67-66-3	2,5	2,5	sans objet	sans objet	
(33)	Trifluraline	1582-09-8	0,03	0,03	sans objet	sans objet	
(34)	Dicofol	115-32-2	$1,3 \times 10^{-3}$	$3,2 \times 10^{-5}$	sans objet ⁽¹⁰⁾	sans objet ⁽¹⁰⁾	33
(35)	Acide perfluoro- ooctane-sulfo- nique et ses dérivés (per- fluoro-octane- sulfonate PFOS)	1763-23-1	$6,5 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	36	7,2	9,1
(36)	Quinoxylène	124495-18-7	0,15	0,015	2,7	0,54	

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
N°	Nom de la substance	Numéro CAS ⁽¹⁾	NQE-MA ⁽²⁾ Eaux de surface intérieures ⁽³⁾	NQE-MA ⁽²⁾ Autres eaux de surface	NQE-CMA ⁽⁴⁾ Eaux de surface intérieures ⁽³⁾	NQE-CMA ⁽⁴⁾ Autres eaux de surface	NQE Biote ⁽¹²⁾
(37)	Dioxines et composés de type dioxine	Voir note de bas de page 10 de l'annexe X de la directive 2000/60/CE			sans objet	sans objet	Somme de PCDD + PCDF + PCB-TD 0,0065 µg.kg ⁻¹ TEQ ⁽¹⁴⁾
(38)	Aclonifène	74070-46-5	0,12	0,012	0,12	0,012	
(39)	Bifénox	42576-02-3	0,012	0,0012	0,04	0,004	
(40)	Cybutryne	28159-98-0	0,0025	0,0025	0,016	0,016	
(41)	Cyperméthrine	52315-07-8	8 × 10 ⁻⁵	8 × 10 ⁻⁶	6 × 10 ⁻⁴	6 × 10 ⁻⁵	
(42)	Dichlorvos	62-73-7	6 × 10 ⁻⁴	6 × 10 ⁻⁵	7 × 10 ⁻⁴	7 × 10 ⁻⁵	
(43)	Hexabromo-cyclododécane (HBCDD)	Voir note de bas de page 12 de l'annexe X de la directive 2000/60/CE	0,0016	0,0008	0,5	0,05	167
(44)	Heptachlore et époxyde d'heptachlore	76-44-8/ 1024-57-3	2 × 10 ⁻⁷	1 × 10 ⁻⁸	3 × 10 ⁻⁴	3 × 10 ⁻⁵	6,7 × 10 ⁻³
(45)	Terbutryne	886-50-0	0,065	0,0065	0,34	0,034	

⁽¹⁾ CAS: Chemical Abstracts Service.

⁽²⁾ Ce paramètre est la norme de qualité environnementale exprimée en valeur moyenne annuelle (NQE-MA). Sauf indication contraire, il s'applique à la concentration totale de tous les isomères.

⁽³⁾ Les eaux de surface intérieures comprennent les rivières et les lacs et les masses d'eau artificielles ou sérieusement modifiées qui y sont reliées.

⁽⁴⁾ Ce paramètre est la norme de qualité environnementale exprimée en concentration maximale admissible (NQE-CMA). Lorsque les NQE-CMA sont indiquées comme étant "sans objet", les valeurs retenues pour les NQE-MA sont considérées comme assurant une protection contre les pics de pollution à court terme dans les rejets continus, dans la mesure où elles sont nettement inférieures à celles définies sur la base de la toxicité aiguë.

⁽⁵⁾ Pour le groupe de substances prioritaires dénommé "Diphényléthers bromés" (n° 5), les NQE renvoient à la somme des concentrations des congénères portant les numéros 28, 47, 99, 100, 153 et 154.

⁽⁶⁾ Pour le cadmium et ses composés (n° 6), les valeurs retenues pour les NQE varient en fonction de la dureté de l'eau telle que définie suivant les cinq classes suivantes: classe 1: < 40 mg CaCO₃/l; classe 2: 40 à < 50 mg CaCO₃/l; classe 3: 50 à < 100 mg CaCO₃/l; classe 4: 100 à < 200 mg CaCO₃/l et classe 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l.

⁽⁷⁾ Cette substance n'est pas une substance prioritaire mais un des autres polluants pour lesquels les NQE sont identiques à celles définies dans la législation qui s'appliquait avant le 13 janvier 2009.

⁽⁸⁾ Aucun paramètre indicatif n'est prévu pour ce groupe de substances. Le ou les paramètres indicatifs doivent être déterminés par la méthode d'analyse.

⁽⁹⁾ Le DDT total comprend le somme des isomères suivants: 1,1,1-trichloro-2,2 bis (p-chlorophényl)éthane (n° CAS: 50-29-3; n° UE: 200-024-3); 1,1,1-trichloro-2 (o-chlorophényl)-2-(p-chlorophényl)éthane (n° CAS: 789-02-6; n° UE: 212-332-5); 1,1-dichloro-2,2 bis (p-chlorophényl)éthylène (n° CAS: 72-55-9; n° UE: 200-784-6); et 1,1-dichloro-2,2 bis (p-chlorophényl)éthane (n° CAS: 72-54-8; n° UE: 200-783-0).

⁽¹⁰⁾ Les informations disponibles ne sont pas suffisantes pour établir une NQE-CMA pour ces substances.

⁽¹¹⁾ Pour le groupe de substances prioritaires dénommé "hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)" (n° 28), la NQE pour le biote et la NQE-MA dans l'eau correspondante se rapportent à la concentration de benzo(a)pyrène, sur la toxicité duquel elles sont fondées. Le benzo(a)pyrène peut être considéré comme un marqueur des autres HAP et, donc, seul le benzo(a)pyrène doit faire l'objet d'une surveillance aux fins de la comparaison avec la NQE pour le biote ou la NQE-MA dans l'eau correspondante.

⁽¹²⁾ Sauf indication contraire, la NQE pour le biote se rapporte aux poissons. En lieu et place, un autre taxon de biote, ou une autre matrice, peut faire l'objet de la surveillance pour autant que la NQE appliquée assure un niveau de protection équivalent. Pour les substances n° 15 (fluoranthène) et 28 (HAP), la NQE pour le biote se rapporte aux crustacés et mollusques. Aux fins de l'évaluation de l'état chimique, la surveillance du fluoranthène et des HAP chez les poissons n'est pas appropriée. Pour la substance n° 37 (dioxines et composés de type dioxine), la NQE pour le biote se rapporte aux poissons, crustacés et mollusques, en conformité avec l'annexe, section 5.3, du règlement (UE) n° 1259/2011 de la Commission du 2 décembre 2011 modifiant le règlement (CE) n° 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires (JO L 320 du 3.12.2011, p. 18).

⁽¹³⁾ Ces NQE se rapportent aux concentrations biodisponibles des substances.

⁽¹⁴⁾ PCDD: dibenzo-p-dioxines polychlorées; PCDF: dibenzofurannes polychlorés; PCB-TD: biphényles polychlorés de type dioxine; TEQ: équivalents toxiques conformément aux facteurs d'équivalence toxique 2005 de l'Organisation mondiale de la santé.

Annexe 2. Substances pertinentes à surveiller dans les eaux de surface indiquées par l'Arrêté du 17 octobre 2018 en France

Substance	N° CAS	Famille Chimique
Cyanures libres		Autres éléments minéraux
Carbendazime	10605-21-7	Carbamates
Deltaméthrine	52918-63-5	Divers (autres organiques)
Métolachlore	51218-45-2	Organochlorés
Antimoine	7440-36-0	Métaux et métalloïdes
Sélénium	7782-49-2	Métaux et métalloïdes
Manganèse	7439-96-5	Métaux et métalloïdes
Propyzamide	23950-58-5	Divers (autres organiques)
n-Butyl Phtalate	84-74-2	Phtalates
Diéthyl phtalate	84-66-2	Phtalates
Fenpropidine	67306-00-7	Divers (autres organiques)
Piperonyl butoxyde	51-03-6	Divers (autres organiques)
Acétochlore	34256-82-1	Divers (autres organiques)
Bisphenol A	80-05-7	Alkylphénols, nonylphénols et bisphénols A
Carbamazépine	298-46-4	Divers (autres organiques)
Diisobutyl phthalate	84-69-5	Phtalates
Diclofénac	15307-86-5	Divers (autres organiques)
Ibuprofène	15687-27-1	Divers (autres organiques)
Ketoprofène	22071-15-4	Divers (autres organiques)
Paracétamol	103-90-2	Divers (autres organiques)
Sulfaméthoxazole	723-46-6	Divers (autres organiques)
Oxazepam	604-75-1	Divers (autres organiques)
Triclosan	3380-34-5	Autres phénols
Perchlorate	14797-73-0	Autres éléments minéraux
Acide perfluoro-decanoïque	335-76-2	PFC (PFOA, PFOS)
Ofloxacine	82419-36-1	Divers (autres organiques)
Ethylparaben	120-47-8	Divers (autres organiques)
Propylparaben	94-13-3	Divers (autres organiques)
Methylparaben	99-76-3	Divers (autres organiques)
Carbamazépine époxyde	36507-30-9	Divers (autres organiques)
Metformine	657-24-9	Divers (autres organiques)
Métolachlore OXA	152019-73-3	Divers (autres organiques)
Métolachlore ESA	171118-09-5	Divers (autres organiques)
2-(3-trifluorométhylphénoxy) nicotinamide	4394-00-7	Divers (autres organiques)
Triclocarban	101-20-2	Divers (autres organiques)
Atrazine déséthyl	6190-65-4	Triazines et métabolites
Atrazine déisopropyl	1007-28-9	Triazines et métabolites
Bromoxynil	1689-84-5	Divers (autres organiques)
Diméthoate	60-51-5	Organophosphorés
Linuron	330-55-2	Urées et métabolites
Malathion	121-75-5	Organophosphorés
Ométhoate	1113-02-6	Organophosphorés
Prochloraz	67747-09-5	Divers (autres organiques)
Pyrimiphos-méthyl	29232-93-7	Organophosphorés

Substance	N° CAS	Famille Chimique
Terbutylazine	5915-41-3	Triazines et métabolites
Tétrachloroéthane-1,1,2,2	79-34-5	COHV, solvants chlorés, fréons
Trichloroéthane-1,1,2	79-00-5	COHV, solvants chlorés, fréons
Uranium	7440-61-1	Métaux et métalloïdes
Lithium	7439-93-2	Métaux et métalloïdes
Argent	7440-22-4	Métaux et métalloïdes
Aluminium	7429-90-5	Métaux et métalloïdes
Titane	7440-32-6	Métaux et métalloïdes
Béryllium	7440-41-7	Métaux et métalloïdes
Cobalt	7440-48-4	Métaux et métalloïdes
Etain	7440-31-5	Métaux et métalloïdes
Vanadium	7440-62-2	Métaux et métalloïdes
Fer	7439-89-6	Métaux et métalloïdes
Molybdène	7439-98-7	Métaux et métalloïdes
Baryum	7440-39-3	Métaux et métalloïdes
Lénacile	01/08/2164	Divers (autres organiques)
Acide monochloroacétique	79-11-8	Divers (autres organiques)
Dicamba	1918-00-9	Organochlorés
Phtalate de diméthyle	131-11-3	Phtalates
Epichlorohydrine	106-89-8	Organochlorés
Dibromoéthane-1,2	106-93-4	COHV, solvants chlorés, fréons
Mercaptodiméthur	2032-65-7	Carbamates
Méthyl tert-butyl Ether	1634-04-4	Divers (autres organiques)
Pirimicarbe	23103-98-2	Carbamates
Bromure de méthyle	74-83-9	COHV, solvants chlorés, fréons
Dinitrotoluène-2,6	606-20-2	Benzène et dérivés
Dinitrotoluène-2,4	121-14-2	Benzène et dérivés
Dichloroaniline-3,4	95-76-1	Anilines et dérivés
Méthylphénol-4	106-44-5	Autres phénols
Méthylphénol-2	95-48-7	Autres phénols
Chlorophénol-4	106-48-9	Autres phénols
Flurochloridone	61213-25-0	Divers (autres organiques)
Diméthénamide	87674-68-8	Organochlorés
Epoxiconazole	133855-98-8	Triazines et métabolites
Chlorure de vinyle	75-01-4	COHV, solvants chlorés, fréons
Atrazine désisopropyl déséthyl	3397-62-4	Triazines et métabolites
Rimsulfuron	122931-48-0	Urées et métabolites
Butyl benzyl phtalate	85-68-7	Phtalates
1-(3,4-dichlorophenyl)-3-methyl-uree	3567-62-2	Urées et métabolites
Isoxaflutole	141112-29-0	Divers (autres organiques)
Flumioxazine	103361-09-7	Divers (autres organiques)
Thallium	7440-28-0	Métaux et métalloïdes
Nitrobenzène	98-95-3	Benzène et dérivés
Atrazine 2-hydroxy-desethyl	19988-24-0	Triazines et métabolites
Acide perfluoro-octanoïque	335-67-1	PFC (PFOA, PFOS)
Acide fénofibrique	42017-89-0	Divers (autres organiques)
Estrone	53-16-7	Stéroïdes et stéroïdes (oestrogènes, progestogènes)
Noréthindrone	68-22-4	Stéroïdes et stéroïdes (oestrogènes, progestogènes)
Acide perfluoro-n-hexanoïque	307-24-4	PFC (PFOA, PFOS)
Cyclophosphamide	50-18-0	Divers (autres organiques)
Acide sulfonique de perfluorohexane	355-46-4	PFC (PFOA, PFOS)
Carboxy-ibuprofène	15935-54-3	Divers (autres organiques)
1-Hydroxy Ibuprofène	53949-53-4	Divers (autres organiques)
Bisphenol S	80-09-1	Divers (autres organiques)
Malathion (*)	121-75-5	Organophosphorés
Uranium (*)	7440-61-1	Métaux et métalloïdes
Lithium (*)	7439-93-2	Métaux et métalloïdes
Argent (*)	7440-22-4	Métaux et métalloïdes
Aluminium (*)	7429-90-5	Métaux et métalloïdes

Substance	N° CAS	Famille Chimique
Titane (*)	7440-32-6	Métaux et métalloïdes
Béryllium (*)	7440-41-7	Métaux et métalloïdes
Cobalt (*)	7440-48-4	Métaux et métalloïdes
Etain (*)	7440-31-5	Métaux et métalloïdes
Vanadium (*)	7440-62-2	Métaux et métalloïdes
Fer (*)	7439-89-6	Métaux et métalloïdes
Molybdène (*)	7439-98-7	Métaux et métalloïdes
Baryum (*)	7440-39-3	Métaux et métalloïdes
Imidaclopride	138261-41-3	Divers (autres organiques)
Butyl benzyl phtalate (*)	85-68-7	Phtalates
Thallium (*)	7440-28-0	Métaux et métalloïdes
Diazepam (*)	439-14-5	Divers (autres organiques)
Lorazepam (*)	846-49-1	Divers (autres organiques)
Estrone (*)	53-16-7	Stéroïdes et stéroïdes (oestrogènes, progestogènes)
Noréthindrone (*)	68-22-4	Stéroïdes et stéroïdes (oestrogènes, progestogènes)
4-nonylphenol monoéthoxylate (mélange d'isomères)		Alkylphénols, nonylphénols et bisphénols A
Sulfaméthazine (*)	57-68-1	Divers (autres organiques)
Acétazolamide (*)	59-66-5	Divers (autres organiques)
Midazolam (*)	59467-70-8	Divers (autres organiques)
1,3,5-Benzenetriol (*)	108-73-6	Divers (autres organiques)
Bisphénol S (*)	80-09-1	Divers (autres organiques)

* Pas à la Réunion

Annexe 3. Taux de couverture

A titre indicatif, les tableaux ci-dessous répertorient les différents volumes, observés ou calculés, utilisés pour les calculs des taux de couvertures. Les notations suivantes seront utilisées systématiquement :

V_s : volume total évènementiel mesuré à l'exutoire du système

V_{pe} : volume prélevé équivalent

V_{se} : volume total mesuré à l'exutoire du système pendant la durée d'échantillonnage

Tableau A.43 : Récapitulatif des différents volumes, observés ou calculés, utilisés pour les calculs des taux de couverture pour les sites DJR Entrée et DJR Sortie


Campagnes	Date de l'évènement	Dj-R Entrée				Dj-R Sortie			
		V_s (m3)	V_{pe} Préleveur (m3)	V_{pe} Bidon (m3)	V_{se} (m3)	V_s (m3)	V_{pe} Préleveur (m3)	V_{pe} Bidon (m3)	V_{se} (m3)
1	05/11/2017	21915.1	15904.2	-	21915.1	19205.0	11891.9	-	19205.0
3	28/11/2017	2710.5	2531.1	-	2559.0	2619.4	2520.4	-	2553.9
4	16/01/2018	4236.0	4060.4	-	4080.8	4179.0	4082.0	-	4094.1
11	15/06/2018	4608.9	4590.4	-	4644.1	4984.8	4305.0	-	4316.7

Tableau A.44 : Récapitulatif des différents volumes, observés ou calculés, utilisés pour les calculs des taux de couverture pour les sites de la référence ASP et la CSR

Campagnes	Date de l'évènement	ASP				CSR			
		V_s (L)	V_{pe} Préleveur (L)	V_{pe} Bidon (L)	V_{se} (L)	V_s (L)	V_{pe} Préleveur (L)	V_{pe} Bidon (L)	V_{se} (L)
2	11/11/2017	393.4	368.9	180.4	393.4	367.3	287.7	278.2	349.5
3	28/11/2017	214.1	-	162.3	214.1	195.3	100.3	150.1	195.3
4	16/01/2018	336.2	330.0	198.6	336.2	300.2	199.0	220.0	222.0
6	16/03/2018	413.5	407.8	-	413.5	355.3	-	176.7	355.3
7	04/04/2018	730.8	-	62.6	730.8	278.1	-	185.7	278.1
8	14/05/2018	2019.2	1981.3	-	2003.7	1907.3	1686.0	-	1701.7
9	29/05/2018	1036.5	-	189.5	1036.4	1140.4	-	209.4	922.5
10	05/06/2018	567.9	-	37.3	566.0	424.1	-	280.5	346.8
11	15/06/2018					2110.3	1581.8	-	2110.3
12	08/11/2018	652.7	-	194.6	652.7				

Tableau A.45 : Récapitulatif des différents volumes, observés ou calculés, utilisés pour les calculs des taux de couverture pour les sites de la tranchée et de la noue.

Campagnes	Date de l'évènement	Tranchée				Noue			
		Vs (L)	Vpe Préleveur (L)	Vpe Bidon (L)	Vse (L)	Vs (L)	Vpe Préleveur (L)	Vpe Bidon (L)	Vse (L)
2	11/11/2017	45.5	45.1	-	45.5	0%	-	-	-
3	28/11/2017	0%	-	-	-	0%	-	-	-
4	16/01/2018	24.0	-	24.0	24.0	0%	-	-	-
6	16/03/2018	103.8	-	40.0	103.8				
7	04/04/2018	82.5	82.0	-	82.5	0%	-	-	-
8	14/05/2018	133.2	131.9	-	133.2	28.1	-	28.1	28.1
9	29/05/2018	183.7	-	40.0	183.7	26.8	-	26.8	26.8
10	05/06/2018	345.0	-	40.0	345.0	324.2	-	40.0	324.2
11	15/06/2018	1930.4	689.1	-	1930.4	1667.8	1087.9	-	1667.8
12	08/11/2018	9.7	-	9.7	9.7	0%	-	-	-

 Evènement n'ayant entraîné aucun rejet d'eau à l'exutoire du système considéré

Annexe 4. Dimensions des sites décentralisés

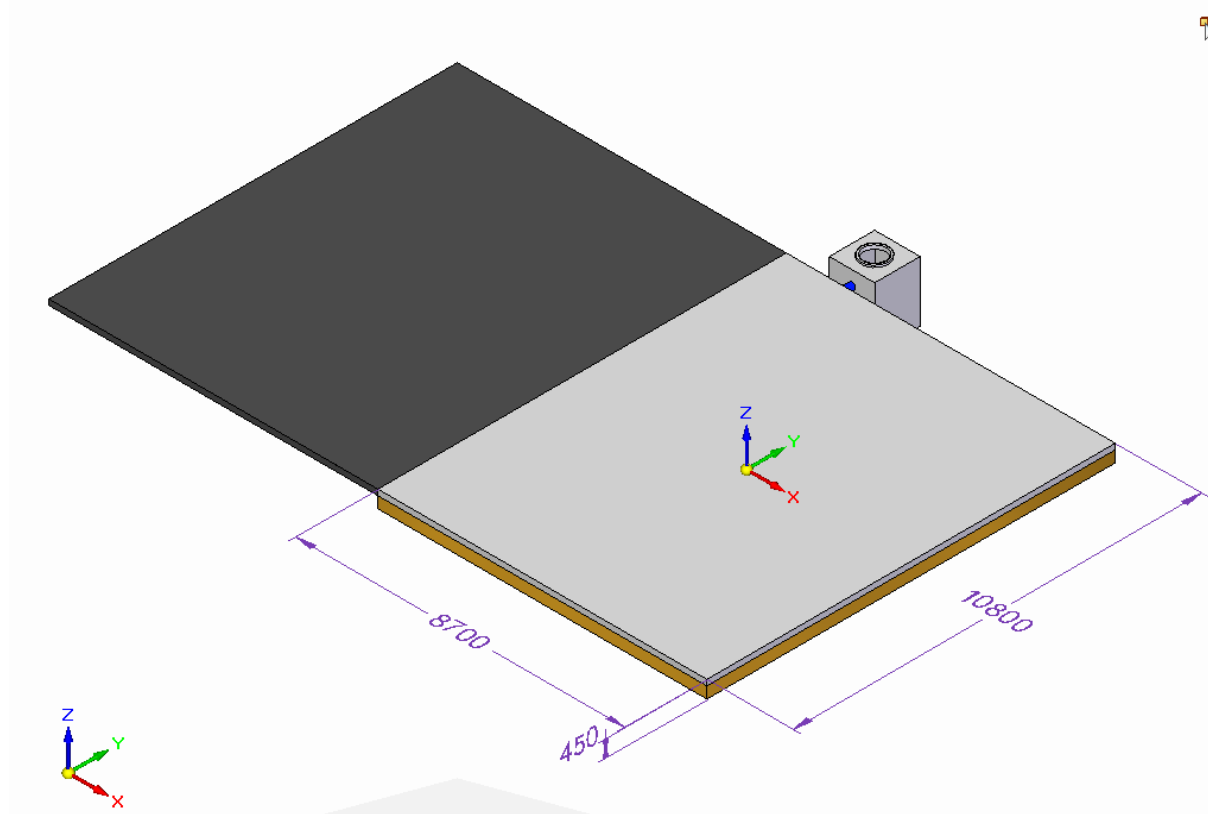


Figure A.63 : Schéma descriptif des dimensions identiques de la référence ASP (en noir) et de la CSR (en gris)

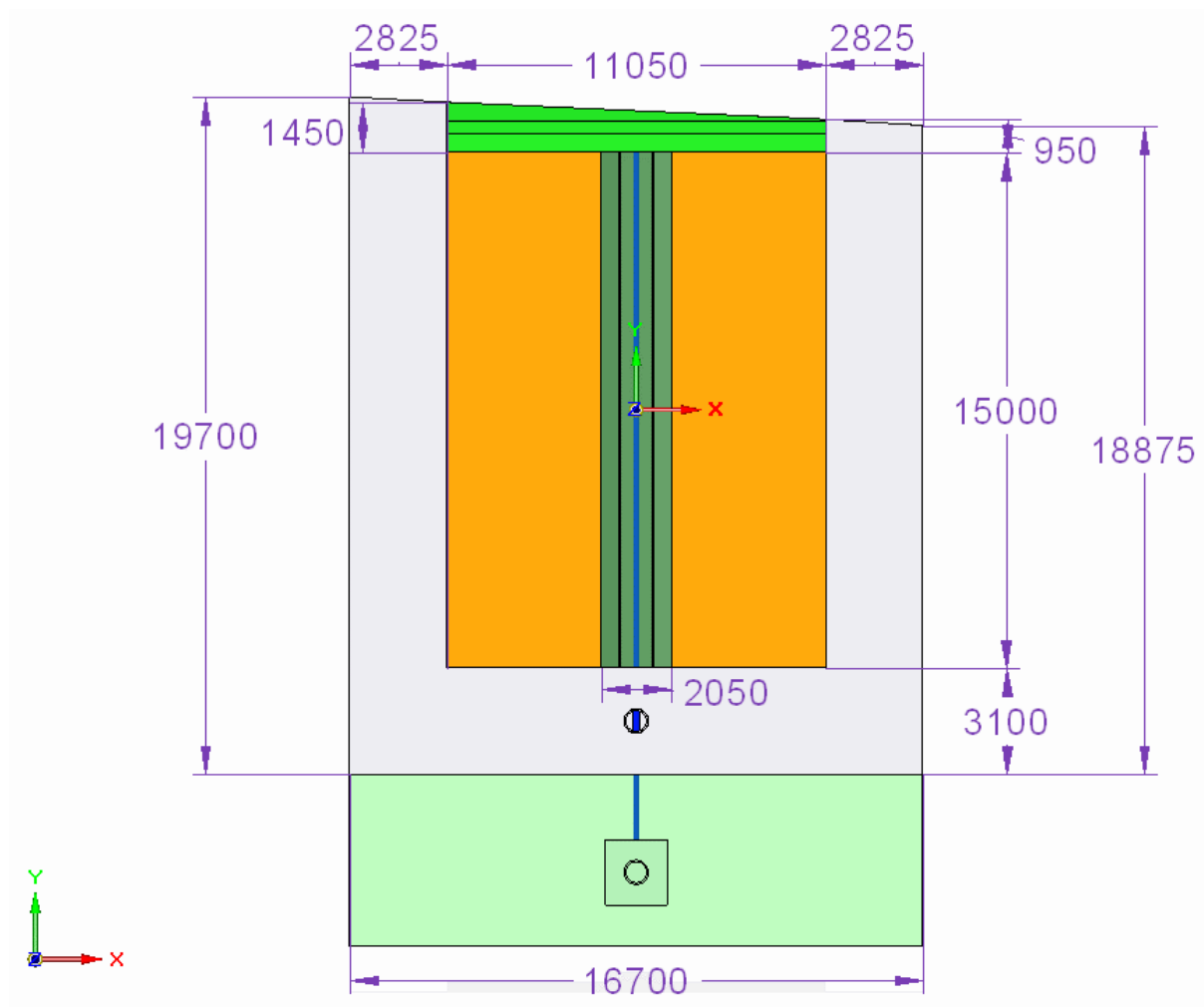


Figure A.64 : Schéma descriptif des dimensions du site de la noue (en gris les voies de circulation, en orange les places de stationnement en stabilisé et en vert foncé l'ouvrage noue)

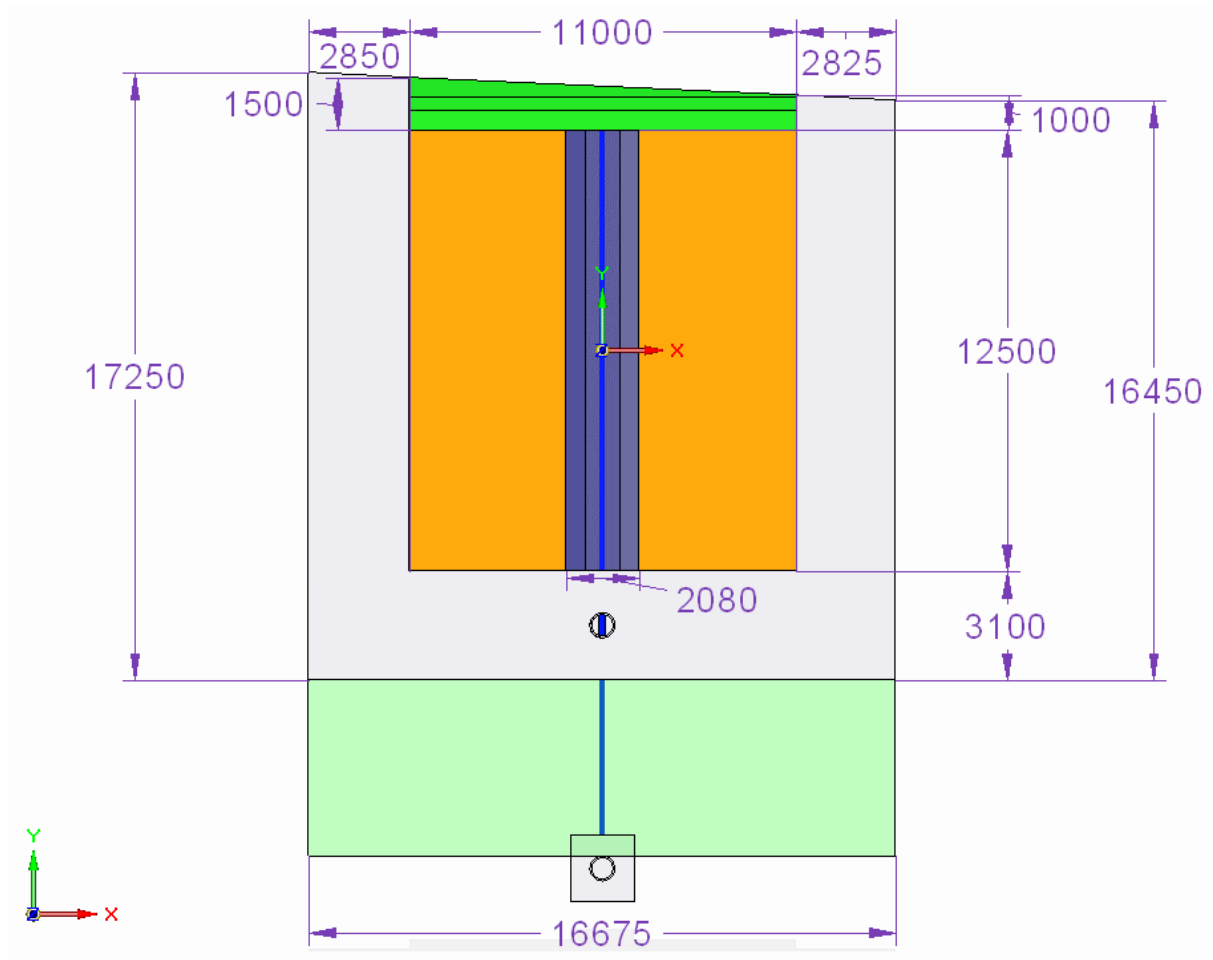


Figure A.65 : Schéma descriptif des dimensions du site de la tranchée (en gris les voies de circulation, en orange les places de stationnement en stabilisé et en bleu foncé l'ouvrage tranchée)

Annexe 5. Protocoles de lavage des flacons de prélèvement

Protocoles issus du groupe de travail du projet INOGEV ; les problématiques étant les mêmes, ces protocoles ont été repris et amendés dans cette étude.

Rédacteurs INOGEV : Laure Wiest, Christel Sébastian, Dominique Demare, Maurice Millet et Catherine Lorgeoux, Véronique Ruban, Stéphane Percot, Mohamed Saad, Sylvie Barraud.

Rédacteurs pour Micromégas : Robin Garnier, Stéphane Vacherie

Objectifs initiaux : Mise en œuvre de protocoles communs à l'ensemble des laboratoires dans le cadre des échantillons INOGEV. Rédaction des procédures de lavages des flacons de prélèvement et d'acheminement des échantillons et des procédures de blancs associés.

Objectifs révisés Micromégas : Reprendre des protocoles similaires à ceux du projet INOGEV pour pouvoir intercomparer les résultats d'analyses des deux projets avec le moins de biais possible.

« L'objectif étant d'avoir des **protocoles communs** pour les laboratoires d'Inogev, l'ensemble de ces procédures sont rédigées en tenant compte des protocoles déjà mis en place dans chacun des laboratoires et des contraintes techniques de ces derniers. On note par exemple que tous les laboratoires n'étant pas équipés de lave-vaisselle ou/et de four à pyrolyse, il est nécessaire de trouver une alternative qui soit utilisée par tous les laboratoires même s'ils sont équipés de ces matériels. Il y aura donc un protocole spécifique Inogev dans les laboratoires. »

Procédures de lavage proposées :

51. Flacons de prélèvement

i. Configuration « organiques » - verre

Utilisation :

Les flacons en verre sont utilisés pour l'échantillonnage des HAP, PBDE, AP et d'une partie des pesticides.

Nettoyage :

Les flacons sont rincés à l'eau de robinet et mis à tremper dans du détergent alcalin (TFD4, Franklab, réf. 01010430, dilution 1%) pendant 24h puis rincés abondamment à l'eau du robinet et à l'eau déminéralisée. Au maximum une semaine avant installation sur site ils sont rincés à l'acétone (Acétone Pour Analyses, Merck, réf. 1.00014.1000), recouverts d'aluminium et placés sous hotte une nuit avant d'être stockés à l'abri de la poussière.

Attention : si les paramètres globaux sont échantillonnés dans ces flacons, il est nécessaire de les rincer à l'eau déminéralisée après le rinçage à l'acétone afin d'éviter la contamination en carbone organique.

Remarque : l'acétone peut se contaminer très facilement par les composés organiques présents dans l'atmosphère. Il est donc conseillé d'utiliser des flacons d'1L et de ne pas dépasser le mois d'ouverture.

ii. Configuration « métaux » - plastique

Utilisation :

Les flacons en plastique sont utilisés pour l'échantillonnage des métaux, des paramètres globaux et du glyphosate.

Nettoyage :

Les flacons sont rincés à l'eau de robinet et mis à tremper dans du détergent neutre (TFD7, Franklab, réf. 01020830 ou Extran MA02, Merck, réf. 1.07553.9010 dilution 5%) pendant 24h puis rincés abondamment à l'eau du robinet, à l'eau déminéralisée et à l'eau ultra-pure.

Flacons d'acheminement

La gestion de ces flacons, et donc leur lavage, est assuré par les laboratoires d'analyse (procédures en annexe du document original) à savoir :

- SCA (Lyon) pour les HAP
- LCPA (Strasbourg) pour les pesticides
- LCPC (Nantes) pour les métaux
- LEESU (Paris) pour les PBDE et les alkylphénols

52. Préleveurs

Nettoyage du préleveur :

- Rincer les différentes parties du préleveur automatique (bol de prélèvement et la plaque de distribution) à l'eau du robinet puis à l'eau déminéralisée.

- Programmer la purge à chaque prélèvement. Changer le tuyau régulièrement en fonction de l'aspect.

53. Bidons

Les bidons, quels qu'ils soient, sont nettoyés suivant le même protocole que les flacons plastique.

Tous les 3 lavages, après séchage il faut téflonner l'intérieur des bidons grâce à une bombe à téflon Chesterton # 438. Après avoir laissé sécher le téflonnage une demie journée, rincer une dernière fois les bidons à l'eau ultra pure et laisser sécher.

Annexe 6. Liste des protocoles d'analyse utilisés pour chacun des polluants analysés par les laboratoires

Tableau A.46 : Méthodes d'extraction et méthodes analytiques de l'ensemble des micropolluants en phase dissoute

Substance	Extraction	Méthode d'analyse
Arsenic	HNO3	ICP-MS
Cadmium	HNO3	ICP-MS
Cobalt	HNO3	ICP-MS
Chrome	HNO3	ICP-MS
Cuivre	HNO3	ICP-MS
Manganese	HNO3	ICP-OES
Molybdène	HNO3	ICP-OES
Nickel	HNO3	ICP-MS
Plomb	HNO3	ICP-MS
Strontium	HNO3	ICP-OES
Titane	HNO3	ICP-OES
Vanadium	HNO3	ICP-MS
Zinc	HNO3	ICP-OES
Aluminium	HNO3	ICP-OES
Baryum	HNO3	ICP-OES
Calcium	HNO3	ICP-OES
Fer	HNO3	ICP-OES
Potassium	HNO3	ICP-OES
Magnésium	HNO3	ICP-OES
Sodium	HNO3	ICP-OES
Phosphore	HNO3	ICP-OES
Naphtalène	SPE	GC-ToF
Acénaphthylène	SPE	GC-ToF
Acénaphène	SPE	GC-ToF
Fluorène	SPE	GC-ToF
Phénanthrène	SPE	GC-ToF
Anthracène	SPE	GC-ToF
Fluoranthène	SPE	GC-ToF
Pyrène	SPE	GC-ToF
Benzo(a)anthracène	SPE	GC-ToF
Chrysène	SPE	GC-ToF
Benzo(b)fluoranthène	SPE	GC-ToF
Benzo(k)fluoranthène	SPE	GC-ToF

Benzo(a)pyrène	SPE	GC-ToF
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	SPE	GC-ToF
Dibenzo(a,h)anthracène	SPE	GC-ToF
Benzo(g,h,i)pérylène	SPE	GC-ToF
2,4-MCPA	SPE	LC-MSMS
Mecoprop	SPE	LC-MSMS
Carbendazime	SPE	LC-MSMS
Simazine	SPE	LC-MSMS
N-(3,4 dichlorophényl)-N-(méthyl)-urée	SPE	LC/MSMS
Isoproturon	SPE	LC-MSMS
Atrazine	SPE	LC-MSMS
Diuron	SPE	LC-MSMS
Diflufenicanil	SPE	LC-MSMS
AMPA	SPE	LC-MSMS
Gluphosinate ammonium	SPE	LC-MSMS
Glyphosate	SPE	LC-MSMS
Bisphénol A	SPE	LC-MSMS
Nonylphenol-1-carboxylé	SPE	LC-MSMS
4-Tert-Octylphénol	SPE	LC-MSMS
Octylphénol-mono-éthoxylé	SPE	LC-MSMS
Octylphénol-di-éthoxylé	SPE	LC-MSMS
4-Nonylphénol	SPE	LC-MSMS
Nonylphénol-di éthoxylé	SPE	LC-MSMS
Nonylphénol-mono-éthoxylé	SPE	LC-MSMS
BDE-28	SPE	GC-MS
BDE-47	SPE	GC-MS
BDE-100	SPE	GC-MS
BDE-99	SPE	GC-MS
BDE-154	SPE	GC-MS
BDE-153	SPE	GC-MS
BDE-183	SPE	GC-MS
BDE-205	SPE	GC-MS
BDE-209	SPE	GC-MS

Tableau A.47 : Méthodes d'extraction et méthodes analytiques de l'ensemble des micropolluants en phase particulaire

Substance	Extraction	Méthode d'analyse
Arsenic	HNO3	ICP-MS
Cadmium	HNO3	ICP-MS
Cobalt	HNO3	ICP-MS
Chrome	HNO3	ICP-MS
Cuivre	HNO3	ICP-MS
Manganese	HNO3	ICP-OES
Molybdène	HNO3	ICP-OES
Nickel	HNO3	ICP-MS
Plomb	HNO3	ICP-MS
Strontium	HNO3	ICP-OES
Titane	HNO3	ICP-OES
Vanadium	HNO3	ICP-MS
Zinc	HNO3	ICP-OES
Aluminium	HNO3	ICP-OES
Baryum	HNO3	ICP-OES
Calcium	HNO3	ICP-OES
Fer	HNO3	ICP-OES
Potassium	HNO3	ICP-OES
Magnésium	HNO3	ICP-OES
Sodium	HNO3	ICP-OES
Phosphore	HNO3	ICP-OES
Naphtalène	QuEChERS	GC-ToF
Acénaphthylène	QuEChERS	GC-ToF
Acénaphène	QuEChERS	GC-ToF
Fluorène	QuEChERS	GC-ToF
Phénanthrène	QuEChERS	GC-ToF
Anthracène	QuEChERS	GC-ToF
Fluoranthène	QuEChERS	GC-ToF
Pyrène	QuEChERS	GC-ToF
Benzo(a)anthracène	QuEChERS	GC-ToF
Chrysène	QuEChERS	GC-ToF
Benzo(b)fluoranthène	QuEChERS	GC-ToF
Benzo(k)fluoranthène	QuEChERS	GC-ToF
Benzo(a)pyrène	QuEChERS	GC-ToF
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	QuEChERS	GC-ToF

Dibenzo(a,h)anthracène	QuEChERS	GC-ToF
Benzo(g,h,i)pérylène	QuEChERS	GC-ToF
2,4-MCPA	ASE/SPE	LC-MSMS
Mecoprop	ASE/SPE	LC-MSMS
Carbendazime	ASE/SPE	LC-MSMS
Simazine	ASE/SPE	LC-MSMS
N-(3,4 dichlorophényl)-N-(méthyl)-urée	ASE/SPE	LC-MSMS
Isoproturon	ASE/SPE	LC-MSMS
Atrazine	ASE/SPE	LC-MSMS
Diuron	ASE/SPE	LC-MSMS
Diflufenicanil	ASE/SPE	LC-MSMS
AMPA	ASE/SPE	LC-MSMS
Gluphosinate ammonium	ASE/SPE	LC-MSMS
Glyphosate	ASE/SPE	LC-MSMS
Bisphénol A	micro-ondes	LC-MSMS
Nonylphenol-1-carboxylé	micro-ondes	LC-MSMS
4-Tert-Octylphénol	micro-ondes/QuEChERS	LC-MSMS
Octylphénol-mono-éthoxylé	micro-ondes	LC-MSMS
Octylphénol-di-éthoxylé	micro-ondes	LC-MSMS
4-Nonylphénol	micro-ondes/QuEChERS	LC-MSMS
Nonylphénol-di éthoxylé	micro-ondes	LC-MSMS
Nonylphénol-mono-éthoxylé	micro-ondes	LC-MSMS
BDE-28	micro-ondes	GC-MS
BDE-47	micro-ondes	GC-MS
BDE-100	micro-ondes	GC-MS
BDE-99	micro-ondes	GC-MS
BDE-154	micro-ondes	GC-MS
BDE-153	micro-ondes	GC-MS
BDE-183	micro-ondes	GC-MS
BDE-205	micro-ondes	GC-MS
BDE-209	micro-ondes	GC-MS

Annexe 7. Protocole de détermination des matières en suspension (MES) – A faire en triplicat

Tiré de la Norme NF EN 872

71. Préparation des filtres

Cette étape consiste à débarrasser les filtres des macro-particules indésirables.

i. Matériel:

- Filtres à 0.7 microns en fibres de verre (Glass fiber 0.7 μ m) [*placard sous étuve, local OTHU CARNOT*]
- Pissette d'eau distillée [paillasse, local OTHU CARNOT]
- Pince [placard sous étuve, local OTHU CARNOT]
- Barquette en aluminium [placard sous étuve, local OTHU CARNOT]
- Balance de précision [paillasse, local OTHU CARNOT]
- Stylo pour CD [placard sous étuve, local OTHU CARNOT]
- Cahier de laboratoire et stylo [*bureau de Robin*]

ii. Préparation :

- Disposer autant de barquettes en aluminium que de filtres nécessaires à la détermination pour la campagne. Ne pas oublier que sur chaque site étudié, nous travaillons sur du triplicat en MES.

- Annoter chacune des barquettes (Chassieu infiltration : I 1-2-3 ; Chassieu Ré-tention : R 1-2-3 ; Asphalte : A 1-2-3 ; Chaussée à Structure Réservoir : C 1-2-3 ; Noue : N 1-2-3 ; Tranchée : T 1-2-3)

iii. Mode opératoire :

- Placer le filtre à 0.7 μ m dans le creuset d'aspiration ;
- Mouiller le filtre à l'eau distillée (ne pas hésiter à le saturer) ;
- Mettre en marche la pompe à vide ;
- Fermer le robinet du flacon anti-reflux pour faire le vide sous le filtre ;
- Attendre que la totalité de l'eau distillée soit passée dans la cuve inférieure, éventuellement recommencer l'opération ;
- Ouvrir le robinet du flacon anti-reflux pour arrêter de faire le vide sous le filtre ;
- Retirer le filtre de son support à l'aide de la pince ;
- Placer le filtre sur la barquette ;
- Mettre à étuver à 105°C ;
- Peser le filtre et sa barquette correspondante (il faudra faire plusieurs pesées pour être sûr que toute l'eau s'est bien évaporée ou laisser le filtre sécher suffisamment longtemps).

iv. Précautions

- Filtre : le filtre est en papier, il est donc à manipuler avec précaution. S'il arrive à se déchirer, il faut en changer ;
- Pesée : la balance étant très précise, le moindre filet d'air passant dessus altère la pesée. Il faut donc bien veiller à fermer la porte de la pièce, éviter tout mouvement autour de la balance et sur la paillasse et bien fermer les parois latérales de la balance.

72. Préparation de l'échantillon

i. Matériel

- Eprouvette graduée (min. 250 ml).

ii. Mode opératoire

Prélever 250 mL (ou plus) d'échantillon pour une filtration. Faire attention à bien homogénéiser la solution avant de prélever le volume requis.

73. Filtration de l'échantillon

i. Matériel

- Filtre nettoyé, pesé et sec
- Pipette d'eau distillée
- Pince
- Pinceau
- Gants latex + blouse.

ii. Mode opératoire

- Placer le filtre sur le porte-filtre comme lors de son lavage. Bien mouiller avec l'eau distillée pour le plaquer correctement ;
 - Mettre en marche la pompe à vide après avoir relié la cuve correctement au circuit de vide d'air ;
 - Fermer le robinet du flacon anti-reflux pour faire le vide sous le filtre ;
 - Verser l'échantillon préparé dans l'éprouvette délicatement sur le filtre pour éviter la fuite de MES par les côtés du filtre ;
 - Une fois l'échantillon entièrement passé, laisser la pompe à vide en marche pendant quelques secondes pour bien fixer les matières filtrées sur le filtre ;
 - Rincer l'éprouvette graduée avec de l'eau distillée pour récupérer les éventuelles matières restées dans cette dernière et la vider toujours sur le filtre. Étape à répéter plusieurs fois si nécessaire ;
 - Rincer les bords du creuset d'aspiration à l'aide de la pipette d'eau distillée pour récupérer les éventuelles matières restées dessus et les faire passer par le filtre. Étape à répéter plusieurs fois si nécessaire ;
 - Pour des eaux très chargées en matières en suspension, il est possible que certaines macro-particules restent accrochées sur les bords du porte-filtre. Dans ce cas, avec le pinceau, ramasser les particules et les remettre sur le filtre avec la pipette d'eau distillée ;
- Attention : ne pas décoller le filtre avec le pinceau !
- Ouvrir le robinet du flacon anti-reflux pour arrêter de faire le vide sous le filtre ;
 - Arrêter la pompe à vide ;
 - Décoller le filtre à l'aide de la pince ;
 - Le placer délicatement sur la coupelle en aluminium correspondante.

74. Phase de séchage a l'étuve

- Après avoir laissé le filtre sécher pour que toute l'eau se soit évaporée, peser à nouveau le filtre et sa barquette (en suivant les précautions données en 71) ;
- Remettre le filtre et sa coupelle dans l'étuve pour environ 1h ;
- Répéter la pesée pour être sûr que toute l'eau se soit évaporée (si ce n'est pas le cas, remettre le filtre et la coupelle à l'étuve pendant 1h et recommencer).

75. Mesure des MES

Peser le filtre ayant retenu les MES de l'échantillon et noter les résultats sur la fiche de résultats.

La masse de MES est déterminée par la relation :

POIDS DU FILTRE SOUILLE – POIDS DU FILTRE VIERGE

La mesure faite se rapporte bien entendu aux 250ml (ou plus) de l'échantillon. Pour ramener la masse de MES au litre ou autre, il suffit de multiplier par un facteur correspondant.

Annexe 8. Détermination des incertitudes sur les flux d'eau et de polluants

Le §2.5 présente les méthodes d'obtention des différentes données de débits nécessaires à l'étude hydraulique des systèmes et des échantillons d'eau pour l'analyse des concentrations en micropolluants. Des incertitudes entachent ces mesures. N'ayant pu assurer l'ensemble de la chaîne de détermination des incertitudes, le calcul des incertitudes n'a pas été présenté dans le corps du manuscrit de thèse. Cette annexe prétend ici discuter des différentes incertitudes de mesures qui ont été quantifiées tant pour les flux d'eau que pour les flux de micropolluants.

81. Les flux d'eau

i. Sites à la source

Les débits d'eau présentés pour les sites à la source et la référence ASP sont obtenus par une double mesure par auget basculant et débitmètre électromagnétique ou une combinaison des deux, suivant la gamme du débit. Les incertitudes sur cette grandeur seront donc dépendantes du capteur utilisé et donc de la gamme dans laquelle se trouve la mesure.

a. L'auget

L'auget basculant est responsable de l'acquisition des données de débit sur la gamme [0 ; 95] L/h. Le calcul du débit sur un pas de temps de 2 minutes se fait par la relation :

$$Q_{auget} = Nb * V_{auget} * \frac{60}{2}$$

Avec :

Q_{auget} le débit en L/h mesuré par l'auget basculant,

Nb le nombre de basculement mesurés par la centrale d'acquisition,

V_{auget} le volume d'eau nécessaire à la bascule de l'auget (20 mL théorique pour les modèles mis en place).

L'incertitude sur la valeur temporelle du pas de temps est considérée comme négligeable.

Avant chaque installation, chacun des augets basculant a été soumis à un étalonnage de basculement massique permettant d'identifier l'erreur liée au basculement (20g \equiv 20 mL) (Cf. Tableau A.48).

On obtient alors les incertitudes types et les incertitudes relatives suivantes :

	Incertitude type	Incertitude relative
	u(Vauget) (mL)	u(Vauget)/Vauget
Asphalte	0.16	0.8%
CSR	0.20	1.0%
Tranchée	0.08	0.4%
Noue	0.15	0.7%

Tableau A.48 : Tableaux de résultats d'étalonnages statiques de chacun des 4 augets utilisés sur les sites de l'Ecocampus et leurs incertitudes associées

Asphalte	Statique			Tranchée	Statique		
	Masse de basculement	Bac de Gauche	Bac de Droite		Masse de basculement	Bac de Gauche	Bac de Droite
	1	19.97	19.85		1	20.13	19.96
	2	19.98	19.85		2	20.10	20.14
	3	19.93	19.86		3	20.08	20.04
	4	20.08	20.07		4	20.07	20.07
	5	19.91	20.12		5	19.98	20.12
	6	20.26	19.90		6	19.91	20.01
	7	20.26	20.20		7	19.94	20.05
	8	20.12	19.98		8	19.98	20.13
	9	20.27	19.80		9	19.90	20.11
	10	20.20	19.85		10	20.01	20.11
	Moyenne par Bac (g)	20.10	19.95		Moyennes par Bac	20.01	20.07
	Masse moyenne de basculement Auget (g)	20.023			Masse moyenne de basculement Auget (g)	20.042	
	u(Volume de bascule)	0.16			u(Volume de bascule)	0.08	
CSR	Statique			Noüe	Statique		
	Masse de basculement	Bac de Gauche	Bac de Droite		Masse de basculement	Bac de Gauche	Bac de Droite
	1	19.97	19.94		1	19.99	20.10
	2	19.92	19.91		2	19.97	19.85
	3	20.11	20.06		3	19.90	20.24
	4	19.70	20.29		4	20.05	19.90
	5	20.06	19.93		5	20.04	20.36
	6	20.33	20.31		6	19.94	20.28
	7	19.78	20.27		7	20.09	19.93
	8	19.91	20.35		8	19.86	20.21
	9	20.12	20.19		9	20.13	20.10
	10	20.10	20.34		10	19.91	20.07
	Moyennes par Bac	20.00	20.16		Moyennes par Bac	19.99	20.10
	Masse moyenne de basculement Auget (g)	20.0795			Masse moyenne de basculement Auget (g)	20.046	
	u(Volume de bascule)	0.20			u(Volume de bascule)	0.15	

Par construction un auget basculant tend à sous-estimer les débits qu'il mesure à cause du phénomène de sur-remplissage (Bertrand-Krajewski et al., 2000). L'incertitude de mesure sur le nombre de basculement semble globalement comprise entre 1% et 6% pour des augets de 20g. Cette information a été confirmée dans notre cas par le constructeur qui, de par leur expérience *in situ*, a identifié une dérive de l'ordre de 4%. L'acquisition du nombre de basculement se faisant par contact sec (impulsion électrique « tout ou rien ») il est raisonnable d'estimer que l'incertitude produite par cette source est nulle.

On a donc :

$$u(Nb) = 4\%$$

b. Le débitmètre électromagnétique (EM)

Le débitmètre EM est responsable de l'acquisition des débits sur la gamme [85;3500] L/h.

Si l'acquisition de la mesure se fait par simple lecture des données transmises par le capteur, deux sources d'incertitudes ont été identifiées : l'incertitude intrinsèque au capteur et la dérive de mesure par transmission de la donnée depuis le capteur jusqu'à la centrale d'acquisition par courant 4-20 mA.

Les incertitudes liées au capteur ont été fournies par le constructeur et une loi mathématique, fonction du débit mesuré par le capteur, a été tirée afin de pouvoir déterminer la valeur de l'incertitude à tout instant :

$$u(\text{capteur}) = 5.7738 * Q^{-0.347}$$

Des essais de mesures de la dérive du signal entre la valeur affichée par le capteur et la valeur effectivement acquise par la centrale d'acquisition ont également été effectués. Si elles se révèlent très variables, aucune de ces dérives n'a jamais dépassé les 0.4% de la valeur de débit mesurée. Se plaçant délibérément dans le cas le plus défavorable, nous considérerons donc une incertitude systématique due au transfert de donnée de 0.4% de la valeur de débit acquise par la centrale d'acquisition.

Nous obtenons donc une incertitude type pour les valeurs de débit obtenues par le débitmètre EM :

$$u(Q_{em}) = u(\text{capteur}) + u(\text{signal}) = 5.7738 * Q_{em}^{-0.347} + 0.004 * Q_{em}$$

ii. Site centralisé

Les débits à l'entrée comme à la sortie du bassin centralisé de Django-Reinhardt sont mesurés par un couplage hauteur-vitesse dans des conduites circulaires ($\Phi_{\text{entrée}} = 1600$ mm ; $\Phi_{\text{sortie}} = 600$ mm).

Le débit Q_{DjR} aux exutoires DjR Entrée et DjR Sortie du site centralisé est donc calculé par une relation classique :

$$Q_{DjR} = f(h, U) = Sm(h) * U = \left(R^2 \text{Arccos} \left(1 - \frac{h}{R} \right) - (R - h) \sqrt{2hR - h^2} \right) * U$$

Avec :

- h la hauteur d'eau dans la conduite [m],
- R le rayon de la conduite considérée [m] ($R_{\text{entrée}} = 0.8$ m ; $R_{\text{sortie}} = 0.3$ m),
- $Sm(h)$ la section mouillée [m²] correspondant à une hauteur d'eau h [m],
- U la vitesse moyenne d'écoulement [m/s].

Les différentes sources d'incertitudes identifiées qui alimentent le calcul sont :

- L'incertitude intrinsèque des capteurs,
- Les étalonnages (spécifiquement l'étalonnage du capteur de hauteur d'eau),
- Les incertitudes empiriques tirées de la connaissance et de la surveillance du site.

Le calcul des incertitudes pour ce site sont fait à l'aide du logiciel EVOHE développé par l'entreprise ALISON, en partenariat avec le personnel du laboratoire DEEP. Ce logiciel permet dans notre cas la correction, la validation et la détermination des incertitudes des données de débit au pas de temps de 2 minutes.

iii. Les surfaces

Les calculs des volumes d'eau et de certains débits à l'exutoire des sites de l'Ecocampus nécessitent l'utilisation de surfaces. L'incertitude pour les surfaces est déterminée par le constructeur du matériel de mesure de longueur que nous avons utilisé comme étant :

$$u(l) = 0.0006 + 0.0004 * l$$

l : la longueur mesurée [m]

Pour le bassin versant du site centralisé Django Reinhardt, la surface mesurée est celle fournie par les relevés de la Métropole de Lyon. Il ne nous est donc pas possible de connaître l'incertitude entachant cette donnée.

82. Les flux de micropolluants

Théoriquement, les incertitudes sur les concentrations (dissoutes autant que particulaires) tiennent compte de 3 facteurs indépendants :

- L'analyse des échantillons "moyens",
- La représentativité de l'échantillon moyen par rapport à l'évènement pluvieux considéré,
- Les conditions de conditionnement, conservation, transport de l'échantillon avant l'analyse.

La prise en compte de ces facteurs peut être numérisé sous la forme de coefficients *a priori* indépendants nous permettant de poser (Bertrand-Krajewski and Bardin, 2001):

$$CME_t = \mu_{ana} \cdot \mu_{rep} \cdot \mu_{con} \cdot C_{ech}$$

Avec :

CME_t la concentration moyenne événementielle totale mesurée en analysant l'échantillon,

μ les facteurs représentant les erreurs liées aux différents facteurs énoncés plus haut $\in [0 ; 1]$: μ_{ana} l'erreur liée à l'analyse de l'échantillon, μ_{rep} l'erreur liée à la représentativité de l'échantillon moyen, et μ_{con} l'erreur liée aux conditions de conditionnement, conservation et transport de l'échantillon,

C_{ech} la concentration réelle de l'échantillon moyen.

i. Analyses en laboratoires

Comme énoncé plus haut, les laboratoires retournent en principe les concentrations des différents polluants différenciées par phase : la phase dissoute ou particulaire. Une "reconstruction" de la concentration totale est donc faite telle que :

$$CME_t = CME_d + CME_p$$

Avec :

CME_d la concentration en phase dissoute [ng/L ou µg/L]

CME_p la concentration en phase particulaire [ng/L ou µg/L]

La concentration en phase particulaire étant souvent donnée comme une teneur sur les particules, il est dans ce cas nécessaire de la multiplier par la concentration en MES afin d'obtenir une concentration moyenne événementielle totale. On obtient alors :

$$CME_t = CME_d + CME_{MES} \cdot \tau p$$

Avec :

CME_d la concentration en phase dissoute [ng/L ou µg/L],

τp la teneur en polluant en phase solide [ng/mg ou µg/mg].

CME_{MES} la concentration moyenne événementielle en MES [mg/L],

Le Tableau A.49 ci-après récapitule, l'ensemble des incertitudes d'analyses fournies par les laboratoires.

Les concentrations moyennes événementielles en matières en suspension ont été déterminées par nos soins pour chacun des évènements échantillonnés. Les concentrations CME_{MES} ont été déterminées suivant le protocole donné en Annexe 7 par la formule :

$$CME_{MES} = \frac{M_{filtré}}{V_{filtré}} = \frac{M_{fplein} - M_{fvide}}{V_{filtré}}$$

Avec :

$M_{filtrée}$ la masse de MES obtenue après filtration [mg],

$V_{filtré}$ le volume d'échantillon filtré à chaque triplicat [L],

M_{fplein} la masse du filtre après filtration et séchage [mg],

M_{fvide} la masse du filtre sec avant filtration [mg].

Les incertitudes pour les mesures de masses de MES par balance sont de :

$$u(masse) = 0.08 \text{ mg}$$

La verrerie utilisée est une verrerie classique de classe A avec les incertitudes habituelles pour ce type de matériel.

Tableau A.49 : Liste des incertitudes des analyses pour l'ensemble des substances

	Dissous	Particulaire		Dissous	Particulaire
	u(Cd)/Cd	u(Cs)/Cs		u(Cd)/Cd	u(Cs)/Cs
	%	%		%	%
Arsenic	8%	9%	2,4-MCPA	10%	15%
Cadmium	7%	6%	Mecoprop	10%	15%
Cobalt	6%	10%	Carbendazime	10%	15%
Chrome	11%	13%	Simazine	10%	15%
Cuivre	11%	18%	N-(3,4 dichlorophényl)-N-(méthyl)-urée	10%	15%
Manganese	10%	11%	Isoproturon	10%	15%
Molybdène	9%	52%	Atrazine	10%	15%
Nickel	12%	21%	Diuron	10%	15%
Plomb	9%	7%	Diflufenicanil	10%	15%
Strontium	9%	8%	AMPA	12%	18%
Titane	23%	21%	Glyphosate ammonium	12%	18%
Vanadium	15%	12%	Glyphosate	12%	18%
Zinc	12%	8%	Bisphénol A	29%	81%
Baryum	7%	9%	Nonylphenol-1-carboxylé	24%	97%
Naphtalène	24%	93%	4-Tert-Octylphénol	4%	8%
Acénaphthylène	19%	25%	Octylphénol-mono-éthoxylé	73%	43%
Acénaphène	25%	51%	Octylphénol-di-éthoxylé	34%	55%
Fluorène	34%	25%	4-Nonylphénol	4%	18%
Phénanthrène	17%	33%	Nonylphénol-di éthoxylé	36%	54%
Anthracène	25%	25%	Nonylphénol-mono-éthoxylé	36%	54%
Fluoranthène	19%	48%	BDE-28	25%	28%
Pyrène	38%	37%	BDE-47	25%	104%
Benzo(a)anthracène	53%	50%	BDE-100	25%	25%
Chrysène	53%	67%	BDE-99	25%	140%
Benzo(b)fluoranthène	25%	56%	BDE-154	25%	32%
Benzo(k)fluoranthène	25%	25%	BDE-153	25%	41%
benzo(a)pyrène	25%	25%	BDE-183	25%	67%
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	25%	25%	BDE-205	25%	25%
Dibenzo(a,h)anthracène	25%	25%	BDE-209	25%	63%
Benzo(g,h,i)pérylène	25%	25%			

ii. Représentativité, conditionnement, conservation et transport

Pour les incertitudes sur le site centralisé de Django Reinhardt, la chaîne d'incertitudes quasi-complète peut être retrouvée dans (Sébastien, 2013).

Les difficultés rencontrées au cours du projet pour l'obtention de nos échantillons à l'exutoire des systèmes à la source ont été présentées au §2.5. Dû à l'incomplétude des échantillons, récupérés très souvent dans des bidons, la mise en œuvre d'un dispositif permettant d'identifier et de quantifier précisément les sources d'erreurs et les incertitudes qu'elles engendrent, a été jugée trop coûteuse en temps et les résultats que nous aurions pu obtenir d'une qualité trop faible. Seuls deux éléments de la chaîne d'incertitude sur les sites de l'Ecocampus ont pu être évalués : l'incertitude sur l'acquisition et le transfert des données de débits depuis les capteurs jusqu'au préleveur automatique en passant par centrale d'acquisition et l'incertitude sur les volumes effectivement prélevés par les préleveurs.

a. Acquisition et transfert de données

L'acquisition des données de débit se fait grâce à plusieurs capteurs que nous avons déjà présentés. Le transfert des données depuis le capteur jusqu'à la centrale d'acquisition, sa lecture par la centrale puis son émission jusqu'au préleveur et enfin sa réception par le préleveur sont autant d'étapes sources d'incertitudes que nous avons pu identifier (Cf. Schéma en Figure A.66) :

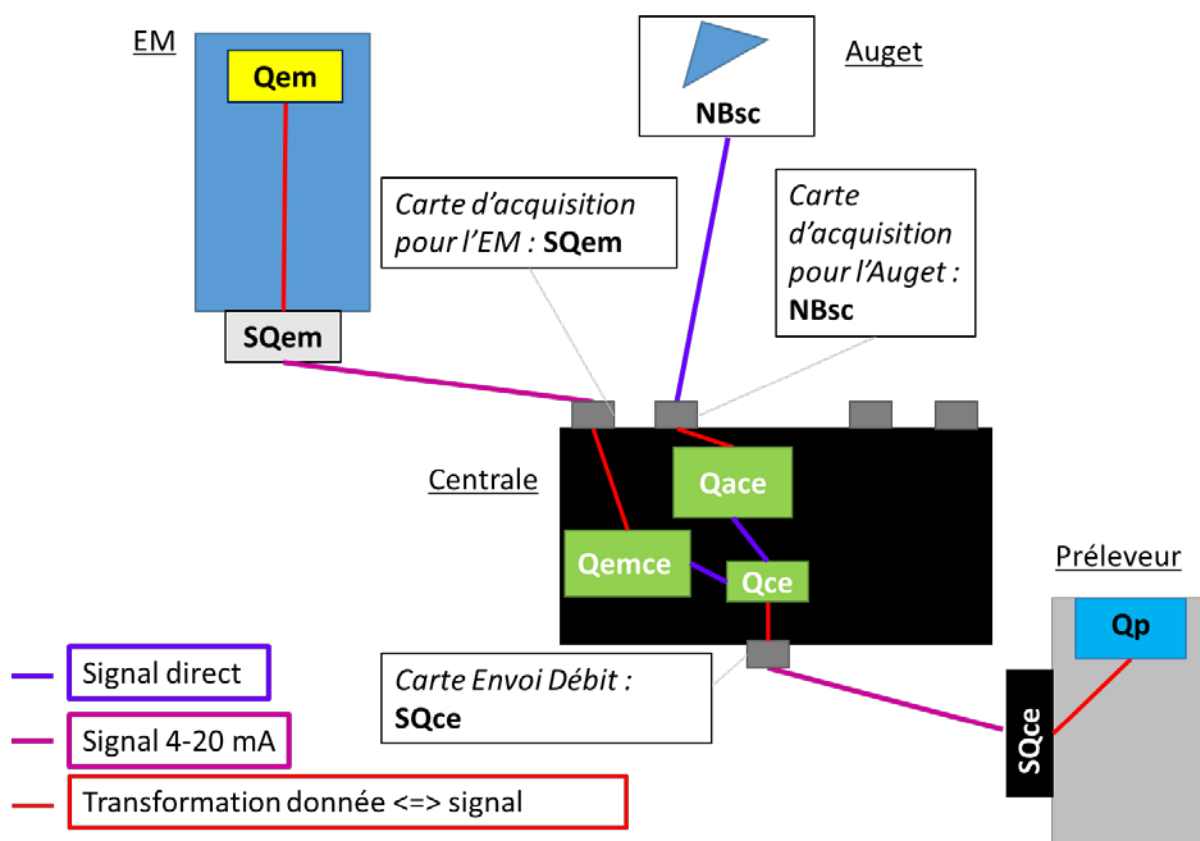


Figure A.66 : Chaîne des différents transferts de signaux pouvant induire des incertitudes

- Du capteur à la centrale

Nous avons pu déjà discuter de ce phénomène dans le §2.5:

- la qualité du signal du nombre de basculement (NB_{sc}) en contact sec de l'auget ne souffre d'aucune incertitude quand reçu par la centrale (mais garde son incertitude propre liée au capteur)
- le signal fournit par le débitmètre électromagnétique (SQem) induit une incertitude systématique de 4% sur la valeur de débit acquise par la centrale dans le cas le plus défavorable (en plus de l'incertitude propre lié au capteur).

- Le traitement par la centrale

Après avoir reçu les données provenant des capteurs, la centrale travaille donc en interne avec deux valeurs de débits : Q_{emce} provenant de l'Em et Q_{ace} calculé à partir de l'auget.

Comme expliqué dans la Partie 2, suivant les valeurs de débit observé, la centrale traite automatiquement quelle valeur de débit Q_{ce} doit être transmise au préleveur automatique (Q_{emce} , Q_{ace} ou $\frac{Q_{emce}+Q_{ace}}{2}$). On estime que les calculs effectués par la centrale sont exacts et que les incertitudes des données sont celles déjà déterminées dans le paragraphe précédent (ou leur propagation dans le cas d'un débit Q_{ce} résultant de la combinaison des débits mesurés).

- De la centrale au préleveur automatique

Le signal de débit SQ_{ce} est ainsi transmis depuis la centrale d'acquisition et est réceptionné par le préleveur automatique. Des incertitudes ont été mesurées ici tant sur la qualité du signal transmis par la centrale que par la carte d'acquisition de données du préleveur automatique. L'incertitude type traduisant l'ensemble des incertitudes sur cette étape de pilotage du préleveur par la centrale d'acquisition a été calculée comme étant :

$$u(\text{pilotage}) = \begin{cases} \text{si } Q_{ce} \leq 15 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1} : -0,0034 \cdot Q_{ce} + 0,0606 \cdot Q_{ce} \\ \text{si } Q_{ce} > 15 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1} : 7\% * Q_{ce} \end{cases}$$

b. Incertitude sur les volumes prélevés

Les incertitudes sur le volume prélevé V_{pr} ont été mesurées expérimentalement comme étant :

$$u(V_{pr}) = 3 \cdot 10^{-5} \cdot V_{pr}^2 - 0.013 \cdot V_{pr} + 6.399$$

Annexe 9. Comparaison des masses par m² de surface active sur les références (les « entrées ») à la source et centralisée

Le Tableau A.50 présente les résultats du test de Wilcoxon appliqué aux masses totales par m² de surface active pour les sites de DjR Entrée et du site Asphalte, représentant les apports respectivement du site centralisé et des sites décentralisés.

Le tableau ci-dessous donne pour chacun des sites :

- la valeur *Q10* du 10^{ème} percentile
- la valeur *Med* de la médiane
- la valeur *Q90* du 90^{ème} percentile
- la valeur *CV* du coefficient de variation (Ecart type/moyenne)
- la valeur de la *Pvalue* issue du test de Wilcoxon testant si les distributions sont significativement différentes ou non au seuil de 5%. Pour rappel une *Pvalue* < 0.05 indique que les distributions sont statistiquement différentes (cases grises) ;
- si elles ne sont pas statistiquement différentes, la valeur de la médiane *Med_réfs* de la distribution issue de la fusion des deux distributions des sites de référence DjR Entrée et Asphalte.

Les tendances observables pour les masses au m² actif sont les mêmes que celles vues pour les concentrations.

On constate que 31 substances sur 41 (76%) ne montrent pas de différences significatives entre l'entrée du bassin Django Reinhardt et la référence Asphalte (*Pvalue* > 0.05), là encore principalement du fait de la variabilité inter-événementielle (coefficients de variation en grande majorité supérieurs à 100%).

La majorité des dix substances présentant des distributions significativement différentes sont les mêmes que pour les concentrations, sauf pour le diuron, le strontium et le nonylphénol-diéthoxylé.

- ⇒ On observe ici des gammes d'apports au bassin de Django Reinhardt qui ne sont pas fondamentalement différentes de celles du parking de référence ASP. Quand les flux au m² de surface active sont effectivement différents entre ces deux sites, chacune des substances montrent des masses au m² actif sur l'entrée de Django Reinhardt bien supérieures à celles du parking Asphalte.

Tableau A.50 : Données statistiques des masses par m² de surface active (MSa) totales pour les sites de référence DjR Entrée et Asphalte

			DjR Entrée				Asphalte				Pvalue WCX	Med_réfs
			Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV		
ETM	As	(µg)	4.84	22.13	46.64	68%	1.65	10.95	101.59	158%	0.423	16.93
	Cd	(µg)	0.82	4.63	15.75	90%	0.11	1.39	14.08	150%	0.149	2.26
	Co	(µg)	4.72	62.49	285.25	118%	0.77	5.57	67.92	154%	0.059	17.67
	Cr	(µg)	27.11	190.73	316.60	64%	7.88	89.85	443.70	138%	0.277	108.36
	Cu	(µg)	56.37	579.15	2096.06	100%	19.18	155.30	736.63	130%	0.058	243.94
	Mn	(µg)	147.25	1282.20	3731.43	91%	51.61	445.92	6981.03	166%	0.423	1052.40
	Mo	(µg)	2.33	20.66	776.53	169%	0.00	0.00	0.00	-	0.001	-
	Ni	(µg)	16.11	150.99	253.28	75%	9.93	35.32	283.01	130%	0.287	80.96
	Pb	(µg)	17.63	215.58	763.86	104%	5.93	41.85	484.01	159%	0.171	79.98
	Sr	(µg)	425.90	1187.64	2607.72	67%	93.73	342.88	1379.67	112%	0.015	-
	Ti	(µg)	232.64	1031.43	2918.59	85%	177.06	1848.51	14562.30	146%	0.606	1057.92
	V	(µg)	17.46	74.29	190.12	73%	7.98	44.45	465.34	145%	0.815	63.64
Zn	(µg)	723.35	4854.05	13343.94	87%	70.82	438.05	3693.69	137%	0.005	-	
Ba	(µg)	162.75	1090.35	10996.60	176%	39.70	310.74	2745.04	149%	0.139	559.62	
pest.	Car	(ng)	106.00	440.40	1291.13	79%	8.06	100.62	1117.15	157%	0.145	225.99
	Atr	(ng)	0.35	10.39	1435.30	158%	0.00	18.03	1252.70	174%	0.769	11.40
	Di	(ng)	4.97	124.52	691.65	115%	0.00	3.17	179.93	214%	0.042	-
Bis	BPA	(ng)	3740.22	5631.48	21323.08	77%	366.57	780.21	4057.34	102%	0.005	-
AP	NPEC1	(ng)	1155.75	4195.16	7586.28	71%	0.00	0.00	218.13	171%	0.003	-
	4-OP	(ng)	72.04	464.09	1159.73	84%	47.87	76.54	1736.72	143%	0.463	206.85
	OP1EO	(ng)	142.65	772.01	5811.55	137%	56.35	220.59	1172.17	103%	0.202	458.99
	OP2EO	(ng)	28.59	116.79	378.89	89%	10.69	31.53	184.46	113%	0.268	52.07
	4-NP	(ng)	1399.73	4212.15	20139.15	102%	469.03	1277.50	8345.48	122%	0.072	2761.26
	NP2EO	(ng)	323.28	1984.74	4050.80	72%	56.40	222.64	1737.99	107%	0.048	-
	NP1EO	(ng)	357.08	3950.91	8224.12	84%	0.00	0.00	508.41	177%	0.005	-
HAP	Nap	(ng)	223.39	2332.77	54802.37	183%	276.68	1606.54	8701.37	110%	0.606	2275.19
	Ace	(ng)	20.56	117.39	1247.56	134%	10.11	31.57	150.36	105%	0.036	-
	Flu	(ng)	29.97	243.89	1098.98	92%	51.01	78.99	363.97	85%	0.236	181.42
	Phe	(ng)	131.37	1149.49	3881.34	87%	125.18	903.43	3133.79	97%	0.673	1149.49
	Flh	(ng)	134.79	1466.57	3802.90	82%	91.87	969.62	2799.11	94%	0.370	1302.51
	Pyr	(ng)	143.90	1640.14	3425.01	76%	68.37	753.51	2443.05	99%	0.200	1084.85
	BaA	(ng)	62.85	491.82	2443.38	96%	9.39	218.49	1510.89	126%	0.167	446.02
	Chr	(ng)	53.78	700.67	1511.56	73%	11.03	329.84	2490.77	143%	0.370	602.26
	BbF	(ng)	54.23	1138.89	2491.61	88%	26.40	366.05	1677.43	108%	0.321	725.22
	BkF	(ng)	33.86	233.70	1372.72	130%	18.42	36.05	126.67	82%	0.046	-
	BaP	(ng)	22.23	395.66	783.94	79%	31.18	90.16	626.03	126%	0.277	251.12
	IP	(ng)	20.52	391.49	2206.59	111%	106.68	227.80	958.30	89%	0.423	373.78
	Bper	(ng)	131.17	493.32	2085.81	96%	106.68	232.54	977.51	89%	0.236	391.49
		ΣHAP légers	(ng)	471.02	3165.62	61244.15	164%	555.51	3669.92	11381.24	95%	0.541
	ΣHAP Lourds	(ng)	689.54	7184.81	19654.99	83%	629.74	4865.86	12914.38	91%	0.370	5890.31
	Σ16HAP	(ng)	1160.56	9672.27	80056.87	130%	1198.82	10061.96	20207.10	83%	0.606	9672.27
PBDE	B183	(ng)	10.99	22.62	87.26	82%	5.35	41.39	157.16	108%	1.000	32.01
	B205	(ng)	5.13	13.31	55.56	110%	3.51	63.77	445.20	156%	0.267	45.60
	B209	(ng)	0.00	1769.96	2884.19	84%	8.28	178.92	6226.54	188%	0.455	564.76
	Σ6PBDE	(ng)	0.00	0.00	63.14	307%	0.00	0.00	184.14	278%	0.539	0.00
MES	(mg)	69.77	538.53	1543.36	96%	53.30	2580.53	13342.93	145%	0.330	1020.46	

Annexe 10. Comparaison des masses par m² de surface active sur les « sorties » à la source et centralisée

Le Tableau A.51 ci-dessous donne pour chacun des sites :

- la valeur Q_{10} du 10^{ème} percentile
- la valeur Med de la médiane
- la valeur Q_{90} du 90^{ème} percentile
- la valeur CV du coefficient de variation (Ecart type/moyenne)
- la valeur de la $Pvalue$ issue du test de Kruskal-Wallis testant si les distributions de l'ensemble des quatre sites de sorties sont significativement différentes ou non au seuil de 5%. Pour rappel une $Pvalue < 0.05$ indique que les distributions sont statistiquement différentes (cases grises) ; si elles ne sont pas statistiquement différentes, la valeur de la médiane $Med_Sorties$ de la distribution issue de la fusion des quatre sites
- la valeur de la $Pvalue$ issue du test de Kruskal-Wallis testant si les distributions des trois sites de gestion à la source sont significativement différentes ou non au seuil de 5%. Pour rappel une $Pvalue < 0.05$ indique que les distributions sont statistiquement différentes (cases grises) ;
- si elles ne sont pas statistiquement différentes, la valeur de la médiane $Med_Sources$ de la distribution issue de la fusion des trois sites à la source.

Le Tableau A.52 reprend pour chaque site décentralisé les valeurs en Q_{10} , médiane Med et Q_{90} ainsi que la médiane issue de la fusion des trois sites à la source $Med_Sources$. Sont ajoutés les valeurs des $Pvalue$ issues des tests de Wilcoxon pour chaque appariement de sites possibles (CSR-Tranchée, CSR-Noue et Tranchée-Noue), sur le même modèle que pour les concentrations ainsi que les médianes correspondantes à la fusion de leurs distributions respectives ($Med_CSR, Tra, Med_CSR, Nou, et Med_Tra, Nou$).

On constate que 10 substances sur 41 (24%) et 1 somme de substances montrent des distributions en masses par m² de surface active non significativement différentes entre l'ensemble des quatre sorties ($Pvalue > 0.05$). Ces substances sont principalement des PBDEs. Comme pour les concentrations, on note que les familles de polluants présentant le plus de différences sont les métaux et les HAPs avec l'apparition de disparité pour les alkylphénols. Seuls quatre substances présentent des distributions significativement différentes entre les trois sites de gestion à la source : le molybdène et le plomb (SP, DCE) majoritairement du fait de leur non détection à l'exutoire de la CSR et de l'absence de rejets fréquente à l'exutoire de la noue, 4-NP (SPD, DCE) et le NP2EO (SP, DCE) (là aussi majoritairement du fait de sa non détection sur la CSR et de l'absence de rejets fréquente à l'exutoire de la noue).

On constate ici des tendances un peu différentes que pour les concentrations. La CSR ne se démarque plus vraiment des deux autres sites à la source notamment concernant les HAPs. L'action des sites à la source, que ce soit par action sur les concentrations pour la CSR ou sur les volumes d'eaux semble donner des résultats de flux de micropolluants faibles à nuls. Les différences concernent principalement quelques ETM et alkylphénols.

Les sites noue et tranchée montrent des distributions en MSa non significativement différentes pour l'ensemble des polluants à l'exception du 4-NP (SPD, DCE) et la carbendazime.

La noue présente une action très marquée sur les flux de micropolluants avec des substances présentant des médianes à zéro rejets. L'intérêt de la diminution des

volumes d'eau par cet ouvrage est ici évident de par sa capacité à limiter fortement les rejets de micropolluants.

- ⇒ La majorité des composés montrent des flux de micropolluants plus importants à l'exutoire du site DjR Sortie qu'à l'exutoire des autres sites à la source en Q10 (91%), en médiane (98%) et en Q90 (59%) dans une moindre mesure. Il semblerait ainsi que, malgré la variabilité inter-événementielle forte observée sur les sites de la CSR (57% des substances ont un $CV > 100\%$), de la Tranchée (98%) et de la Noue (100%) les rejets effectifs par m^2 de surface active soient moindres sur des petites surfaces de gestion des eaux pluviales à la source que sur un ouvrage centralisé de type bassin de rétention, notamment pour la noue qui présente des rejets médians nuls pour plus des trois quarts des substances.

Tableau A.51 : Données statistiques des masses par m² de surface active (MSa) totales pour les sites de de gestion des eaux pluviales centralisé DJR Sortie et décentralisés CSR, Tranchée et Noue

			DJR Sortie				CSR				Tranchée				Noue				Pvalue KW Sorties	Med Sorties	Pvalue KW Sources	Med Sources
			Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV	Q10	Med	Q90	CV				
ETM	As	(µg)	4.17	10.81	23.32	57%	2.96	5.54	29.92	103%	0.07	4.72	41.26	187%	0.00	0.00	86.52	239%	0.054	5.3	0.080	3.9
	Cd	(µg)	0.63	2.38	8.34	91%	0.02	0.11	0.57	125%	0.00	0.25	2.59	170%	0.00	0.00	1.17	243%	0.000	0.3	0.141	0.07
	Co	(µg)	0.95	12.17	51.22	105%	0.11	0.76	2.42	87%	0.01	0.90	8.06	170%	0.00	0.00	21.59	231%	0.019	0.9	0.182	0.40
	Cr	(µg)	19.69	50.91	115.22	59%	2.73	13.41	54.37	99%	0.35	13.37	185.43	173%	0.00	0.00	241.72	241%	0.032	14.5	0.205	8.2
	Cu	(µg)	53.77	220.85	475.06	63%	14.75	34.52	238.23	115%	0.78	33.40	360.28	199%	0.00	0.00	377.35	234%	0.003	38.4	0.085	22.88
	Mn	(µg)	126.25	452.77	860.85	61%	2.02	10.40	33.84	89%	0.94	28.55	441.34	156%	0.00	0.00	1173.04	230%	0.002	26.9	0.132	7.7
	Mo	(µg)	7.98	46.15	219.77	110%	0.00	0.00	0.00	NaN	0.04	1.60	18.96	211%	0.00	0.00	28.04	243%	0.000	0.4	0.002	0.00
	Ni	(µg)	15.10	49.42	96.37	65%	0.00	4.97	96.09	178%	0.38	9.93	210.26	226%	0.00	0.00	222.13	246%	0.031	17.5	0.468	3.7
	Pb	(µg)	10.14	71.04	160.93	74%	0.00	0.00	0.00	NaN	0.08	5.86	48.72	189%	0.00	0.00	93.95	231%	0.000	1.0	0.002	0.0
	Sr	(µg)	360.41	646.13	1610.35	61%	339.26	486.99	2792.50	97%	11.81	474.60	5533.56	204%	0.00	0.00	5808.42	234%	0.092	476.0	0.072	429.0
	Ti	(µg)	123.33	298.84	1294.43	98%	1.05	18.43	95.52	133%	0.19	56.74	825.93	157%	0.00	0.00	2684.59	231%	0.012	32.5	0.261	8.4
	V	(µg)	13.93	34.43	99.92	70%	5.32	13.57	76.25	113%	0.22	10.43	139.39	191%	0.00	0.00	236.67	236%	0.039	13.57	0.104	7.41
Zn	(µg)	858.95	1820.85	3279.48	43%	0.00	0.00	156.08	209%	0.91	72.13	862.83	193%	0.00	0.00	367.21	202%	0.000	72.1	0.070	4.4	
Ba	(µg)	125.56	376.83	879.75	64%	8.72	45.31	157.23	94%	0.88	51.77	451.70	185%	0.00	0.00	1030.65	227%	0.005	51.9	0.200	30.8	
pest.	Car	(ng)	8.87	423.50	12321.17	175%	0.00	44.72	494.88	176%	0.01	2.55	60.43	138%	0.00	0.00	13.70	247%	0.023	2.35	0.127	0.05
	Atr	(ng)	0.31	10.37	497.67	154%	0.00	0.00	182.74	142%	0.00	1.70	711.85	292%	0.00	0.00	16636.20	300%	0.341	0.88	0.726	0.00
	Di	(ng)	10.80	101.28	49874.25	295%	0.00	0.00	83.96	204%	0.00	0.00	0.16	184%	0.00	0.00	0.00	300%	0.001	0.0	0.102	0.00
Bis	BPA	(ng)	4740.38	5450.98	15916.29	59%	84.78	517.27	2846.45	116%	14.74	329.37	1199.54	106%	0.00	0.00	4858.57	183%	0.007	422.7	0.371	311.90
AP	NPEC1	(ng)	0.00	1281.16	6935.33	143%	36.19	75.55	461.83	102%	3.81	102.79	733.92	176%	0.00	16.05	465.95	191%	0.252	69.41	0.273	68.31
	4-OP	(ng)	53.35	318.94	1618.10	113%	17.77	133.12	1065.43	143%	2.22	85.50	842.51	143%	0.00	13.24	1950.20	230%	0.177	126.40	0.336	96.51
	OP1EO	(ng)	265.89	668.83	4109.37	115%	0.00	131.34	433.34	96%	5.23	106.25	1724.42	183%	0.00	10.93	1179.07	239%	0.032	108.66	0.355	94.49
	OP2EO	(ng)	33.59	55.56	106.54	53%	5.90	17.07	96.56	123%	0.98	32.55	86.45	96%	0.00	1.25	64.18	221%	0.033	22.21	0.104	9.19
	4-NP	(ng)	1020.58	3261.79	18051.74	114%	0.00	1982.12	11544.25	127%	52.00	1334.12	24457.45	201%	0.00	0.00	588.90	196%	0.009	1402.0	0.047	398.74
	NP2EO	(ng)	454.15	826.68	2560.41	76%	0.00	0.00	0.00	NaN	13.78	125.96	2606.86	177%	0.00	0.00	627.16	224%	0.001	0.0	0.004	0.0
NP1EO	(ng)	344.10	1247.71	6242.25	119%	0.00	0.00	451.26	169%	0.00	90.28	889.48	153%	0.00	0.00	20.71	175%	0.003	20.1	0.159	0.00	
HAP	Nap	(ng)	167.06	1335.32	48067.22	194%	36.15	134.04	915.91	106%	0.00	323.74	1256.22	107%	0.00	0.00	4754.03	274%	0.009	252.7	0.174	104.4
	Ace	(ng)	19.11	86.93	586.56	113%	2.39	21.60	98.17	110%	0.00	36.94	231.27	158%	0.00	0.00	221.21	236%	0.019	29.5	0.274	8.9
	Flu	(ng)	29.28	133.84	1074.21	110%	12.89	37.80	45.63	39%	0.00	41.15	400.56	188%	0.00	0.00	295.56	242%	0.009	38.0	0.157	25.61
	Phe	(ng)	73.89	601.13	2087.59	86%	11.69	34.57	219.81	169%	2.63	87.64	456.19	112%	0.00	0.00	1941.30	277%	0.003	48.9	0.167	34.1
	Flh	(ng)	44.06	760.44	1303.89	69%	1.27	5.59	42.35	154%	2.80	12.38	196.22	146%	0.00	0.00	1667.87	275%	0.001	11.4	0.071	7.0
	Pyr	(ng)	58.21	788.57	1271.21	69%	0.96	1.54	17.38	115%	0.00	7.70	274.81	142%	0.00	0.00	148.75	208%	0.000	7.9	0.152	1.5
	BaA	(ng)	17.70	296.79	1044.81	97%	2.14	3.44	19.00	85%	0.00	13.37	166.98	198%	0.00	0.00	123.21	242%	0.001	14.1	0.209	3.3
	Chr	(ng)	12.49	227.61	450.48	73%	1.62	2.61	14.43	85%	0.94	13.03	136.87	159%	0.00	0.00	134.27	194%	0.001	12.5	0.081	2.6
	BbF	(ng)	23.69	491.68	985.98	79%	4.20	6.74	37.26	85%	0.00	26.23	327.49	198%	0.00	0.00	241.65	242%	0.002	23.6	0.209	6.5
	BkF	(ng)	6.75	153.81	429.32	95%	4.20	6.74	37.26	85%	0.00	26.23	327.49	198%	0.00	0.00	241.65	242%	0.012	20.9	0.209	6.5
	BaP	(ng)	0.00	90.00	385.88	100%	7.10	11.42	63.09	85%	0.00	44.40	554.46	198%	0.00	0.00	409.11	242%	0.302	23.3	0.209	11.0
	IP	(ng)	0.00	42.38	967.03	150%	24.30	39.07	215.86	85%	0.00	151.93	1897.18	198%	0.00	0.00	1399.85	242%	0.471	38.4	0.209	37.8
	Bper	(ng)	0.00	247.31	1609.21	179%	24.30	39.07	215.86	85%	0.00	151.93	1897.18	198%	0.00	0.00	1399.85	242%	0.482	38.4	0.209	37.8
	ΣHAP légers	(ng)	311.45	2045.23	52052.81	178%	104.59	231.41	1299.87	97%	32.61	595.40	3109.66	114%	106.87	558.08	12138.32	176%	0.044	690.6	0.811	484.0
	ΣHAP Lourds	(ng)	188.34	3201.07	7598.47	74%	94.61	181.48	844.78	83%	60.30	703.25	8381.53	173%	128.80	1081.28	10561.95	155%	0.047	735.3	0.422	589.2
Σ16HAP	(ng)	499.79	5246.30	57755.47	145%	221.89	382.92	2042.53	88%	92.91	1298.65	11491.19	152%	241.82	1636.29	22700.27	165%	0.043	1499.7	0.692	963.2	
PBDE	B183	(ng)	13.23	19.54	53.55	63%	1.22	15.42	72.72	117%	0.28	15.85	86.23	135%	0.00	1.98	93.88	218%	0.285	15.54	0.332	10.19
	B205	(ng)	4.15	54.41	73.94	82%	0.00	8.16	36.94	114%	0.00	0.00	8.07	146%	0.00	0.37	36.21	184%	0.098	4.15	0.243	2.99
	B209	(ng)	47.13	224.59	940.60	89%	0.00	0.00	144.22	180%	0.16	5.48	291.12	151%	0.00	0.86	270.59	215%	0.023	5.5	0.338	1.33
	Σ6PBDE	(ng)	32.14	55.78	191.35	79%	10.09	19.49	67.21	78%	2.64	17.98	178.86	170%	2.21	17.29	168.00	154%	0.179	22.66	0.824	19.49
MES	(mg)	56.64	192.08	403.38	69%	0.00	4.56	199.83	144%	3.05	48.73	604.76	122%	0.00	0.00	2659.87	273%	0.094	12.6	0.140	9.1	

Tableau A.52 : Données statistiques des masses totales par m² de surface active pour les sites de de gestion des eaux pluviales à la source CSR, Tranchée et Noue entre eux

			CSR	Tranchée	Noue	Med Sources	Pvalue KW CSR-Tra	Med CSR,Tra	Pvalue KW CSR-Nou	Med CSR,Nou	Pvalue KW Tra-Nou	Med Tra,Nou
			Med	Med	Med							
ETM	As	(μg)	2.96	0.07	0.00	2.39	0.315	5.04	0.033	3.69	0.186	1.18
	Cd	(μg)	0.02	0.00	0.00	2.43	0.905	0.14	0.091	0.05	0.091	0.05
	Co	(μg)	0.11	0.01	0.00	2.31	0.905	0.90	0.076	0.37	0.186	0.14
	Cr	(μg)	2.73	0.35	0.00	2.41	0.968	13.37	0.091	4.99	0.186	4.32
	Cu	(μg)	14.75	0.78	0.00	2.34	0.604	33.40	0.027	17.32	0.158	6.99
	Mn	(μg)	2.02	0.94	0.00	2.30	0.278	18.72	0.103	4.29	0.124	6.33
	Mo	(μg)	0.00	0.04	0.00	2.43	0.000	0.00	0.065	0.00	0.186	1.02
	Ni	(μg)	0.00	0.38	0.00	2.46	0.657	6.77	0.643	3.17	0.186	3.66
	Pb	(μg)	0.00	0.08	0.00	2.31	0.000	0.00	0.173	0.00	0.124	0.76
	Sr	(μg)	339.26	11.81	0.00	2.34	0.400	477.39	0.027	419.36	0.158	128.83
	Ti	(μg)	1.05	0.19	0.00	2.31	0.400	25.64	0.178	6.91	0.218	6.96
	V	(μg)	5.32	0.22	0.00	2.36	0.604	11.41	0.033	6.39	0.186	2.03
Zn	(μg)	0.00	0.91	0.00	2.02	0.024	6.49	0.517	0.00	0.158	20.95	
Ba	(μg)	8.72	0.88	0.00	2.27	0.905	49.71	0.091	19.54	0.186	12.73	
pest.	Car	(ng)	0.00	0.01	0.00	2.47	0.860	2.55	0.197	0.00	0.027	0.05
	Atr	(ng)	0.00	0.00	0.00	3.00	0.849	0.05	0.657	0.00	0.434	0.03
	Di	(ng)	0.00	0.00	0.00	3.00	0.477	0.00	0.043	0.00	0.082	0.00
Bis	BPA	(ng)	84.78	14.74	0.00	1.83	0.416	329.37	0.270	301.18	0.371	147.20
AP	NPEC1	(ng)	36.19	3.81	0.00	1.91	0.613	81.69	0.187	67.21	0.220	45.97
	4-OP	(ng)	17.77	2.22	0.00	2.30	0.397	124.50	0.230	107.53	0.398	52.36
	OP1EO	(ng)	0.00	5.23	0.00	2.39	0.955	106.25	0.326	87.78	0.175	51.35
	OP2EO	(ng)	5.90	0.98	0.00	2.21	1.000	22.21	0.039	9.17	0.136	5.24
	4-NP	(ng)	0.00	52.00	0.00	1.96	0.866	1469.89	0.042	113.37	0.023	186.69
	NP2EO	(ng)	0.00	13.78	0.00	2.24	0.003	0.00	0.400	0.00	0.069	75.31
	NP1EO	(ng)	0.00	0.00	0.00	1.75	0.368	20.08	0.442	0.00	0.054	7.51
HAP	Nap	(ng)	36.15	0.00	0.00	2.74	0.910	252.71	0.060	66.14	0.207	60.98
	Ace	(ng)	2.39	0.00	0.00	2.36	0.910	28.04	0.132	5.81	0.243	8.39
	Flu	(ng)	12.89	0.00	0.00	2.42	0.710	37.95	0.074	24.24	0.148	11.30
	Phe	(ng)	11.69	2.63	0.00	2.77	0.297	36.94	0.157	25.33	0.133	29.13
	Flh	(ng)	1.27	2.80	0.00	2.75	0.113	9.52	0.074	1.77	0.091	7.46
	Pyr	(ng)	0.96	0.00	0.00	2.08	0.373	5.40	0.157	1.34	0.102	1.38
	BaA	(ng)	2.14	0.00	0.00	2.42	0.529	10.65	0.157	2.99	0.148	3.08
	Chr	(ng)	1.62	0.94	0.00	1.94	0.113	11.11	0.157	2.27	0.075	6.25
	BbF	(ng)	4.20	0.00	0.00	2.42	0.529	20.89	0.157	5.87	0.148	6.04
	BkF	(ng)	4.20	0.00	0.00	2.42	0.529	20.89	0.157	5.87	0.148	6.04
	BaP	(ng)	7.10	0.00	0.00	2.42	0.529	35.36	0.157	9.94	0.148	10.23
	IP	(ng)	24.30	0.00	0.00	2.42	0.529	121.01	0.157	34.01	0.148	34.99
	Bper	(ng)	24.30	0.00	0.00	2.42	0.529	121.01	0.157	34.01	0.148	34.99
	ΣHAP légers	(ng)	104.59	32.61	106.87	1.76	0.481	484.02	0.940	231.41	0.933	595.40
ΣHAP Lourds	(ng)	94.61	60.30	128.80	1.55	0.200	589.19	0.604	181.48	0.933	703.25	
Σ16HAP	(ng)	221.89	92.91	241.82	1.65	0.370	963.19	0.825	382.92	0.933	1298.65	
PBDE	B183	(ng)	1.22	0.28	0.00	2.18	0.955	15.54	0.150	4.36	0.329	3.74
	B205	(ng)	0.00	0.00	0.00	1.84	0.104	3.84	0.387	5.08	0.592	0.19
	B209	(ng)	0.00	0.16	0.00	2.15	0.181	1.80	0.710	0.00	0.329	2.62
	Σ6PBDE	(ng)	10.09	2.64	2.21	1.54	0.662	19.49	0.683	19.49	1.000	17.98
MES	(mg)	0.00	3.05	0.00	2.73	0.090	12.63	0.855	2.28	0.111	10.56	

Annexe 11. Concentrations totales, dissoutes et particulaires pour l'ensemble des sites étudiés

		Garnier (2019)												Sébastien (2013)											
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		C _{Et}	C _S	C _S	C _S	C _{Et}	C _S	C _S	C _S	C _{Et}	C _S	C _S	C _S	C _{Et}	C _S	C _{Et}	C _S	C _{Et}	C _S	C _{Et}	C _S	C _{Et}	C _S	C _{Et}	C _S
As	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	1.82	1.29	NaN	NaN	0.10	1.26	NaN	NaN	1.72	0.04	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III µg/L	0.38	1.32	NaN	NaN	0.18	1.32	NaN	NaN	0.20	0.03	NaN	NaN	0.63	0.67	0.34	0.36	0.29	0.32	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV µg/L	1.05	0.99	0.33	NaN	0.17	0.99	0.20	NaN	0.87	0.00	0.13	NaN	1.53	1.23	0.43	0.41	1.10	0.82	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2.94	1.05	0.60	0.60	2.34	0.45
	VI µg/L	0.64	1.08	0.78	NaN	0.15	1.03	0.57	NaN	0.49	0.06	0.20	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/L	2.18	1.25	1.90	NaN	0.26	1.06	1.08	NaN	1.92	0.19	0.82	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.81	0.57	0.30	0.30	0.51	0.27
	VIII µg/L	0.51	1.21	0.97	1.24	0.16	1.15	0.79	1.18	0.35	0.06	0.18	0.06	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX µg/L	12.76	1.46	0.82	1.53	0.41	1.41	0.50	1.31	12.35	0.05	0.32	0.22	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/L	7.10	1.34	1.01	2.85	0.75	1.25	0.37	1.52	6.35	0.09	0.64	1.33	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.82	0.35	0.30	0.20	0.52	0.15
	XI µg/L	NaN	1.57	0.85	2.42	NaN	1.57	0.61	1.51	NaN	0.00	0.24	0.91	1.67	0.98	0.37	0.46	1.30	0.51	1.67	1.15	0.60	0.60	1.07	0.55
	XII µg/L	3.74	1.50	0.46	NaN	0.25	1.44	0.29	NaN	3.49	0.06	0.17	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Cd	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	0.20	0.02	NaN	NaN	0.01	0.01	NaN	NaN	0.19	0.01	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1.07	1.03	1.00	1.00	0.07	0.03
	III µg/L	0.04	0.01	NaN	NaN	0.01	0.01	NaN	NaN	0.02	0.01	NaN	NaN	0.09	0.10	0.06	0.07	0.03	0.03	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV µg/L	0.12	0.01	0.01	NaN	0.01	0.01	0.01	NaN	0.12	0.00	0.01	NaN	0.17	0.12	0.07	0.06	0.10	0.06	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1.06	0.20	0.10	0.10	0.96	0.10
	VI µg/L	0.04	0.01	0.02	NaN	0.01	0.01	0.01	NaN	0.04	0.01	0.02	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/L	0.18	0.05	1.07	NaN	0.01	0.01	0.62	NaN	0.16	0.05	0.45	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.19	0.13	0.00	0.10	0.19	0.03
	VIII µg/L	0.07	0.04	0.07	0.07	0.01	0.01	0.01	0.04	0.05	0.03	0.07	0.03	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1.12	1.33	1.00	1.00	0.12	0.33
	IX µg/L	1.46	0.02	0.04	0.04	0.02	0.01	0.02	0.02	1.44	0.01	0.02	0.02	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/L	1.83	0.01	0.02	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	1.83	0.01	0.02	0.03	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.31	0.12	0.03	0.03	0.29	0.10
	XI µg/L	NaN	0.02	0.02	0.03	NaN	0.01	0.01	0.01	NaN	0.02	0.02	0.03	0.19	0.10	0.02	0.02	0.16	0.08	0.32	0.16	0.10	0.10	0.22	0.06
	XII µg/L	0.43	0.03	0.01	NaN	0.01	0.01	0.01	NaN	0.42	0.02	0.01	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Co	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	1.33	0.10	NaN	NaN	0.02	0.06	NaN	NaN	1.31	0.04	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III µg/L	0.14	0.03	NaN	NaN	0.03	0.03	NaN	NaN	0.14	0.03	NaN	NaN	0.74	0.78	0.51	0.49	0.23	0.29	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV µg/L	0.57	0.05	0.08	NaN	0.03	0.05	0.03	NaN	0.57	0.00	0.08	NaN	1.30	1.04	0.48	0.48	0.82	0.56	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	17.90	1.60	1.00	0.00	16.90	1.60
	VI µg/L	0.33	0.10	0.11	NaN	0.03	0.05	0.03	NaN	0.33	0.05	0.11	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/L	2.56	0.14	0.60	NaN	0.08	0.05	0.15	NaN	2.48	0.09	0.45	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2.50	0.00	0.00	0.00	2.50	0.00
	VIII µg/L	0.17	0.12	0.20	0.11	0.03	0.06	0.03	0.05	0.17	0.06	0.20	0.06	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX µg/L	8.40	0.13	0.13	0.22	0.30	0.06	0.03	0.11	8.10	0.07	0.13	0.12	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/L	5.11	0.25	0.28	0.89	0.80	0.06	0.03	0.17	4.31	0.19	0.28	0.72	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	5.20	1.00	1.00	0.00	4.20	1.00
	XI µg/L	NaN	0.10	0.16	0.58	NaN	0.06	0.03	0.09	NaN	0.05	0.16	0.49	2.48	1.16	0.19	0.17	2.29	0.98	3.00	1.00	1.00	0.00	2.00	1.00
	XII µg/L	2.29	0.37	0.08	NaN	0.03	0.11	0.03	NaN	2.29	0.26	0.08	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Cr	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	10.48	1.28	NaN	NaN	0.10	0.60	NaN	NaN	10.39	0.68	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III µg/L	1.64	0.94	NaN	NaN	0.22	0.77	NaN	NaN	1.42	0.17	NaN	NaN	3.27	3.84	1.55	1.61	1.72	2.23	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV µg/L	4.52	1.99	3.64	NaN	0.12	0.96	0.29	NaN	4.39	1.03	3.35	NaN	8.93	6.38	2.24	2.04	6.69	4.33	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	16.30	2.87	0.80	0.70	15.50	2.17
	VI µg/L	3.21	3.56	2.67	NaN	0.25	0.51	0.69	NaN	3.21	3.06	1.98	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/L	17.06	1.19	18.60	NaN	0.09	0.48	0.70	NaN	16.97	0.71	17.91	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	15.20	2.70	0.80	0.70	14.40	2.00
	VIII µg/L	4.18	2.86	2.74	4.37	0.16	0.46	0.84	2.09	4.02	2.40	1.90	2.28	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX µg/L	54.32	3.10	4.84	5.84	0.15	0.47	0.92	1.85	54.16	2.63	3.92	3.98	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/L	34.91	2.96	4.66	7.46	0.25	0.62	0.57	1.04	34.66	2.34	4.09	6.43	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	4.78	1.37	0.40	0.40	4.38	0.97
	XI µg/L	NaN	2.26	3.82	6.83	NaN	0.55	0.76	0.92	NaN	1.71	3.06	5.92	13.05	6.61	1.23	1.14	11.81	5.47	7.17	4.70	0.90	2.00	6.27	2.70
	XII µg/L	15.61	4.08	2.49	NaN	0.09	2.48	0.28	NaN	15.52	1.60	2.21	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Cu	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	22.99	7.85	NaN	NaN	1.94	7.40	NaN	NaN	21.05	0.46	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	55.49	33.14	19.00	19.00	36.49	14.14
	III µg/L	6.18	6.23	NaN	NaN	3.26	6.23	NaN	NaN	2.92	0.05	NaN	NaN	15.31	16.04	10.25	10.37	5.06	5.68	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV µg/L	10.25	5.42	4.09	NaN	1.75	5.42	3.59	NaN	8.51	0.00	0.50	NaN	23.96	19.47	9.19	9.16	14.77	10.31	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	187.00	21.90	6.50	7.30	180.50	14.60
	VI µg/L	6.10	4.38																						

		Garnier (2019)																Sébastien (2013)							
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		C _{at}	C _{is}	C _{is}	C _{is}	C _{at}	C _{as}	C _{as}	C _{as}	C _{pt}	C _{ps}	C _{ps}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{pt}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{pt}	C _{ps}
Mn	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	39.40	18.45	3.00	4.10	36.40	14.35	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	106.55	1.90	NaN	NaN	0.50	0.50	NaN	NaN	106.55	1.40	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III µg/L	10.30	0.50	NaN	NaN	0.50	0.50	NaN	NaN	10.30	0.50	NaN	NaN	18.40	19.50	7.20	6.30	11.20	13.20	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV µg/L	41.56	1.23	5.30	NaN	0.90	0.30	0.45	NaN	40.66	0.93	4.86	NaN	47.56	36.68	7.26	8.86	40.29	27.82	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	296.00	35.60	25.30	6.60	270.70	29.00
	VI µg/L	21.33	0.80	6.64	NaN	0.10	0.10	0.10	NaN	21.33	0.80	6.64	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/L	193.35	1.45	32.83	NaN	25.56	0.21	8.43	NaN	167.79	1.24	24.40	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	56.50	29.30	3.50	1.40	53.00	27.90
	VIII µg/L	12.03	1.78	5.86	0.00	0.34	0.25	0.25	0.00	11.69	1.78	5.86	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX µg/L	840.44	1.54	9.22	9.62	191.10	0.25	0.30	0.25	649.34	1.54	8.92	9.62	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/L	587.94	7.00	23.51	49.97	348.30	0.50	1.01	0.43	239.64	6.50	22.50	49.53	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	59.80	15.20	2.70	1.80	57.10	13.40
	XI µg/L	NaN	1.35	7.61	31.39	NaN	0.28	0.76	1.00	NaN	1.07	6.85	30.39	64.34	32.71	1.66	2.05	62.68	30.65	71.10	36.10	5.10	4.10	66.00	32.00
	XII µg/L	151.57	3.01	6.61	NaN	0.67	0.79	0.58	NaN	150.91	2.22	6.04	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Mo	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1.64	1.13	0.81	0.84	0.83	0.30	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III µg/L	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	1.86	1.87	1.65	1.75	0.21	0.11	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV µg/L	0.00	0.00	0.11	NaN	0.00	0.00	0.11	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	2.54	2.35	2.12	2.12	0.41	0.23	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	24.60	0.00	16.60	0.00	8.00
	VI µg/L	0.00	0.00	0.41	NaN	0.00	0.00	0.36	NaN	0.00	0.00	0.06	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/L	0.00	0.00	0.53	NaN	0.00	0.00	0.28	NaN	0.00	0.00	0.25	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	31.00	5.00	23.50	4.80	7.50	0.20
	VIII µg/L	0.00	0.00	0.50	1.44	0.00	0.00	0.50	1.44	0.00	0.00	0.05	0.05	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX µg/L	0.00	0.00	0.33	0.96	0.00	0.00	0.33	0.96	0.00	0.00	0.05	0.05	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/L	0.00	0.00	0.22	0.72	0.00	0.00	0.22	0.72	0.00	0.00	0.03	0.03	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	13.80	1.00	5.10	0.00	8.70	1.00
	XI µg/L	NaN	0.00	0.42	0.81	NaN	0.00	0.42	0.81	NaN	0.00	0.03	0.03	1.59	1.17	0.79	0.95	0.79	0.22	1.00	7.30	0.00	5.50	1.00	1.80
	XII µg/L	0.00	0.00	0.26	NaN	0.00	0.00	0.26	NaN	0.00	0.00	0.03	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Ni	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	4.46	1.96	0.74	0.83	3.72	1.13	17.39	11.80	8.00	7.00	9.39	4.80	
	II µg/L	7.49	0.00	NaN	NaN	0.46	0.00	NaN	NaN	7.04	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	8.72	4.58	5.00	2.50	3.72	2.08
	III µg/L	4.20	0.00	NaN	NaN	3.67	0.00	NaN	NaN	0.53	0.00	NaN	NaN	1.87	2.46	1.34	1.77	0.54	0.69	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV µg/L	2.93	0.00	1.96	NaN	0.25	0.00	0.25	NaN	2.93	0.00	1.96	NaN	4.76	3.27	1.29	1.29	3.48	1.99	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	12.80	2.26	1.40	0.80	11.40	1.46
	VI µg/L	3.00	0.00	1.24	NaN	0.25	0.00	0.25	NaN	3.00	0.00	1.24	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/L	15.35	1.07	3.29	NaN	0.54	0.38	0.25	NaN	14.81	0.69	3.29	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	10.20	2.61	2.50	1.40	7.70	1.21
	VIII µg/L	1.64	1.94	4.57	4.38	0.49	0.82	0.51	3.27	1.15	1.12	4.06	1.11	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	14.20	14.47	7.00	5.00	7.20	9.47
	IX µg/L	34.75	2.83	2.61	4.24	0.25	0.63	0.49	3.02	34.75	2.20	2.12	1.22	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/L	21.99	1.50	2.92	6.04	0.75	0.54	0.25	1.72	21.23	0.96	2.92	4.32	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	5.03	1.65	1.40	0.90	3.63	0.75
	XI µg/L	NaN	6.80	4.61	6.39	NaN	0.86	0.84	1.19	NaN	5.94	3.77	5.20	10.01	10.31	0.73	1.03	9.28	9.28	6.70	3.50	1.70	1.50	5.00	2.00
	XII µg/L	13.06	6.31	2.65	NaN	0.74	1.03	1.13	NaN	12.32	5.28	1.52	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Pb	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	6.37	4.57	0.26	0.30	6.11	4.27	49.05	15.59	1.00	1.00	48.05	14.59	
	II µg/L	10.00	0.00	NaN	NaN	0.05	0.00	NaN	NaN	10.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	10.61	6.17	1.00	1.00	9.61	5.17
	III µg/L	1.19	0.00	NaN	NaN	0.05	0.00	NaN	NaN	1.19	0.00	NaN	NaN	2.23	2.65	0.41	0.44	1.82	2.21	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV µg/L	4.33	0.00	0.65	NaN	0.05	0.00	0.13	NaN	4.33	0.00	0.53	NaN	7.19	5.51	0.48	0.57	6.71	4.94	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	70.20	7.11	0.80	0.60	69.40	6.51
	VI µg/L	2.45	0.00	1.18	NaN	0.05	0.00	0.11	NaN	2.45	0.00	1.07	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/L	9.40	0.00	2.15	NaN	0.05	0.00	0.05	NaN	9.40	0.00	2.15	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	9.95	5.36	0.30	0.20	9.65	5.16
	VIII µg/L	1.67	0.00	1.42	0.00	0.05	0.00	0.05	0.00	1.67	0.00	1.42	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	15.53	6.94	1.00	1.00	14.53	5.94
	IX µg/L	59.30	0.00	0.87	1.15	0.05	0.00	0.05	0.12	59.30	0.00	0.87	1.03	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/L	37.95	0.00	1.01	3.87	0.14	0.00	0.05	0.05	37.80	0.00	1.01	3.87	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	11.30	2.92	0.30	0.40	11.00	2.52
	XI µg/L	NaN	0.00	1.03	2.53	NaN	0.00	0.05	0.12	NaN	0.00	1.03	2.41	12.21	4.45	0.27	0.31	11.93	4.14	16.00	7.13	0.40	0.50	15.60	6.63
	XII µg/L	16.53	0.00	0.57	NaN	0.10	0.00	0.05	NaN	16.43	0.00	0.57	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Sr	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	46.49	36.07	36.88	33.82	9.60	2.25	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	48.17	127.10	NaN	NaN	20.57	126.78	NaN	NaN	27.60	0.32	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III µg/L	30.66	141.61	NaN	NaN	29.27	141.61	NaN	NaN	1.39	0.05	NaN	NaN	105.46	85.85	102.74	82.97	2.72	2.89	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV µg/L	43.39	137.34	75.44	NaN	37.23	136.82	72.49	NaN	6.17	0.52	2.95	NaN	89.04	83.45	77.42	76.00	11.62	7.44	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V µg/L	NaN	NaN																						

		Garnier (2019)												Sébastien (2013)											
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		C _{at}	C _{is}	C _{is}	C _{is}	C _{at}	C _{as}	C _{as}	C _{as}	C _{at}	C _{ps}	C _{ps}	C _{ps}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{at}
Ti	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	103.10	52.70	0.23	3.43	102.87	49.27	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	441.69	15.13	NaN	NaN	0.19	0.27	NaN	NaN	441.50	14.86	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III µg/L	32.96	0.10	NaN	NaN	0.54	0.10	NaN	NaN	32.42	0.10	NaN	NaN	31.01	38.37	0.98	2.25	30.03	36.12	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV µg/L	111.49	0.96	11.06	NaN	0.43	0.76	2.83	NaN	111.06	0.20	8.23	NaN	153.61	94.87	2.82	1.06	150.80	93.80	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI µg/L	75.03	0.50	14.94	NaN	0.50	0.50	0.50	NaN	75.03	0.50	14.94	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII µg/L	645.94	1.77	57.30	NaN	0.22	0.10	0.38	NaN	645.72	1.77	56.92	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII µg/L	17.14	6.50	0.10	8.07	0.68	0.15	0.10	0.56	16.46	6.36	0.10	7.51	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX µg/L	1773.93	2.20	18.95	8.32	0.31	0.10	0.79	0.28	1773.62	2.20	18.16	8.03	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/L	1169.52	8.48	49.69	113.52	0.50	0.50	1.45	0.50	1169.52	8.48	48.24	113.52	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI µg/L	NaN	0.50	13.57	71.94	NaN	0.50	0.50	2.39	NaN	0.00	13.57	69.55	222.84	86.75	0.50	1.14	222.84	85.61	17.80	4.30	0.00	0.00	17.80	4.30
	XII µg/L	541.95	5.77	18.27	NaN	1.26	0.60	0.96	NaN	540.69	5.17	17.31	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
V	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3.79	2.58	0.93	1.05	2.86	1.53	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	10.62	2.92	NaN	NaN	1.03	2.66	NaN	NaN	9.59	0.26	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III µg/L	1.92	2.47	NaN	NaN	0.96	2.47	NaN	NaN	0.96	0.05	NaN	NaN	2.23	2.47	1.08	1.09	1.16	1.37	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV µg/L	4.27	1.73	1.09	NaN	0.60	1.73	0.57	NaN	3.67	0.00	0.52	NaN	5.56	4.13	0.89	0.87	4.67	3.26	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI µg/L	3.04	2.23	1.50	NaN	0.75	2.23	0.81	NaN	2.29	0.03	0.69	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII µg/L	19.99	2.16	5.73	NaN	0.92	2.06	1.35	NaN	19.07	0.10	4.38	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII µg/L	1.89	2.72	2.14	1.75	1.00	2.60	1.08	1.64	0.90	0.12	1.06	0.11	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX µg/L	57.39	3.70	2.55	3.06	0.76	3.61	1.19	2.41	56.63	0.09	1.36	0.65	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X µg/L	35.45	3.74	3.98	8.59	0.67	3.43	1.11	3.34	34.78	0.30	2.86	5.25	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI µg/L	NaN	4.33	2.81	6.53	NaN	4.27	1.76	3.06	NaN	0.06	1.06	3.46	8.94	4.33	1.49	1.47	7.45	2.86	5.55	3.58	1.70	1.80	3.85	1.78
	XII µg/L	16.61	3.54	1.58	NaN	1.08	3.34	0.91	NaN	15.53	0.20	0.67	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Zn	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	214.82	107.63	78.20	72.38	136.62	35.25	748.02	345.68	420.00	210.00	328.02	135.68	
	II µg/L	104.67	0.00	NaN	NaN	2.59	0.00	NaN	NaN	102.08	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III µg/L	22.53	0.00	NaN	NaN	9.80	0.00	NaN	NaN	12.73	0.00	NaN	NaN	194.53	208.33	157.00	167.60	37.53	40.73	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV µg/L	48.20	0.00	7.38	NaN	5.55	0.00	5.56	NaN	42.65	0.00	1.82	NaN	299.24	274.19	173.18	186.14	126.06	88.06	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI µg/L	22.75	0.00	7.85	NaN	4.05	0.00	3.62	NaN	18.70	0.00	4.23	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII µg/L	167.08	19.54	83.18	NaN	4.91	9.49	11.68	NaN	162.17	10.05	71.50	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII µg/L	19.93	11.99	18.63	89.41	4.68	9.42	1.00	86.71	14.32	2.57	18.63	2.70	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX µg/L	452.45	0.00	10.73	14.53	2.74	0.00	2.71	7.56	449.71	0.00	8.02	6.98	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X µg/L	289.80	15.26	13.94	15.07	1.00	11.12	3.72	2.33	289.80	4.15	10.22	12.74	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI µg/L	NaN	0.00	17.99	9.90	NaN	0.00	11.64	2.06	NaN	0.00	6.35	7.84	259.25	112.97	31.95	40.03	227.30	72.95	243.00	114.00	62.60	58.80	180.40	55.20
	XII µg/L	143.37	0.00	6.37	NaN	1.00	0.00	1.00	NaN	143.37	0.00	6.37	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Al	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1652.80	783.60	50.00	50.00	1652.80	783.60	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	6268.80	50.00	NaN	NaN	50.00	50.00	NaN	NaN	6268.80	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III µg/L	717.90	50.00	NaN	NaN	50.00	50.00	NaN	NaN	717.90	50.00	NaN	NaN	676.30	791.30	50.00	50.00	676.30	791.30	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV µg/L	2601.85	50.00	240.50	NaN	50.00	50.00	50.00	NaN	2601.85	0.00	240.50	NaN	2630.15	1867.60	50.00	50.00	2630.15	1867.60	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI µg/L	1437.20	50.00	426.20	NaN	50.00	50.00	50.00	NaN	1437.20	50.00	426.20	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII µg/L	12605.80	50.00	1816.90	NaN	50.00	50.00	50.00	NaN	12605.80	50.00	1816.90	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII µg/L	614.10	50.00	2613.50	551.30	50.00	50.00	50.00	50.00	614.10	50.00	2613.50	551.30	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX µg/L	39805.10	50.00	545.20	368.70	50.00	50.00	50.00	50.00	39805.10	50.00	545.20	368.70	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X µg/L	25133.10	213.60	1227.60	3665.00	50.00	50.00	50.00	50.00	25133.10	213.60	1227.60	3665.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI µg/L	NaN	50.00	456.20	2164.30	NaN	50.00	50.00	50.00	NaN	0.00	456.20	2164.30	3908.20	1470.60	50.00	50.00	3908.20	1470.60	1109.00	584.00	0.00	0.00	1109.00	584.00
	XII µg/L	10725.60	50.00	332.80	NaN	50.00	50.00	50.00	NaN	10725.60	50.00	332.80	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Ba	I µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	50.35	25.00	11.40	11.70	38.95	13.30	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II µg/L	74.25	5.00	NaN	NaN	10.90	5.00	NaN	NaN	63.35	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III µg/L	17.80	25.00	NaN	NaN	25.00	25.00	NaN	NaN	17.80	25.00	NaN	NaN	17.90	19.30	17.90	19.30	25.00	25.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV µg/L	20.75	2.50	2.50	NaN	2.50	2.50	2.50	NaN	20.75	0.00	2.50	NaN	56.20	42.05	21.60	21.90	34.60	20.15	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V µg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI µg/L	8.90	2.50	11.80	NaN	2.50	2.50	6.30	NaN	8.90</															

		Garnier (2019)																Sébastien (2013)							
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		C _{at}	C _{is}	C _{is}	C _{is}	C _{at}	C _{as}	C _{as}	C _{as}	C _{pt}	C _{ps}	C _{ps}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{pt}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{pt}	C _{ps}
Phe	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	92.95	41.42	22.00	19.50	70.95	21.92	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	492.29	9.64	NaN	NaN	11.00	9.50	NaN	NaN	481.29	0.14	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/L	39.81	8.00	NaN	NaN	19.50	8.00	NaN	NaN	20.31	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	183.83	89.92	43.30	34.30	140.53	55.62	
	IV ng/L	57.52	11.33	24.37	NaN	11.00	9.50	8.50	NaN	46.52	1.83	15.87	NaN	151.62	84.43	58.00	1.70	93.62	82.73	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/L	49.24	7.00	17.18	NaN	10.00	7.00	7.00	NaN	39.24	0.00	10.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/L	165.63	2.84	29.04	NaN	2.84	2.84	2.84	NaN	162.79	0.00	26.21	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/L	134.57	1.70	23.57	27.82	2.84	1.70	1.70	1.70	131.73	0.00	21.86	26.11	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/L	293.66	1.70	62.25	41.03	2.84	1.70	1.70	1.70	290.82	0.00	60.55	39.32	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/L	85.93	75.55	22.74	17.83	2.84	2.84	1.70	1.70	83.09	72.71	21.04	16.13	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/L	NaN	1.70	6.81	60.35	NaN	1.70	1.70	1.70	NaN	0.00	5.11	58.65	71.00	41.09	12.80	8.75	58.20	32.34	126.77	92.32	21.40	26.20	105.37	66.12
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
A	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	8.12	8.12	2.03	2.03	6.09	6.09	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	8.12	2.03	NaN	NaN	2.03	2.03	NaN	NaN	6.09	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/L	8.12	2.03	NaN	NaN	2.03	2.03	NaN	NaN	6.09	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/L	8.12	2.03	8.12	NaN	2.03	2.03	2.03	NaN	6.09	0.00	6.09	NaN	8.12	8.12	2.03	2.03	6.09	6.09	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/L	8.12	2.03	8.12	NaN	2.03	2.03	2.03	NaN	6.09	0.00	6.09	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/L	8.12	2.03	8.12	NaN	2.03	2.03	2.03	NaN	6.09	0.00	6.09	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/L	8.12	2.03	8.12	8.12	2.03	2.03	2.03	2.03	6.09	0.00	6.09	6.09	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/L	8.12	2.03	8.12	8.12	2.03	2.03	2.03	2.03	6.09	0.00	6.09	6.09	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/L	8.12	8.12	8.12	8.12	2.03	2.03	2.03	2.03	6.09	6.09	6.09	6.09	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/L	NaN	2.03	8.12	8.12	NaN	2.03	2.03	2.03	NaN	0.00	6.09	6.09	8.12	8.12	2.03	2.03	6.09	6.09	4.90	5.20	4.90	5.20	0.00	0.00
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Fh	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	99.95	31.53	21.50	21.50	78.45	10.03	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	311.23	0.46	NaN	NaN	19.00	0.46	NaN	NaN	292.23	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/L	35.25	0.46	NaN	NaN	25.50	0.46	NaN	NaN	9.75	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	234.65	113.78	12.20	10.90	222.45	102.88
	IV ng/L	53.96	18.50	19.88	NaN	20.00	18.50	18.50	NaN	33.96	0.00	1.38	NaN	150.43	87.10	25.50	0.46	124.93	86.64	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/L	27.04	0.46	1.84	NaN	19.00	0.46	0.46	NaN	8.04	0.00	1.38	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/L	226.53	0.77	25.07	NaN	3.45	0.77	0.46	NaN	223.08	0.00	24.61	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/L	116.38	0.46	2.15	1.84	0.46	0.46	0.77	0.46	115.92	0.00	1.38	1.38	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/L	265.48	0.46	1.84	1.84	0.77	0.46	0.46	0.46	264.72	0.00	1.38	1.38	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/L	105.39	2.15	19.03	21.81	1.60	0.77	0.46	0.46	103.79	1.38	18.57	21.35	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/L	NaN	0.77	1.84	51.01	NaN	0.77	0.46	0.46	NaN	0.00	1.38	50.55	112.12	45.09	5.10	3.40	107.02	41.69	127.54	59.22	8.40	8.80	119.14	50.42
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Pyr	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	93.62	33.80	26.00	24.50	67.62	9.30	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	234.37	0.40	NaN	NaN	21.00	0.40	NaN	NaN	213.37	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/L	26.69	0.40	NaN	NaN	25.50	0.40	NaN	NaN	1.19	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	262.30	117.95	11.10	8.50	251.20	109.45
	IV ng/L	24.07	0.40	1.58	NaN	0.40	0.40	0.40	NaN	23.68	0.00	1.19	NaN	165.83	87.42	31.00	0.40	134.83	87.02	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/L	28.62	0.40	1.58	NaN	22.50	0.40	0.40	NaN	6.12	0.00	1.19	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/L	176.97	0.40	21.50	NaN	2.20	0.40	1.65	NaN	174.77	0.00	19.85	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/L	99.18	0.40	1.58	1.58	0.66	0.40	0.40	0.40	98.52	0.00	1.19	1.19	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/L	233.72	0.40	46.48	1.58	0.66	0.40	0.40	0.40	233.06	0.00	46.09	1.19	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/L	87.09	4.24	17.29	18.37	0.66	3.05	0.66	0.40	86.43	1.19	16.63	17.98	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/L	NaN	0.66	1.58	1.84	NaN	0.66	0.40	0.66	NaN	0.00	1.19	1.19	113.18	39.28	5.40	3.90	107.78	35.38	119.66	47.77	10.00	9.60	109.66	38.17
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BaA	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	45.69	25.98	0.88	0.88	44.81	25.10	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	226.66	0.88	NaN	NaN	0.88	0.88	NaN	NaN	225.78	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/L	3.52	0.88	NaN	NaN	0.88	0.88	NaN	NaN	2.64	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/L	3.52	0.88	3.52	NaN	0.88	0.88	0.88	NaN	2.64	0.00	2.64	NaN	75.18	45.98	0.88	0.88	74.30	45.10	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/L	3.52	0.88	3.52	NaN	0.88	0.88	0.88	NaN	2.64	0.00	2.64	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/L	109.24	0.88	3.52	NaN	0.88	0.88	0.88</																	

		Garnier (2019)												Sébastien (2013)											
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		C _{at}	C _{is}	C _{is}	C _{is}	C _{at}	C _{as}	C _{as}	C _{as}	C _{at}	C _{ps}	C _{ps}	C _{ps}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{at}
Chr	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	27.12	4.01	0.67	0.67	26.45	3.34	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	155.42	0.67	NaN	NaN	0.67	0.67	NaN	NaN	154.75	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	4.70	0.67	NaN	NaN	0.67	0.67	NaN	NaN	4.04	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	15.32	0.67	2.67	NaN	0.67	0.67	0.67	NaN	14.65	0.00	2.00	NaN	72.43	47.12	0.67	0.67	71.76	46.46	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/L	2.67	0.67	2.67	NaN	0.67	0.67	0.67	NaN	2.00	0.00	2.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	25.48	9.30	
	VII ng/L	181.83	0.67	19.54	NaN	0.67	0.67	0.67	NaN	181.16	0.00	18.87	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	46.99	22.04	
	VIII ng/L	2.67	0.67	2.67	2.67	0.67	0.67	0.67	0.67	2.00	0.00	2.00	2.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	29.42	7.91	
	IX ng/L	267.76	0.67	2.67	2.67	0.67	0.67	0.67	0.67	267.09	0.00	2.00	2.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/L	99.68	2.67	2.67	12.82	0.67	0.67	0.67	0.67	99.02	2.00	2.00	12.15	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	25.82	2.74	
	XI ng/L	NaN	0.67	2.67	2.67	NaN	0.67	0.67	0.67	NaN	0.00	2.00	2.00	62.71	29.57	0.67	0.67	62.04	28.90	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BbF	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	57.70	20.11	1.73	1.73	55.97	18.39	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	341.17	1.73	NaN	NaN	1.73	1.73	NaN	NaN	339.45	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	23.15	1.73	NaN	NaN	1.73	1.73	NaN	NaN	21.42	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	6.90	1.73	6.90	NaN	1.73	1.73	1.73	NaN	5.18	0.00	5.18	NaN	110.86	74.75	1.73	1.73	109.13	73.03	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/L	6.90	1.73	6.90	NaN	1.73	1.73	1.73	NaN	5.18	0.00	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	35.27	16.32	
	VII ng/L	199.12	1.73	6.90	NaN	1.73	1.73	1.73	NaN	197.39	0.00	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	57.70	39.82	
	VIII ng/L	6.90	1.73	6.90	6.90	1.73	1.73	1.73	1.73	5.18	0.00	5.18	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	41.81	16.15	
	IX ng/L	157.16	1.73	6.90	6.90	1.73	1.73	1.73	1.73	155.43	0.00	5.18	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/L	96.63	6.90	6.90	6.90	1.73	1.73	1.73	1.73	94.90	5.18	5.18	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	47.76	18.06	
	XI ng/L	NaN	1.73	6.90	6.90	NaN	1.73	1.73	1.73	NaN	0.00	5.18	5.18	6.90	6.90	1.73	1.73	5.18	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BkF	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	6.90	6.90	1.73	1.73	5.18	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	6.90	1.73	NaN	NaN	1.73	1.73	NaN	NaN	5.18	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	6.90	1.73	NaN	NaN	1.73	1.73	NaN	NaN	5.18	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	6.90	1.73	6.90	NaN	1.73	1.73	1.73	NaN	5.18	0.00	5.18	NaN	6.90	6.90	1.73	1.73	5.18	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/L	6.90	1.73	6.90	NaN	1.73	1.73	1.73	NaN	5.18	0.00	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	15.77	4.32	
	VII ng/L	6.90	1.73	6.90	NaN	1.73	1.73	1.73	NaN	5.18	0.00	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	21.00	19.32	
	VIII ng/L	6.90	1.73	6.90	6.90	1.73	1.73	1.73	1.73	5.18	0.00	5.18	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	18.84	4.90	
	IX ng/L	6.90	1.73	6.90	6.90	1.73	1.73	1.73	1.73	5.18	0.00	5.18	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X ng/L	6.90	6.90	6.90	6.90	1.73	1.73	1.73	1.73	5.18	5.18	5.18	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	28.16	7.07	
	XI ng/L	NaN	1.73	6.90	6.90	NaN	1.73	1.73	1.73	NaN	0.00	5.18	5.18	6.90	6.90	1.73	1.73	5.18	5.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
BaP	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	11.69	11.69	2.92	2.92	8.77	8.77	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	11.69	2.92	NaN	NaN	2.92	2.92	NaN	NaN	8.77	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	11.69	2.92	NaN	NaN	2.92	2.92	NaN	NaN	8.77	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	11.69	2.92	11.69	NaN	2.92	2.92	2.92	NaN	8.77	0.00	8.77	NaN	11.69	11.69	2.92	2.92	8.77	8.77	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/L	11.69	2.92	11.69	NaN	2.92	2.92	2.92	NaN	8.77	0.00	8.77	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	14.47	0.00	
	VII ng/L	99.65	2.92	11.69	NaN	2.92	2.92	2.92	NaN	96.73	0.00	8.77	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	27.93	21.54	
	VIII ng/L	11.69	2.92	11.69	11.69	2.92	2.92	2.92	2.92	8.77	0.00	8.77	8.77	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	7.33	0.00	
	IX ng/L	11.69	2.92	11.69	11.69	2.92	2.92	2.92	2.92	8.77	0.00	8.77	8.77	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X ng/L	46.18	11.69	11.69	11.69	2.92	2.92	2.92	2.92	43.26	8.77	8.77	8.77	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	15.16	0.00	
	XI ng/L	NaN	2.92	11.69	11.69	NaN	2.92	2.92	2.92	NaN	0.00	8.77	8.77	58.19	11.69	2.92	2.92	55.27	8.77	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
IP	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	40.00	40.00	10.00	10.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	40.00	10.00	NaN	NaN	10.00	10.00	NaN	NaN	30.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	40.00	10.00	NaN	NaN	10.00	10.00	NaN	NaN	30.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	40.00	10.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	30.00	0.00	30.00	NaN	55.00	40.00	10.00	10.00	45.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/L	40.00	10.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	30.00	0.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	18.89	0.00	
	VII ng/L	55.00	10.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	45.00	0.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	30.03	0.00	
	VIII ng/L	40.00	10.00	40.00	40.00	10.00	10.00	10.00	10.00	30.00	0.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	32.71	
	IX ng/L	90.76	10.00	40.00																					

		Garnier (2019)																Sébastien (2013)									
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE			
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S		
		C _{at}	C _{is}	C _{is}	C _{is}	C _{at}	C _{as}	C _{as}	C _{as}	C _{pt}	C _{ps}	C _{ps}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{pt}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{pt}	C _{ps}		
D(a.h)A	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	40.00	40.00	10.00	10.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	II ng/L	40.00	10.00	NaN	NaN	10.00	10.00	NaN	NaN	30.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	III ng/L	40.00	10.00	NaN	NaN	10.00	10.00	NaN	NaN	30.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00			
	IV ng/L	40.00	10.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	30.00	0.00	30.00	NaN	40.00	40.00	10.00	10.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VI ng/L	40.00	10.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	30.00	0.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	VII ng/L	40.00	10.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	30.00	0.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	VIII ng/L	40.00	10.00	40.00	40.00	10.00	10.00	10.00	10.00	30.00	0.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	IX ng/L	40.00	10.00	40.00	40.00	10.00	10.00	10.00	10.00	30.00	0.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X ng/L	40.00	40.00	40.00	40.00	10.00	10.00	10.00	10.00	30.00	30.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	XI ng/L	NaN	10.00	40.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	0.00	30.00	30.00	40.00	40.00	10.00	10.00	30.00	30.00	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Bper	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	77.00	79.00	47.00	49.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	II ng/L	40.00	10.00	NaN	NaN	10.00	10.00	NaN	NaN	30.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	III ng/L	40.00	10.00	NaN	NaN	10.00	10.00	NaN	NaN	30.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	78.91	36.99	0.00	0.00	78.91	36.99	
	IV ng/L	40.00	10.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	30.00	0.00	30.00	NaN	55.00	55.00	10.00	10.00	45.00	45.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VI ng/L	40.00	10.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	30.00	0.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	40.17	0.00	0.00	0.00	40.17	0.00	
	VII ng/L	55.00	10.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	45.00	0.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	37.15	26.58	0.00	0.00	37.15	26.58	
	VIII ng/L	40.00	10.00	40.00	40.00	10.00	10.00	10.00	10.00	30.00	0.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	111.09	0.00	0.00	0.00	111.09	0.00	
	IX ng/L	93.25	10.00	40.00	40.00	10.00	10.00	10.00	10.00	83.25	0.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X ng/L	47.85	40.00	40.00	40.00	10.00	10.00	10.00	10.00	37.85	30.00	30.00	30.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	21.95	0.00	0.00	0.00	21.95	0.00	
	XI ng/L	NaN	10.00	40.00	40.00	NaN	10.00	10.00	10.00	NaN	0.00	30.00	30.00	55.00	40.00	10.00	10.00	45.00	30.00	NaN	NaN	45.88	0.00	0.00	45.88	0.00	
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
24M(MCPA)	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	II ng/L	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	III ng/L	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	IV ng/L	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.00	1.65	4.00	1.65	0.00	0.00	
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VI ng/L	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VII ng/L	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VIII ng/L	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IX ng/L	35.83	0.00	0.00	41.41	10.20	0.00	0.00	41.00	25.63	0.00	0.00	0.41	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	X ng/L	0.00	73.01	45.32	17.61	0.00	71.00	41.00	16.00	0.00	2.01	4.32	1.61	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	XI ng/L	NaN	141.01	0.00	32.68	NaN	141.00	0.00	31.00	NaN	0.01	0.00	1.68	83.39	1.36	73.00	0.00	10.39	1.36	NaN	NaN	4.80	1.73	4.00	1.65	0.80	0.08
	XII ng/L	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
Mec	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	II ng/L	0.00	42.00	NaN	NaN	0.00	42.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	III ng/L	62.00	0.00	NaN	NaN	62.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	IV ng/L	31.34	61.00	0.00	NaN	31.00	61.00	0.00	NaN	0.34	0.00	0.00	NaN	30.09	0.16	30.00	0.00	0.09	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VI ng/L	31.40	0.00	0.00	NaN	31.40	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VII ng/L	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VIII ng/L	61.00	0.00	0.00	0.00	61.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IX ng/L	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	X ng/L	0.00	0.00	12.02	0.00	0.00	0.00	11.00	0.00	0.00	0.00	1.02	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	XI ng/L	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.32	0.11	0.00	0.00	0.32	0.11	
	XII ng/L	61.00	0.26	0.00	NaN	61.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.26	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
Car	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	40.00	125.00	40.00	125.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	II ng/L	54.00	61.00	NaN	NaN	54.00	61.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	III ng/L	38.00	72.00	NaN	NaN	38.00	72.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	IV ng/L	29.42	28.00	0.07	NaN	29.00	28.00	0.00	NaN	0.42	0.00	0.07	NaN	48.00	35.00	48.00	35.00	0.00	0.00	41.89	42.97	29.60	28.70	12.29	14.27		

		Garnier (2019)																Sébastien (2013)							
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		C _{at}	C _{is}	C _{is}	C _{is}	C _{at}	C _{as}	C _{as}	C _{as}	C _{pt}	C _{ps}	C _{ps}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{pt}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{pt}	C _{ps}
NP2EO	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	87.16	66.29	81.62	65.31	5.54	0.99	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	51.84	0.00	NaN	NaN	0.64	0.00	16.74	NaN	51.19	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	20.75	0.00	NaN	NaN	12.97	0.00	NaN	NaN	7.78	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	62.25	0.00	78.32	NaN	55.05	0.00	75.44	NaN	7.20	0.00	2.89	NaN	155.07	73.68	139.03	64.50	16.04	9.19	NaN	NaN	NaN	NaN		
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VI ng/L	21.14	0.00	33.16	NaN	16.78	0.00	30.44	NaN	4.36	0.00	2.72	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII ng/L	84.40	0.00	16.77	144.21	74.70	0.00	13.58	140.14	9.71	0.00	3.19	4.07	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IX ng/L	130.38	0.00	28.13	0.00	126.28	0.00	23.61	0.00	4.10	0.00	4.51	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	X ng/L	141.50	0.00	69.25	74.98	139.13	0.00	65.10	73.83	2.37	0.00	4.16	1.15	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	XI ng/L	NaN	0.00	43.04	0.00	NaN	0.00	41.21	0.00	NaN	0.00	1.83	0.00	45.42	58.99	31.06	46.59	14.36	12.40	NaN	NaN	NaN	NaN		
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
NP1EO	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	116.73	42.07	113.37	40.82	3.36	1.24	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	82.11	32.16	NaN	NaN	18.02	29.28	14.12	NaN	64.09	2.88	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	0.00	0.00	22.82	NaN	0.00	0.00	17.47	NaN	0.00	0.00	5.35	NaN	215.87	85.50	194.16	79.18	21.71	6.33	NaN	NaN	NaN	NaN		
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VI ng/L	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VIII ng/L	0.00	0.00	18.53	25.44	0.00	0.00	14.77	21.91	0.00	0.00	3.75	3.52	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IX ng/L	49.84	44.06	48.24	18.10	42.85	25.35	37.81	11.55	6.99	18.70	10.42	6.54	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	X ng/L	0.00	56.98	18.04	0.00	0.00	16.93	14.12	0.00	0.00	40.06	3.92	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	XI ng/L	NaN	0.00	14.59	0.00	NaN	0.00	11.86	0.00	NaN	0.00	2.73	0.00	50.17	44.70	43.09	34.38	7.08	10.32	NaN	NaN	NaN	NaN		
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
B28	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	8.29	0.44	NaN	NaN	0.07	0.03	0.05	NaN	8.22	0.41	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	0.79	1.91	NaN	NaN	0.08	0.03	NaN	NaN	0.71	1.88	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	1.11	0.18	0.00	NaN	0.03	0.03	0.00	NaN	1.08	0.15	0.00	NaN	1.20	1.21	0.03	0.03	1.17	1.18	NaN	NaN	NaN	NaN		
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VI ng/L	0.00	2.35	0.62	NaN	0.00	0.08	0.06	NaN	0.00	2.26	0.56	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VIII ng/L	3.92	1.47	0.56	0.23	0.03	0.03	0.07	0.03	3.89	1.43	0.49	0.20	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IX ng/L	1.79	2.42	1.24	0.85	0.03	0.03	0.07	0.06	1.76	2.39	1.18	0.79	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	X ng/L	0.00	2.00	0.00	1.26	0.00	0.03	0.00	0.80	0.00	1.97	0.00	0.46	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	XI ng/L	NaN	0.78	1.31	1.74	NaN	0.78	1.05	1.23	NaN	0.00	0.25	0.50	2.40	1.72	1.25	1.20	1.14	0.52	NaN	NaN	NaN	NaN		
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
B47	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	14.71	0.04	NaN	NaN	0.04	0.04	0.18	NaN	14.67	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	1.62	2.16	NaN	NaN	0.12	0.09	NaN	NaN	1.49	2.07	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	6.66	2.47	0.24	NaN	0.04	0.14	0.15	NaN	6.62	2.33	0.10	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN		
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VI ng/L	3.06	0.39	0.18	NaN	0.04	0.12	0.11	NaN	3.02	0.27	0.07	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VIII ng/L	4.74	0.42	0.31	0.38	0.19	0.21	0.24	0.36	4.55	0.22	0.07	0.02	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IX ng/L	22.52	0.47	0.17	0.00	0.24	0.04	0.04	0.00	22.29	0.43	0.13	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	X ng/L	0.13	0.40	0.15	0.00	0.04	0.04	0.04	0.00	0.09	0.36	0.11	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	XI ng/L	NaN	0.04	0.13	0.00	NaN	0.04	0.04	0.00	NaN	0.00	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN		
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
B100	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1.10	1.16	1.04	1.08	0.06	0.08	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	22.49	0.60	NaN	NaN	0.23	0.21	0.24	NaN	22.26	0.39	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	1.11	1.33	NaN	NaN	0.38	0.19	NaN	NaN	0.73	1.14	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	1.99	0.79	0.87	NaN	0.12	0.35	0.21	NaN	1.87	0.44	0.66	NaN	0.67	0.91	0.04	0.24	0.64	0.67	NaN	NaN	NaN	NaN		
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VI ng/L	1.22	1.94	0.58	NaN	0.15	0.21	0.10	NaN	1.08	1.73	0.49	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	VIII ng/L	3.39	1.47	1.18	1.32	0.31	0.33	1.00	1.15	3.08	1.14	0.18	0.18	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IX ng/L	2.77	2.48	1.34	2.14	0.28	0.21	0.24	0.96	2.50	2.26	1.11	1.17	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	X ng/L	0.00	2.33	0.96	1.29	0.00	0.26	0.36	0.83	0.00	2.07	0.60	0.46	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	XI ng/L	NaN	0.60	1.05	1.52	NaN	0.60	0.54	0.54	NaN	0.00	0.51	0.98	1.23	0.95	0.04	0.04	1.20	0.91	NaN	NaN	NaN	NaN		
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN																				

		Garnier (2019)												Sébastien (2013)												
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	
		C _{at}	C _{is}	C _{is}	C _{is}	C _{at}	C _{as}	C _{as}	C _{as}	C _{pt}	C _{ps}	C _{ps}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{pt}	C _{ps}	C _{at}	C _{is}	C _{at}	C _{is}	C _{pt}	C _{ps}	
B99	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.25	0.43	0.19	0.33	0.06	0.10	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	II ng/L	10.86	0.38	NaN	NaN	0.07	0.08	0.07	NaN	10.80	0.31	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/L	0.58	0.00	NaN	NaN	0.15	0.00	NaN	NaN	0.43	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/L	1.97	1.33	0.77	NaN	0.07	0.84	0.51	NaN	1.90	0.49	0.26	NaN	0.44	1.99	0.30	0.31	0.14	1.67	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/L	1.17	0.00	0.45	NaN	0.10	0.00	0.04	NaN	1.07	0.00	0.41	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/L	3.39	0.00	0.36	0.34	0.04	0.00	0.18	0.04	3.36	0.00	0.19	0.30	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/L	3.81	0.00	0.62	1.43	0.04	0.00	0.04	0.04	3.77	0.00	0.58	1.40	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/L	0.66	0.00	0.64	0.00	0.02	0.00	0.02	0.00	0.64	0.00	0.62	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/L	NaN	0.00	0.29	0.00	NaN	0.00	0.04	0.00	NaN	0.00	0.26	0.00	4.68	0.56	0.04	0.04	4.65	0.52	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B154	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.11	0.06	0.05	0.05	0.06	0.01	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	4.17	0.16	NaN	NaN	0.05	0.06	0.04	NaN	4.11	0.11	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/L	0.08	0.00	NaN	NaN	0.02	0.00	NaN	NaN	0.06	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/L	0.56	0.15	0.00	NaN	0.02	0.02	0.00	NaN	0.53	0.12	0.00	NaN	0.12	0.29	0.05	0.02	0.07	0.26	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/L	0.31	0.00	0.00	NaN	0.02	0.00	0.00	NaN	0.29	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/L	0.47	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.45	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/L	0.25	0.00	0.00	0.33	0.02	0.00	0.00	0.04	0.23	0.00	0.00	0.28	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/L	0.20	0.00	0.00	0.50	0.02	0.00	0.00	0.43	0.18	0.00	0.00	0.07	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/L	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	0.25	0.37	0.06	0.06	0.19	0.32	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B153	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.39	0.23	0.12	0.13	0.27	0.10	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	15.72	0.83	NaN	NaN	0.11	0.18	0.10	NaN	15.61	0.66	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/L	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/L	1.47	0.19	0.57	NaN	0.08	0.03	0.04	NaN	1.39	0.16	0.54	NaN	0.30	0.59	0.07	0.08	0.23	0.51	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/L	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII ng/L	0.00	0.00	0.44	0.26	0.00	0.00	0.07	0.05	0.00	0.00	0.37	0.21	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX ng/L	1.42	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	1.36	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/L	0.64	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.60	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/L	NaN	0.09	0.00	0.00	NaN	0.09	0.00	0.00	NaN	0.00	0.00	0.00	0.36	0.84	0.08	0.21	0.28	0.63	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B183	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1.68	1.56	1.18	1.43	0.50	0.13	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	19.28	1.12	NaN	NaN	0.69	0.56	1.01	NaN	18.59	0.56	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/L	1.86	0.28	NaN	NaN	1.19	0.28	NaN	NaN	0.68	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/L	5.51	0.85	1.58	NaN	0.39	0.27	0.32	NaN	5.12	0.58	1.26	NaN	1.68	3.03	0.14	0.28	1.54	2.75	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/L	2.21	5.31	1.34	NaN	0.49	2.17	0.36	NaN	1.73	3.14	0.98	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII ng/L	8.21	3.92	6.23	2.28	1.94	1.90	5.49	2.02	6.27	2.02	0.74	0.26	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX ng/L	3.75	4.68	2.36	2.89	0.57	0.35	0.43	0.96	3.19	4.33	1.93	1.93	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/L	9.37	3.45	2.25	1.68	0.29	0.30	1.17	0.83	9.07	3.14	1.08	0.85	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/L	NaN	0.68	1.42	2.19	NaN	0.60	0.54	0.54	NaN	0.08	0.88	1.65	2.59	6.96	0.05	0.01	2.55	6.95	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B205	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.39	1.83	0.37	0.40	0.02	1.44	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II ng/L	125.92	5.49	NaN	NaN	0.38	0.35	0.44	NaN	125.53	5.13	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/L	7.71	20.98	NaN	NaN	0.35	0.34	NaN	NaN	7.36	20.63	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/L	17.86	2.55	9.56	NaN	0.38	0.36	0.35	NaN	17.48	2.19	9.20	NaN	8.49	0.64	0.33	0.33	8.16	0.31	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/L	14.50	1.02	0.57	NaN	0.36	0.36	0.35	NaN	14.14	0.66	0.21	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII ng/L	1.66	0.84	0.00	0.43	0.34	0.36	0.00	0.35																	

		Garnier												Sébastien (2013)															
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE					
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S				
		C _{TE}	C _{CS}	C _{CS}	C _{CS}	C _{DE}	C _{CS}	C _{CS}	C _{CS}	C _{DE}	C _{CS}	C _{CS}	C _{CS}	C _{TE}	C _{CS}	C _{DE}	C _{CS}	C _{DE}	C _{CS}	C _{TE}	C _{CS}	C _{DE}	C _{CS}	C _{DE}	C _{CS}				
B209	I ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	52.3	1.6	0.6	0.7	51.7	0.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN				
	II ng/L	167.7	0.0	NaN	NaN	0.6	0.0	0.9	NaN	167.1	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN				
	III ng/L	18.2	0.0	NaN	NaN	1.4	0.0	NaN	NaN	16.8	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN				
	IV ng/L	50.0	51.8	0.9	NaN	1.0	0.2	0.7	NaN	49.0	51.6	0.2	NaN	0.0	33.1	0.0	0.9	0.0	32.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN				
	V ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	216.9	93.5	2.2	2.2	214.7	91.3			
	VI ng/L	12.9	0.0	0.5	NaN	0.2	0.0	0.3	NaN	12.7	0.0	0.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	VII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	VIII ng/L	76.3	0.0	1.1	1.0	0.3	0.0	1.0	0.7	76.0	0.0	0.2	0.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN			
	IX ng/L	668.7	7.8	17.5	4.1	0.5	1.1	0.7	1.0	668.2	6.7	16.8	3.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	85.9	21.5	0.0	2.2	85.9	19.3
	X ng/L	0.0	0.0	26.5	6.3	0.0	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	25.9	5.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI ng/L	NaN	0.7	1.6	6.2	NaN	0.6	0.3	0.3	NaN	0.1	1.3	6.0	NaN	60.1	29.2	0.3	0.3	59.8	28.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XII ng/L	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
MES	I mg/L	NaN	NaN	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	45.6	13.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	II mg/L	243.8	1.2	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	III mg/L	4.7	0.0	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16.7	14.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	IV mg/L	79.2	0.0	8.7	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	48.4	35.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	V mg/L	139.8	0.0	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	203.0	115.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	VI mg/L	26.7	3.3	3.3	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	VII mg/L	643.3	0.0	93.3	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	VIII mg/L	136.7	8.3	10.0	8.3	-	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	IX mg/L	1679.0	16.8	74.7	14.5	-	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	X mg/L	924.8	42.8	53.3	36.2	-	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	XI mg/L	NaN	0.0	4.5	81.2	-	-	-	-	-	-	-	-	106.8	20.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	XII mg/L	371.7	NaN	25.5	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				

Annexe 12. Masses totales, dissoutes et particulaires par m² de Surface active pour l'ensemble des sites étudiés

		Garnier																Sébastien (2013)			
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		MSa _{TE}	MSa _{ES}	MSa _{ES}	MSa _{ES}	MSa _{DE}	MSa _{DS}	MSa _{DS}	MSa _{DS}	MSa _{PE}	MSa _{PS}	MSa _{PS}	MSa _{PS}	MSa _{TE}	MSa _{ES}	MSa _{DE}	MSa _{DS}	MSa _{PE}	MSa _{PS}	MSa _{TE}	MSa _{ES}
As	I	µg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II	µg/m ² Sa	7.6	5.0	NaN	0.0	0.4	4.9	NaN	0.0	7.2	0.1	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III	µg/m ² Sa	0.9	2.7	0.0	0.0	0.4	2.7	0.0	0.0	0.5	0.1	0.0	0.0	2.6	2.7	1.4	1.4	1.2	1.3	NaN
	IV	µg/m ² Sa	3.7	3.2	0.3	0.0	0.6	3.2	0.2	0.0	3.1	0.0	0.1	0.0	10.0	8.0	2.8	2.6	7.2	5.3	NaN
	V	µg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	µg/m ² Sa	2.8	4.1	2.9	NaN	0.7	3.9	2.2	NaN	2.1	0.2	0.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII	µg/m ² Sa	16.9	3.7	5.7	0.0	2.0	3.1	3.3	0.0	14.9	0.6	2.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	µg/m ² Sa	11.0	24.6	4.7	1.1	3.5	23.3	3.8	1.0	7.5	1.3	0.9	0.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX	µg/m ² Sa	140.7	17.8	5.5	1.3	4.5	17.1	3.3	1.1	136.2	0.6	2.2	0.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X	µg/m ² Sa	42.9	6.0	12.7	28.6	4.5	5.6	4.7	15.2	38.3	0.4	8.1	13.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI	µg/m ² Sa	NaN	35.2	60.3	125.1	NaN	35.2	43.3	78.1	NaN	0.0	16.9	47.1	11.9	7.5	2.6	3.6	9.3	3.9	40.2
	XII	µg/m ² Sa	26.0	6.7	0.2	0.0	1.7	6.4	0.1	0.0	24.2	0.2	0.1	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Cd	I	µg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II	µg/m ² Sa	0.8	0.1	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.8	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III	µg/m ² Sa	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.4	0.4	0.3	0.3	0.1	0.1	NaN
	IV	µg/m ² Sa	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	1.1	0.8	0.4	0.4	0.7	0.4	NaN
	V	µg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	µg/m ² Sa	0.2	0.0	0.1	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.2	0.0	0.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII	µg/m ² Sa	1.4	0.1	3.2	0.0	0.1	0.0	1.9	0.0	1.3	0.1	1.4	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	µg/m ² Sa	1.4	0.8	0.3	0.1	0.2	0.2	0.0	0.0	1.2	0.5	0.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX	µg/m ² Sa	16.1	0.3	0.3	0.0	0.2	0.1	0.1	0.0	15.9	0.1	0.1	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X	µg/m ² Sa	11.0	0.0	0.2	0.3	0.1	0.0	0.1	0.1	11.0	0.0	0.2	0.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI	µg/m ² Sa	NaN	0.4	1.6	1.8	NaN	0.2	0.7	0.5	NaN	0.4	1.6	1.8	1.3	0.8	0.2	0.2	1.2	0.6	7.7
	XII	µg/m ² Sa	3.0	0.2	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	2.9	0.1	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Co	I	µg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II	µg/m ² Sa	5.6	0.4	NaN	0.0	0.1	0.2	NaN	0.0	5.5	0.2	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III	µg/m ² Sa	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.3	0.1	0.0	0.0	3.1	3.2	2.2	2.0	0.9	1.2	NaN
	IV	µg/m ² Sa	2.0	0.2	0.1	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0	2.0	0.0	0.1	0.0	8.5	6.7	3.1	3.1	5.4	3.6	NaN
	V	µg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	µg/m ² Sa	1.4	0.4	0.4	NaN	0.1	0.2	0.1	NaN	1.4	0.2	0.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII	µg/m ² Sa	19.9	0.4	1.8	0.0	0.6	0.1	0.5	0.0	19.3	0.3	1.4	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	µg/m ² Sa	3.7	2.5	1.0	0.1	0.5	1.3	0.1	0.0	3.7	1.2	1.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX	µg/m ² Sa	92.6	1.6	0.9	0.2	3.3	0.7	0.2	0.1	89.4	0.8	0.9	0.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X	µg/m ² Sa	30.9	1.1	3.5	9.0	4.8	0.3	0.3	1.7	26.1	0.9	3.5	7.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI	µg/m ² Sa	NaN	2.3	11.1	30.0	NaN	1.3	1.8	4.8	NaN	1.1	11.1	25.2	17.7	8.9	1.3	1.3	16.3	7.6	72.6
	XII	µg/m ² Sa	15.9	1.6	0.0	0.0	0.2	0.5	0.0	0.0	15.9	1.2	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Cr	I	µg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II	µg/m ² Sa	43.9	5.0	NaN	0.0	0.4	2.3	NaN	0.0	43.5	2.6	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III	µg/m ² Sa	3.7	2.0	0.0	0.0	0.5	1.6	0.0	0.0	3.2	0.4	0.0	0.0	13.7	15.5	6.5	6.5	7.2	9.0	NaN
	IV	µg/m ² Sa	16.2	6.4	3.2	0.0	0.4	3.1	0.3	0.0	15.7	3.3	2.9	0.0	58.4	41.2	14.7	13.2	43.7	28.0	NaN
	V	µg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	µg/m ² Sa	14.1	13.5	10.1	NaN	1.1	1.9	2.6	NaN	14.1	11.6	7.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII	µg/m ² Sa	132.6	3.5	56.1	0.0	0.7	1.4	2.1	0.0	131.9	2.1	54.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	µg/m ² Sa	89.8	58.0	13.4	3.8	3.5	9.4	4.1	1.8	86.4	48.7	9.3	2.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX	µg/m ² Sa	598.9	37.7	32.5	4.8	1.7	5.8	6.2	1.5	597.2	31.9	26.4	3.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X	µg/m ² Sa	210.9	13.3	58.9	74.9	1.5	2.8	7.3	10.4	209.4	10.5	51.6	64.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI	µg/m ² Sa	NaN	50.7	269.8	352.9	NaN	12.3	53.9	47.4	NaN	38.4	215.9	305.5	92.9	50.9	8.8	8.8	84.1	42.1	171.4
	XII	µg/m ² Sa	108.4	18.1	0.9	0.0	0.6	11.0	0.1	0.0	107.7	7.1	0.8	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Cu	I	µg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II	µg/m ² Sa	96.2	30.7	NaN	0.0	8.1	28.9	NaN	0.0	88.1	1.8	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III	µg/m ² Sa	14.1	13.0	0.0	0.0	7.4	13.0	0.0	0.0	6.7	0.1	0.0	0.0	64.1	64.9	42.9	41.9	21.2	23.0	NaN
	IV	µg/m ² Sa	36.7	17.3	3.6	0.0	6.2	17.3	3.2	0.0	30.4	0.0	0.4	0.0	156.7	125.6	60.1	59.1	96.6	66.5	NaN
	V	µg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	µg/m ² Sa	26.8	16.5	23.3	NaN	8.9	14.6	15.6	NaN	17.9	2.0	7.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII	µg/m ² Sa	261.1	22.4	33.4	0.0	19.2	20.3	7.9	0.0	241.9	2.1	25.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	µg/m ² Sa	155.3	235.5	37.6	4.3	74.4	203.3	26.5	2.9	80.9	32.3	11.1	1.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX	µg/m ² Sa	1008.4	112.0	53.9	9.7	14.7	110.3	37.9	8.5	993.7	1.7	16.0	1.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X	µg/m ² Sa	329.0	38.4	86.9	135.8	6.5	34.6	53.5	91.6	322.5	3.8	33.4	44.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI	µg/m ² Sa	NaN	240.9	542.5	538.4	NaN	233.3	441.2	418.7	NaN	7.6	101.3	119.7	226.8	125.9	40.4	52.0	186.3	73.8	996.1
	XII	µg/m ² Sa	219.2	51.9	2.0	0.0	11.3	47.8	1.7	0.0	207.8	4.1	0.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier																Sébastien (2013)				
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	
Mn	I $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1333.5	547.2	101.5	121.6	1232.0	425.6	NaN	NaN	
	II $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	445.9	7.4	NaN	0.0	2.1	2.0	NaN	0.0	445.9	5.5	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	23.5	1.0	0.0	0.0	1.1	1.0	0.0	0.0	23.5	1.0	0.0	0.0	77.0	78.9	30.1	25.5	46.9	53.4	NaN	NaN	NaN
	IV $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	148.6	3.9	4.7	0.0	3.2	1.0	0.4	0.0	145.4	3.0	4.3	0.0	311.1	236.8	47.5	57.2	263.6	179.6	NaN	NaN	NaN
	V $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3806.9	358.3
	VI $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	93.8	3.0	25.2	NaN	0.4	0.4	0.4	NaN	93.8	3.0	25.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	1503.2	4.3	99.1	0.0	198.7	0.6	25.4	0.0	1304.5	3.7	73.6	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1230.9	560.6
	VIII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	258.5	36.1	28.5	0.0	7.3	5.1	1.2	0.0	251.2	36.1	28.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	9267.0	18.7	62.0	8.0	2107.1	3.0	2.0	0.2	7159.9	18.7	60.0	8.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	3552.1	31.6	296.8	501.5	2104.3	2.3	12.7	4.4	1447.8	29.3	284.0	497.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3555.2	898.8
	XI $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	30.3	537.7	1620.7	NaN	6.2	53.8	51.7	NaN	24.1	483.9	1569.0	458.0	251.8	11.8	15.8	446.1	236.0	NaN	1706.6	772.2
	XII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	1052.4	13.4	2.4	0.0	4.6	3.5	0.2	0.0	1047.8	9.9	2.1	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Mo	I $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	55.5	33.6	27.4	24.8	28.1	8.8	NaN	NaN	
	II $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8	7.6	6.9	7.1	0.9	0.5	NaN	NaN	NaN
	IV $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.6	15.1	13.9	13.7	2.7	1.5	NaN	NaN	NaN
	V $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	247.1
	VI $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	0.0	0.0	1.6	NaN	0.0	0.0	1.3	NaN	0.0	0.0	0.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	674.9	95.8
	VIII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	0.0	0.0	2.4	1.3	0.0	0.0	2.4	1.3	0.0	0.0	0.2	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	0.0	0.0	2.2	0.8	0.0	0.0	2.2	0.8	0.0	0.0	0.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	0.0	0.0	2.8	7.2	0.0	0.0	2.8	7.2	0.0	0.0	0.3	0.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	820.1	58.7
	XI $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	0.0	29.7	41.9	NaN	0.0	29.7	41.9	NaN	0.0	1.8	1.3	11.3	9.0	5.6	7.3	5.7	1.7	NaN	24.7	156.0
	XII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Ni	I $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	151.0	58.0	25.1	24.5	125.9	33.5	185.3	95.8	
	II $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	31.4	0.0	NaN	0.0	1.9	0.0	NaN	0.0	29.5	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	60.2	26.3
	III $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	9.6	0.0	0.0	0.0	8.4	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	7.8	9.9	5.6	7.1	2.2	2.8	NaN	NaN	NaN
	IV $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	10.5	0.0	1.7	0.0	0.9	0.0	0.2	0.0	10.5	0.0	1.7	0.0	31.2	21.1	8.4	8.3	22.7	12.8	NaN	NaN	NaN
	V $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	165.3	23.2
	VI $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	13.2	0.0	4.7	NaN	1.1	0.0	0.9	NaN	13.2	0.0	4.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	119.3	3.2	9.9	0.0	4.2	1.1	0.8	0.0	115.1	2.0	9.9	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	222.4	49.4
	VIII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	35.3	39.4	22.3	3.8	10.6	16.7	2.5	2.8	24.7	22.8	19.8	1.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	21.6	18.5
	IX $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	383.1	34.3	17.5	3.5	2.8	7.6	3.3	2.5	383.1	26.7	14.3	1.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	132.8	6.8	36.8	60.6	4.6	2.4	3.2	17.3	128.3	4.3	36.8	43.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	299.6	97.3
	XI $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	152.7	325.9	329.8	NaN	19.3	59.4	61.4	NaN	133.4	266.5	268.4	71.3	79.4	5.2	7.9	66.0	71.5	160.6	71.5	160.6
	XII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	90.7	28.1	0.9	0.0	5.1	4.6	0.4	0.0	85.5	23.5	0.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Pb	I $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	215.6	135.4	8.6	8.9	206.9	126.5	523.6	126.6	
	II $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	41.9	0.0	NaN	0.0	0.2	0.0	NaN	0.0	41.9	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	72.6	35.5
	III $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	2.7	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	9.3	10.7	1.7	1.8	7.6	8.9	NaN	NaN	NaN
	IV $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	15.5	0.0	0.6	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	15.5	0.0	0.5	0.0	47.0	35.6	3.1	3.7	43.9	31.9	NaN	NaN	NaN
	V $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	901.9	71.0
	VI $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	10.8	0.0	4.5	NaN	0.2	0.0	0.4	NaN	10.8	0.0	4.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	73.1	0.0	6.5	0.0	0.4	0.0	0.2	0.0	73.1	0.0	6.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	216.2	101.9
	VIII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	35.8	0.0	6.9	0.0	1.1	0.0	0.2	0.0	35.8	0.0	6.9	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	23.2	9.3
	IX $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	653.8	0.0	5.9	1.0	0.6	0.0	0.3	0.1	653.8	0.0	5.9	0.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	229.3	0.0	12.7	38.9	0.9	0.0	0.6	0.5	228.4	0.0	12.7	38.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	671.8	173.0
	XI $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	0.0	72.7	130.7	NaN	0.0	3.5	6.2	NaN	0.0	72.7	124.5	86.9	34.3	1.9	2.4	84.9	31.9	384.6	31.9	384.6
	XII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	114.8	0.0	0.2	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	114.1	0.0	0.2	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Sr	I $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1573.3	1069.8	1248.3	1003.1	325.0	66.7	NaN	NaN	
	II $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	201.6	496.6	NaN	0.0	86.1	495.3	NaN	0.0	115.5	1.3	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	69.8	294.3	0.0	0.0	66.7	294.3	0.0	0.0	3.2	0.1	0.0	0.0	441.5	347.3	430.1	335.6	11.4	11.7	NaN	NaN	NaN
	IV $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	155.2	438.7	66.4	0.0	133.1	437.0	63.8	0.0	22.1	1.7	2.6	0.0	582.5	538.6	506.5	490.5	76.1	48.0	NaN	NaN	NaN
	V $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1376.1	505.0
	VI $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	129.6	477.4	474.6	NaN	119.0	475.9	466.7	NaN	10.6	1.5	7.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	342.9	384.2	290.8	0.0	151.2	333.3	230.3	0.0	191.7	51.0	60.4	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	999.2	753.7
	VIII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	458.9	2575.1	584.6	100.5	415.3	2558.8	558.5	99.8	43.6	16.3	26.1	0.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	1769.4	1875.3	883.8	157.2	342.5	1867.2	831.0	155.3	1427.0	8.2	52.8	1.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	795.0	419.4	1160.1	2030.1	121.9	414.0	951.3	1821.0	673.1	5.4	208.8	209.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2758.3	1796.1
	XI $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	NaN	3009.9	8449.2	8327.3	NaN	3005.0	8192.4	7940.1	NaN	4.9	256.8	387.2	419.2	391.0	293.8	345.1	125.4	45.9	NaN	2256.4	1176.8
	XII $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ Sa}$	351.9	610.5	29.5	0.0	176.4	606.5	28.6	0.0	175.5												

		Garnier																Sébastien (2013)			
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}
Ti	I µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3489.6	1563.0	7.9	101.6	3481.7	1461.4	NaN	NaN
	II µg/m³ Sa	1848.5	59.1	NaN	0.0	0.8	1.1	NaN	0.0	1847.7	58.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III µg/m³ Sa	75.1	0.2	0.0	0.0	1.2	0.2	0.0	0.0	73.8	0.2	0.0	0.0	129.8	155.2	4.1	9.1	125.7	146.1	NaN	NaN
	IV µg/m³ Sa	398.8	3.1	9.7	0.0	1.5	2.4	2.5	0.0	397.2	0.6	7.2	0.0	1005.0	612.3	18.4	6.9	986.5	605.4	NaN	NaN
	V µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1155.2	109.7
	VI µg/m³ Sa	330.1	1.9	56.7	NaN	2.2	1.9	1.9	NaN	330.1	1.9	56.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/m³ Sa	5021.9	5.2	172.9	0.0	1.7	0.3	1.1	0.0	5020.2	5.2	171.8	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	472.6	213.1
	VIII µg/m³ Sa	368.2	131.9	0.5	7.0	14.6	2.9	0.5	0.5	353.6	129.0	0.5	6.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX µg/m³ Sa	19560.0	26.7	127.4	6.9	3.4	1.2	5.3	0.2	19556.6	26.7	122.1	6.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/m³ Sa	7065.8	38.3	627.2	1139.4	3.0	2.3	18.3	5.0	7065.8	38.3	608.9	1139.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1057.9	254.8
	XI µg/m³ Sa	NaN	11.2	958.4	3714.7	NaN	11.2	35.3	123.5	NaN	0.0	958.4	3591.2	1586.2	667.9	3.6	8.8	1586.2	659.1	744.4	342.9
	XII µg/m³ Sa	3762.8	25.6	6.5	0.0	8.7	2.7	0.3	0.0	3754.1	23.0	6.2	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
V	I µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	128.2	76.5	31.4	31.2	96.9	45.3	NaN	NaN
	II µg/m³ Sa	44.4	11.4	NaN	0.0	4.3	10.4	NaN	0.0	40.1	1.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III µg/m³ Sa	4.4	5.1	0.0	0.0	2.2	5.1	0.0	0.0	2.2	0.1	0.0	0.0	9.3	10.0	4.5	4.4	4.8	5.6	NaN	NaN
	IV µg/m³ Sa	15.3	5.5	1.0	0.0	2.1	5.5	0.5	0.0	13.1	0.0	0.5	0.0	36.4	26.7	5.8	5.6	30.6	21.0	NaN	NaN
	V µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	84.9	23.2
	VI µg/m³ Sa	13.4	8.4	5.7	NaN	3.3	8.4	3.1	NaN	10.1	0.1	2.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/m³ Sa	155.4	6.4	17.3	0.0	7.1	6.1	4.1	0.0	148.2	0.3	13.2	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	54.1	35.5
	VIII µg/m³ Sa	40.6	55.2	10.4	1.5	21.4	52.9	5.3	1.4	19.3	2.3	5.1	0.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX µg/m³ Sa	632.8	44.9	17.2	2.5	8.3	43.8	8.0	2.0	624.4	1.1	9.2	0.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/m³ Sa	214.2	16.9	50.2	86.2	4.1	15.5	14.1	33.6	210.1	1.4	36.1	52.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	214.7	109.7
	XI µg/m³ Sa	NaN	97.3	198.8	336.9	NaN	95.9	124.1	158.2	NaN	1.4	74.7	178.7	63.6	33.3	10.6	11.4	53.0	22.0	132.8	77.2
	XII µg/m³ Sa	115.3	15.7	0.6	0.0	7.5	14.8	0.3	0.0	107.8	0.9	0.2	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Zn	I µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	7270.9	3192.4	2646.7	2146.9	4624.1	1045.6	7978.4	2815.4
	II µg/m³ Sa	438.1	0.0	NaN	0.0	10.8	0.0	NaN	0.0	427.2	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2515.8	1615.4
	III µg/m³ Sa	51.3	0.0	0.0	0.0	22.3	0.0	0.0	0.0	29.0	0.0	0.0	0.0	814.3	842.8	657.2	678.0	157.1	164.8	NaN	NaN
	IV µg/m³ Sa	172.4	0.0	6.5	0.0	19.8	0.0	4.9	0.0	152.6	0.0	1.6	0.0	1957.7	1769.7	1133.0	1201.3	824.7	568.3	NaN	NaN
	V µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	15431.7	1820.8
	VI µg/m³ Sa	100.1	0.0	29.8	NaN	17.8	0.0	13.8	NaN	82.3	0.0	16.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/m³ Sa	1299.0	57.8	251.0	0.0	38.2	28.1	35.2	0.0	1260.8	29.7	215.8	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	4854.1	2451.0
	VIII µg/m³ Sa	428.2	243.3	90.8	77.8	100.6	191.1	4.9	75.4	307.7	52.2	90.8	2.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	586.9	1365.3
	IX µg/m³ Sa	4988.9	0.0	72.1	12.1	30.2	0.0	18.2	6.3	4958.7	0.0	53.9	5.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/m³ Sa	1750.9	68.9	176.0	151.2	6.0	50.2	46.9	23.3	1750.9	18.7	129.1	127.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	11952.1	3410.0
	XI µg/m³ Sa	NaN	0.0	1270.7	511.2	NaN	0.0	822.1	106.6	NaN	0.0	448.6	404.6	1845.3	869.7	227.4	308.1	1617.9	561.6	5831.7	2438.6
	XII µg/m³ Sa	995.4	0.0	2.3	0.0	6.9	0.0	0.4	0.0	995.4	0.0	2.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Al	I µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	55940.1	23241.8	1692.3	1483.0	55940.1	23241.8	NaN	NaN
	II µg/m³ Sa	26235.5	195.4	NaN	0.0	209.3	195.4	NaN	0.0	26235.5	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III µg/m³ Sa	1634.8	103.9	0.0	0.0	113.9	103.9	0.0	0.0	1634.8	103.9	0.0	0.0	2831.0	3201.1	209.3	202.3	2831.0	3201.1	NaN	NaN
	IV µg/m³ Sa	9306.1	159.7	211.5	0.0	178.8	159.7	44.0	0.0	9306.1	0.0	211.5	0.0	17206.6	12053.7	327.1	322.7	17206.6	12053.7	NaN	NaN
	V µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	45695.8	4446.3
	VI µg/m³ Sa	6322.2	189.0	1618.9	NaN	219.9	189.0	189.9	NaN	6322.2	189.0	1618.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/m³ Sa	98004.7	147.9	5482.4	0.0	388.7	147.9	150.9	0.0	98004.7	147.9	5482.4	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	18068.0	9217.0
	VIII µg/m³ Sa	13191.5	1014.5	12735.1	479.6	1074.1	1014.5	243.6	43.5	13191.5	1014.5	12735.1	479.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX µg/m³ Sa	438905.1	606.6	3665.5	306.1	551.3	606.6	336.2	41.5	438905.1	606.6	3665.5	306.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/m³ Sa	151843.8	963.7	15496.7	36784.6	302.1	225.6	631.2	501.8	151843.8	963.7	15496.7	36784.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	50650.2	18684.2
	XI µg/m³ Sa	NaN	1122.5	32222.9	111755.7	NaN	1122.5	3531.7	2581.8	NaN	0.0	32222.9	111755.7	27818.3	11321.4	355.9	384.9	27818.3	11321.4	26616.2	12494.2
	XII µg/m³ Sa	74469.1	222.3	118.5	0.0	347.2	222.3	17.8	0.0	74469.1	222.3	118.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Ba	I µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1704.1	741.5	385.8	347.0	1318.3	394.5	NaN	NaN
	II µg/m³ Sa	310.7	19.5	NaN	0.0	45.6	19.5	NaN	0.0	265.1	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III µg/m³ Sa	40.5	52.0	0.0	0.0	56.9	52.0	0.0	0.0	40.5	52.0	0.0	0.0	74.9	78.1	74.9	78.1	104.7	101.1	NaN	NaN
	IV µg/m³ Sa	74.2	8.0	2.2	0.0	8.9	8.0	2.2	0.0	74.2	0.0	2.2	0.0	367.7	271.4	141.3	141.3	226.4	130.1	NaN	NaN
	V µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	14573.0	313.5
	VI µg/m³ Sa	39.2	9.4	44.8	NaN	11.0	9.4	23.9	NaN	39.2	9.4	20.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII µg/m³ Sa	739.4	49.7	54.6	0.0	50.5	18.9	20.5	0.0	688.8	30.8	34.1	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	812.4	440.2
	VIII µg/m³ Sa	137.5	146.1	59.4	12.1	53.7	146.1	34.1	9.0	137.5	50.7	25.3	3.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX µg/m³ Sa	3589.1	88.6	51.8	13.4	144.4	88.6	51.8	13.4	3444.6	30.3	16.8	2.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X µg/m³ Sa	1479.0	20.8	143.9	446.6	148.0	20.8	63.1	240.9	1331.0	11.3	80.8	205.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2651.7	939.0
	XI µg/m³ Sa	NaN	168.4	656.9	1420.0	NaN	168.4	656.9	841.7	NaN	0.0	176.6	578.3	464.1	236.3	85.4	104.7	378.7	131.6	1368.3	577.6
	XII µg/m³ Sa	559.6	40.9	2.8	0.0	32.6	30.2	1.9	0.0	527.0	10.7	1.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier																Sébastien (2013)				
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	
Ca	I $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	76563.0	208695.0	NaN	0.0	39600.6	208156.1	NaN	0.0	36962.4	538.9	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	29194.6	64894.2	0.0	0.0	28349.8	64894.2	0.0	0.0	844.8	103.9	0.0	0.0	136362.5	112730.2	131485.4	107847.1	4877.1	4883.1	NaN	NaN	
	IV $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	62282.9	99018.1	23384.0	0.0	56408.4	98401.2	20549.6	0.0	5874.4	616.9	2834.4	0.0	189018.9	175991.6	156393.3	155888.4	32625.6	20103.2	NaN	NaN	
	V $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	653301.9	189016.2
	VI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	55473.4	87758.0	115912.8	NaN	53649.2	87532.4	110977.3	NaN	1824.2	225.6	4935.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	122160.3	93601.1	219341.7	0.0	78021.0	73598.9	101713.0	0.0	44139.4	20002.2	117628.7	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	375896.5	267403.9
	VIII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	190758.4	518697.2	160267.3	34485.0	182196.0	510964.5	154944.3	33666.7	8562.4	7732.7	5323.1	818.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	568694.2	318187.4	288273.2	54210.1	162881.3	314538.2	235493.6	53430.1	405812.9	3649.2	52779.6	780.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	272224.2	95000.4	621411.2	995119.6	121998.3	92783.8	383251.6	875826.0	150225.8	2216.6	238159.6	119293.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1053070.3	642613.1
	XI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	540335.0	2767202.1	3080785.7	NaN	540335.0	2522139.7	2841546.1	NaN	0.0	245062.3	239239.6	153728.2	127561.2	90029.1	108506.7	63699.1	19054.5	774398.5	442117.4	NaN
	XII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	119958.3	137386.1	9922.0	0.0	79832.7	135552.4	9129.2	0.0	40125.7	1833.7	792.8	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Fe	I $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	50398.7	18789.0	1624.6	1358.4	48774.1	17430.5	NaN	NaN	
	II $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	14715.8	90.6	NaN	0.0	74.1	23.1	NaN	0.0	14641.7	67.6	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	862.8	16.6	0.0	0.0	41.2	16.6	0.0	0.0	821.6	5.2	0.0	0.0	2655.2	2882.7	301.4	292.1	2353.8	2590.6	NaN	NaN	
	IV $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	5908.3	88.4	148.6	0.0	70.8	28.4	10.6	0.0	5837.5	60.0	138.1	0.0	13500.1	9692.3	392.5	353.0	13107.6	9339.3	NaN	NaN	
	V $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100690.3	8159.1
	VI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	3420.8	59.5	671.0	NaN	44.0	37.8	38.0	NaN	3420.8	59.5	671.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	56597.3	219.0	4231.1	0.0	94.1	15.7	41.9	0.0	56503.3	203.3	4189.1	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	32871.0	15291.1
	VIII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	8433.5	1140.3	2360.9	317.7	126.7	50.7	12.2	14.6	8306.7	1140.3	2360.9	303.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	248575.9	536.2	2630.1	181.6	27.6	30.3	16.8	2.1	248575.9	536.2	2630.1	181.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	82317.2	619.9	11293.1	19513.4	4299.2	112.8	315.6	250.9	78018.0	619.9	11293.1	19513.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	86803.1	16719.7
	XI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	561.2	22701.6	68934.0	NaN	561.2	1765.8	2401.1	NaN	0.0	22701.6	66532.9	21368.8	8380.5	177.9	192.5	21368.8	8380.5	48965.3	20943.6	NaN
	XII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	43280.6	398.8	80.2	0.0	203.4	11.1	0.9	0.0	43077.2	398.8	80.2	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
K	I $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	60098.1	42434.9	35676.7	34830.1	24421.4	7604.9	851.0	333.6	
	II $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	11870.0	31807.0	NaN	0.0	1892.5	31807.0	NaN	0.0	9977.5	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	383.0	186.9	
	III $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	1723.7	17160.2	0.0	0.0	1217.4	17160.2	0.0	0.0	506.2	103.9	0.0	0.0	6501.4	6579.9	5509.3	5490.0	992.1	1089.8	NaN	NaN	
	IV $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	5052.7	22800.2	1262.6	0.0	1808.7	22800.2	1116.1	0.0	3243.9	0.0	146.5	0.0	17647.2	14953.2	12689.6	11432.1	4957.6	3521.0	NaN	NaN	
	V $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2404.6	220.8
	VI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	4072.5	25086.2	18106.7	NaN	2077.2	24621.7	17181.4	NaN	1995.4	464.5	925.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	30201.1	19332.3	7247.3	0.0	4166.4	17664.4	5382.6	0.0	26034.7	1667.9	1864.8	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	579.2	308.9
	VIII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	20125.6	158782.4	19142.8	1839.5	15064.7	157023.2	13206.3	1673.6	5060.9	1759.2	5936.5	166.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	44.8	37.1
	IX $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	141563.0	96348.7	14959.3	2578.4	3996.0	96348.7	14959.3	2381.8	137567.0	606.6	336.2	196.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	56078.0	28483.8	33872.9	67275.2	8332.0	28483.8	28535.7	55253.2	47746.0	225.6	5337.3	12022.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1890.3	478.8
	XI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	175448.8	159673.7	278849.5	NaN	175448.8	159673.7	243169.1	NaN	0.0	3531.7	35680.4	17890.2	14567.8	9728.1	11095.0	8162.1	3472.8	7.7	3.1	NaN
	XII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	24816.8	30711.2	868.8	0.0	4723.4	30711.2	868.8	0.0	20093.4	222.3	17.8	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Mg	I $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	24103.3	13949.3	11856.1	9215.4	12247.2	4733.9	NaN	NaN	
	II $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	4101.5	2344.7	NaN	0.0	599.3	2344.2	NaN	0.0	3502.2	0.5	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	828.5	1445.5	0.0	0.0	560.2	1445.5	0.0	0.0	268.3	10.4	0.0	0.0	5815.0	4247.3	5259.0	3627.1	556.0	620.2	NaN	NaN	
	IV $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	2153.2	2073.0	659.6	0.0	898.5	2045.5	626.8	0.0	1254.8	27.5	32.8	0.0	8692.5	7266.4	5768.1	5256.9	2924.4	2009.6	NaN	NaN	
	V $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	31116.6	6630.1
	VI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	1351.0	1619.6	4643.2	NaN	640.0	1619.6	4524.2	NaN	711.0	37.8	119.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	12907.3	3834.0	3224.2	0.0	922.1	1346.0	1985.5	0.0	11985.3	2488.1	1238.7	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	16454.1	11027.0
	VIII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	5374.6	10236.5	6241.1	1165.8	3116.9	9278.8	4182.8	1068.5	2257.7	957.7	2058.3	97.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	58745.1	6217.4	6941.8	1517.5	1982.5	5921.4	5999.8	1450.9	56762.6	296.0	941.9	66.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	20076.8	1854.3	11473.6	35769.9	1474.8	1595.3	8065.2	29632.4	18602.0	259.0	3408.4	6137.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	46557.5	23518.1
	XI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	10268.6	62800.1	105466.4	NaN	9810.6	56351.3	87946.3	NaN	458.0	6448.8	17520.1	7977.8	4877.0	2140.4	2509.7	5837.4	2367.3	34324.3	15681.9	NaN
	XII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	10823.6	3069.3	288.1	0.0	1390.0	2919.1	263.8	0.0	9433.6	150.3	24.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Na	I $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	49441.7	36542.9	39338.8	32688.6	10102.9	3854.3	NaN	NaN	
	II $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	6795.1	11795.3	NaN	0.0	958.8	11795.3	NaN	0.0	5836.3	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	960.9	6776.4	0.0	0.0	761.7	6776.4	0.0	0.0	199.1	103.9	0.0	0.0	15717.6	13321.7	15526.2	13008.4	209.3	313.3	NaN	NaN	
	IV $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	2827.8	8764.9	403.0	0.0	1742.6	8764.9	346.0	0.0	1085.2	0.0	57.0	0.0	33343.0	31136.5	31876.9	30262.0	1466.1	874.6	NaN	NaN	
	V $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	98359.8	73045.6
	VI $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	717.5	7803.0	2210.3	NaN	717.5	7803.0	2210.3	NaN	439.9	378.0	379.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Sa	13635.0	14885.8	4350.9	0.0	2391.5</																

		Garnier																Sébastien (2013)				
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	
P	I	µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II	µg/m³ Sa	1315.0	195.4	NaN	0.0	209.3	195.4	NaN	0.0	1315.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III	µg/m³ Sa	113.9	103.9	0.0	0.0	113.9	103.9	0.0	0.0	113.9	103.9	0.0	0.0	209.3	434.9	209.3	434.9	209.3	202.3	NaN	NaN
	IV	µg/m³ Sa	597.3	347.8	44.0	0.0	178.8	347.8	44.0	0.0	597.3	0.0	44.0	0.0	1975.7	684.5	985.9	322.7	989.8	684.5	NaN	NaN
	V	µg/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	µg/m³ Sa	211.6	94.5	95.0	NaN	110.0	94.5	95.0	NaN	211.6	94.5	95.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII	µg/m³ Sa	4214.6	147.9	2293.6	0.0	388.7	147.9	433.3	0.0	4214.6	147.9	1860.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	µg/m³ Sa	1074.1	1014.5	243.6	43.5	1074.1	1014.5	243.6	43.5	1074.1	1014.5	243.6	43.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX	µg/m³ Sa	18007.1	606.6	336.2	41.5	551.3	606.6	336.2	41.5	18007.1	606.6	336.2	41.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X	µg/m³ Sa	6471.1	478.2	1431.5	1285.7	151.0	414.2	647.6	551.0	6471.1	64.1	783.9	734.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI	µg/m³ Sa	NaN	1434.6	1765.8	5772.9	NaN	1434.6	1765.8	2690.2	NaN	0.0	1765.8	3082.7	1648.5	1159.4	550.2	572.0	1098.3	587.4	384.6	152.9
	XII	µg/m³ Sa	3981.2	373.1	19.3	0.0	414.5	373.1	19.3	0.0	3566.7	111.2	8.9	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Nap	I	ng/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	8052.4	2209.5	676.9	341.1	7375.5	1868.4	NaN	NaN	
	II	ng/m³ Sa	9218.6	134.0	NaN	0.0	2.8	132.8	NaN	0.0	9215.8	1.2	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III	ng/m³ Sa	218.1	63.4	0.0	0.0	86.5	63.4	0.0	0.0	131.6	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV	ng/m³ Sa	774.8	18.0	41.6	0.0	2.4	2.1	0.6	0.0	772.4	15.9	41.0	0.0	1813.6	1335.3	4.4	4.3	1809.2	1331.0	NaN	NaN
	V	ng/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/m³ Sa	413.3	66.1	181.7	NaN	83.6	66.1	102.6	NaN	329.8	0.0	79.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/m³ Sa	3917.7	104.4	416.4	0.0	260.8	104.4	125.2	0.0	3656.9	0.0	291.2	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/m³ Sa	7494.5	899.9	323.7	55.8	540.2	899.9	133.5	34.9	6954.2	0.0	190.2	20.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX	ng/m³ Sa	2275.2	327.6	819.3	66.1	172.0	327.6	92.1	13.8	2103.2	0.0	727.2	52.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X	ng/m³ Sa	937.9	926.6	1137.5	525.8	126.3	106.7	351.6	190.7	811.6	819.9	786.0	335.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI	ng/m³ Sa	NaN	525.3	1335.3	7572.9	NaN	525.3	1193.7	1130.8	NaN	0.0	141.6	6442.0	2332.8	872.0	1413.6	284.8	919.1	587.1	29459.3	29445.0
	XII	ng/m³ Sa	476.6	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	476.6	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Acy	I	ng/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	176.5	154.7	44.1	38.7	132.4	116.0	NaN	NaN	
	II	ng/m³ Sa	125.2	5.1	NaN	0.0	108.8	5.1	NaN	0.0	16.4	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III	ng/m³ Sa	78.4	2.7	0.0	0.0	69.5	2.7	0.0	0.0	8.9	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV	ng/m³ Sa	18.6	4.2	4.6	0.0	4.7	4.2	1.1	0.0	14.0	0.0	3.4	0.0	34.1	33.7	8.5	8.4	25.6	25.2	NaN	NaN
	V	ng/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/m³ Sa	22.9	4.9	19.8	NaN	5.7	4.9	5.0	NaN	17.2	0.0	14.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/m³ Sa	40.5	3.9	15.7	0.0	10.1	3.9	3.9	0.0	30.4	0.0	11.8	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/m³ Sa	112.0	26.4	25.4	4.5	28.0	26.4	6.4	1.1	84.0	0.0	19.1	3.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX	ng/m³ Sa	57.5	15.8	35.1	4.3	14.4	15.8	8.8	1.1	43.1	0.0	26.3	3.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X	ng/m³ Sa	31.5	23.5	65.8	52.3	7.9	5.9	16.5	13.1	23.6	17.6	49.4	39.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI	ng/m³ Sa	NaN	29.3	368.3	269.2	NaN	29.3	92.1	67.3	NaN	0.0	276.2	201.9	37.1	40.1	9.3	10.0	27.8	30.1	91.2	68.5
	XII	ng/m³ Sa	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Ace	I	ng/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	128.3	112.4	32.1	28.1	96.2	84.3	NaN	NaN	
	II	ng/m³ Sa	15.9	3.7	NaN	0.0	4.0	3.7	NaN	0.0	11.9	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III	ng/m³ Sa	8.6	2.0	0.0	0.0	2.2	2.0	0.0	0.0	6.5	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV	ng/m³ Sa	13.6	3.0	3.3	0.0	3.4	3.0	0.8	0.0	10.2	0.0	2.5	0.0	24.8	24.5	6.2	6.1	18.6	18.3	NaN	NaN
	V	ng/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/m³ Sa	16.7	3.6	14.4	NaN	4.2	3.6	3.6	NaN	12.5	0.0	10.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/m³ Sa	65.2	21.6	36.9	0.0	43.1	21.6	28.4	0.0	22.1	0.0	8.6	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/m³ Sa	174.9	104.5	39.4	7.9	113.8	104.5	25.6	5.4	61.1	0.0	13.8	2.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX	ng/m³ Sa	93.1	69.8	53.1	8.9	61.7	69.8	34.0	6.5	31.3	0.0	19.1	2.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X	ng/m³ Sa	46.5	34.5	109.7	65.7	29.3	21.7	73.8	37.1	17.2	12.8	35.9	28.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI	ng/m³ Sa	NaN	88.7	312.3	324.9	NaN	88.7	111.5	178.1	NaN	0.0	200.8	146.8	117.4	86.9	97.2	65.1	20.2	21.9	1543.3	472.8
	XII	ng/m³ Sa	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Flu	I	ng/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	975.9	603.1	761.5	415.2	214.4	187.9	NaN	NaN	
	II	ng/m³ Sa	78.8	43.0	NaN	0.0	52.3	43.0	NaN	0.0	26.5	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III	ng/m³ Sa	46.3	22.9	0.0	0.0	31.9	22.9	0.0	0.0	14.4	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV	ng/m³ Sa	62.0	31.9	15.2	0.0	39.3	31.9	9.7	0.0	22.7	0.0	5.6	0.0	208.3	54.5	166.8	13.6	41.4	40.9	NaN	NaN
	V	ng/m³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/m³ Sa	71.9	37.8	62.0	NaN	44.0	37.8	38.0	NaN	27.9	0.0	24.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/m³ Sa	302.4	6.2	25.5	0.0	27.4	6.2	6.4	0.0	275.0	0.0	19.1	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/m³ Sa	181.4	42.8	41.2	7.3	45.4	42.8	10.3	1.8	136.1	0.0	30.9	5.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX	ng/m³ Sa	390.4	25.6	56.8	7.0	23.3	25.6	14.2	1.8	367.1	0.0	42.6	5.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X	ng/m³ Sa	79.1	38.1	106.6	84.8	12.8	9.5	26.7	21.2	66.4	28.6	80.0	63.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI	ng/m³ Sa	NaN	47.4	596.5	436.1	NaN	47.4	149.1	109.0	NaN	0.0	447.4	327.1	115.2	75.9	70.1	27.1	45.1	48.8	952.4	873.4
	XII	ng/m³ Sa	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN							

		Garnier																Sébastien (2013)			
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}
Phe	I ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II ng/m ³ Sa	2060.3	37.7	NaN	0.0	46.0	37.1	NaN	0.0	2014.2	0.6	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ³ Sa	90.7	16.6	0.0	0.0	44.4	16.6	0.0	0.0	46.3	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1149.5	601.1
	IV ng/m ³ Sa	205.7	36.2	21.4	0.0	39.3	30.3	7.5	0.0	166.4	5.9	14.0	0.0	991.9	544.9	379.4	11.0	612.5	533.9	NaN	NaN
	V ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ³ Sa	216.6	26.5	65.3	NaN	44.0	26.5	26.6	NaN	172.6	0.0	38.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	186.9	95.3
	VII ng/m ³ Sa	1287.7	8.4	87.6	0.0	22.1	8.4	8.6	0.0	1265.7	0.0	79.1	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2143.2	1208.2
	VIII ng/m ³ Sa	2890.7	34.6	114.8	24.2	61.0	34.6	8.3	1.5	2829.7	0.0	106.5	22.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	94.4	59.6
	IX ng/m ³ Sa	3238.0	20.7	418.5	34.1	31.3	20.7	11.5	1.4	3206.7	0.0	407.1	32.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ³ Sa	519.1	340.9	287.1	179.0	17.2	12.8	21.5	17.1	502.0	328.0	265.6	161.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	4371.7	2162.5
	XI ng/m ³ Sa	NaN	38.2	481.3	3116.2	NaN	38.2	120.3	88.0	NaN	0.0	361.0	3028.2	505.4	316.4	91.1	67.4	414.3	249.0	3042.4	1975.3
	XII ng/m ³ Sa	575.5	NaN	6.6	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	575.5	NaN	6.6	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
A	I ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	274.7	240.7	68.7	60.2	206.0	180.5	NaN	NaN
	II ng/m ³ Sa	34.0	7.9	NaN	0.0	8.5	7.9	NaN	0.0	25.5	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ³ Sa	18.5	4.2	0.0	0.0	4.6	4.2	0.0	0.0	13.9	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	32.5	0.0
	IV ng/m ³ Sa	29.0	6.5	7.1	0.0	7.3	6.5	1.8	0.0	21.8	0.0	5.4	0.0	53.1	52.4	13.3	13.1	39.8	39.3	NaN	NaN
	V ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ³ Sa	35.7	7.7	30.8	NaN	8.9	7.7	7.7	NaN	26.8	0.0	23.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	32.6	22.2
	VII ng/m ³ Sa	63.1	6.0	24.5	0.0	15.8	6.0	6.1	0.0	47.3	0.0	18.4	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	535.5	0.0
	VIII ng/m ³ Sa	174.3	41.2	39.5	7.1	43.6	41.2	9.9	1.8	130.7	0.0	29.7	5.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	32.2	13.0
	IX ng/m ³ Sa	89.5	24.6	54.6	6.7	22.4	24.6	13.6	1.7	67.1	0.0	40.9	5.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ³ Sa	49.0	36.6	102.4	81.5	12.3	9.2	25.6	20.4	36.8	27.5	76.8	61.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	219.9	224.7
	XI ng/m ³ Sa	NaN	45.5	573.2	419.1	NaN	45.5	143.3	104.8	NaN	0.0	429.9	314.3	57.8	62.5	14.4	15.6	43.3	46.9	117.6	111.3
	XII ng/m ³ Sa	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Flh	I ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3382.8	935.1	727.7	637.7	2655.1	297.4	NaN	NaN
	II ng/m ³ Sa	1302.5	1.8	NaN	0.0	79.5	1.8	NaN	0.0	1223.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ³ Sa	80.3	1.0	0.0	0.0	58.1	1.0	0.0	0.0	22.2	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1466.6	760.4
	IV ng/m ³ Sa	193.0	59.1	17.5	0.0	71.5	59.1	16.3	0.0	121.5	0.0	1.2	0.0	984.1	562.2	166.8	3.0	817.3	559.2	NaN	NaN
	V ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ³ Sa	118.9	1.7	7.0	NaN	83.6	1.7	1.7	NaN	35.4	0.0	5.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	172.6	52.5
	VII ng/m ³ Sa	1761.2	2.3	75.6	0.0	26.8	2.3	1.4	0.0	1734.4	0.0	74.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1825.8	1066.3
	VIII ng/m ³ Sa	2499.9	9.3	10.5	1.6	9.9	9.3	3.7	0.4	2490.0	0.0	6.7	1.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	109.6	38.4
	IX ng/m ³ Sa	2927.3	5.6	12.4	1.5	8.5	5.6	3.1	0.4	2918.9	0.0	9.3	1.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ³ Sa	636.7	9.7	240.3	218.9	9.7	3.5	5.8	4.6	627.1	6.2	234.5	214.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	4083.0	1328.4
	XI ng/m ³ Sa	NaN	17.2	130.1	2633.9	NaN	17.2	32.5	23.8	NaN	0.0	97.6	2610.1	798.0	347.1	36.3	26.2	761.7	320.9	3060.6	1267.1
	XII ng/m ³ Sa	663.4	NaN	7.9	0.0	0.0	NaN	6.3	0.0	663.4	NaN	1.7	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Pyr	I ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3168.5	1002.6	880.0	726.7	2288.5	275.9	NaN	NaN
	II ng/m ³ Sa	980.9	1.5	NaN	0.0	87.9	1.5	NaN	0.0	893.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ³ Sa	60.8	0.8	0.0	0.0	58.1	0.8	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1640.1	788.6
	IV ng/m ³ Sa	86.1	1.3	1.4	0.0	1.4	1.3	0.3	0.0	84.7	0.0	1.0	0.0	1084.8	564.2	202.8	2.6	882.0	561.7	NaN	NaN
	V ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ³ Sa	125.9	1.5	6.0	NaN	99.0	1.5	1.5	NaN	26.9	0.0	4.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	202.0	71.9
	VII ng/m ³ Sa	1375.9	1.2	64.9	0.0	17.1	1.2	5.0	0.0	1358.8	0.0	59.9	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1679.2	992.5
	VIII ng/m ³ Sa	2130.4	8.0	7.7	1.4	14.2	8.0	1.9	0.3	2116.2	0.0	5.8	1.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	105.1	49.1
	IX ng/m ³ Sa	2577.0	4.8	312.5	1.3	7.3	4.8	2.7	0.3	2569.8	0.0	309.9	1.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ³ Sa	526.2	19.1	218.2	184.4	4.0	13.8	8.3	4.0	522.2	5.4	209.9	180.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3596.0	1437.4
	XI ng/m ³ Sa	NaN	14.8	111.7	95.3	NaN	14.8	27.9	34.0	NaN	0.0	83.8	61.2	805.6	302.4	38.4	30.0	767.2	272.4	2872.0	1022.0
	XII ng/m ³ Sa	507.9	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	507.9	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BaA	I ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1546.5	770.7	29.8	26.1	1516.7	744.6	NaN	NaN
	II ng/m ³ Sa	948.6	3.4	NaN	0.0	3.7	3.4	NaN	0.0	944.9	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ³ Sa	8.0	1.8	0.0	0.0	2.0	1.8	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	446.0	199.2
	IV ng/m ³ Sa	12.6	2.8	3.1	0.0	3.1	2.8	0.8	0.0	9.4	0.0	2.3	0.0	491.8	296.8	5.8	5.7	486.1	291.1	NaN	NaN
	V ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ³ Sa	15.5	3.3	13.4	NaN	3.9	3.3	3.3	NaN	11.6	0.0	10.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	82.9	22.1
	VII ng/m ³ Sa	849.3	2.6	10.6	0.0	6.8	2.6	2.7	0.0	842.4	0.0	8.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1090.7	530.4
	VIII ng/m ³ Sa	75.6	17.9	17.2	3.1	18.9	17.9	4.3	0.8	56.7	0.0	12.9	2.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	49.5	14.8
	IX ng/m ³ Sa	1751.9	10.7	23.7	2.9	9.7	10.7	5.9	0.7	1742.2	0.0	17.8	2.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ³ Sa	361.3	15.9	44.4	35.3	5.3	4.0	11.1	8.8	356.0	11.9	33.3	26.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2773.2	1118.6
	XI ng/m ³ Sa	NaN	19.8	248.7	181.8	NaN	19.8	62.2	45.4	NaN	0.0	186.5	136.3	356.0	27.1	6.3	6.8	349.7	20.3	1948.7	934.1
	XII ng/m ³ Sa	238.6	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	238.6	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier																		Sébastien (2013)	
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}
Chr	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	650.4	2.6	NaN	0.0	2.8	2.6	NaN	0.0	647.6	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	10.7	1.4	0.0	0.0	1.5	1.4	0.0	0.0	9.2	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	54.8	2.1	2.4	0.0	2.4	2.1	0.6	0.0	52.4	0.0	1.8	0.0	473.8	304.1	4.4	4.3	469.5	299.8	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	11.8	2.5	10.2	NaN	2.9	2.5	2.5	NaN	8.8	0.0	7.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	1413.6	2.0	59.0	0.0	5.2	2.0	2.0	0.0	1408.4	0.0	56.9	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	57.4	13.6	13.0	2.3	14.4	13.6	3.3	0.6	43.1	0.0	9.8	1.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	2952.4	8.1	18.0	2.2	7.4	8.1	4.5	0.6	2945.0	0.0	13.5	1.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	602.3	12.1	33.7	128.6	4.0	3.0	8.4	6.7	598.2	9.0	25.3	121.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	15.0	188.8	138.0	NaN	15.0	47.2	34.5	NaN	0.0	141.6	103.5	446.4	227.6	4.8	5.1	441.6	222.5	1535.5	161.9
	XII ng/m ² Sa	534.2	NaN	12.9	0.0	0.0	NaN	12.9	0.0	534.2	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BbF	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1952.9	596.5	58.4	51.2	1894.5	545.3	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	1427.8	6.7	NaN	0.0	7.2	6.7	NaN	0.0	1420.6	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	52.7	3.6	0.0	0.0	3.9	3.6	0.0	0.0	48.8	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	24.7	5.5	6.1	0.0	6.2	5.5	1.5	0.0	18.5	0.0	4.6	0.0	725.2	482.5	11.3	11.1	713.9	471.3	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	30.4	6.5	26.2	NaN	7.6	6.5	6.6	NaN	22.8	0.0	19.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	1548.1	5.1	20.8	0.0	13.4	5.1	5.2	0.0	1534.6	0.0	15.6	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	148.3	35.0	33.6	6.0	37.1	35.0	8.4	1.5	111.2	0.0	25.2	4.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	1732.9	20.9	46.4	5.7	19.0	20.9	11.6	1.4	1713.8	0.0	34.8	4.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	583.8	31.2	87.2	69.3	10.4	7.8	21.8	17.3	573.3	23.4	65.4	52.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	38.8	487.7	356.5	NaN	38.8	121.9	89.1	NaN	0.0	365.8	267.4	49.1	53.2	12.3	13.3	36.9	39.9	1967.7	864.0
	XII ng/m ² Sa	368.7	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	368.7	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BbF	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	233.7	204.8	58.4	51.2	175.3	153.6	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	28.9	6.7	NaN	0.0	7.2	6.7	NaN	0.0	21.7	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	15.7	3.6	0.0	0.0	3.9	3.6	0.0	0.0	11.8	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	24.7	5.5	6.1	0.0	6.2	5.5	1.5	0.0	18.5	0.0	4.6	0.0	45.2	44.6	11.3	11.1	33.9	33.4	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	30.4	6.5	26.2	NaN	7.6	6.5	6.6	NaN	22.8	0.0	19.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	53.7	5.1	20.8	0.0	13.4	5.1	5.2	0.0	40.3	0.0	15.6	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	148.3	35.0	33.6	6.0	37.1	35.0	8.4	1.5	111.2	0.0	25.2	4.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	76.1	20.9	46.4	5.7	19.0	20.9	11.6	1.4	57.1	0.0	34.8	4.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	41.7	31.2	87.2	69.3	10.4	7.8	21.8	17.3	31.3	23.4	65.4	52.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	38.8	487.7	356.5	NaN	38.8	121.9	89.1	NaN	0.0	365.8	267.4	49.1	53.2	12.3	13.3	36.9	39.9	921.2	436.8
	XII ng/m ² Sa	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BaP	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	395.7	346.7	98.9	86.7	296.7	260.1	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	48.9	11.4	NaN	0.0	12.2	11.4	NaN	0.0	36.7	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	26.6	6.1	0.0	0.0	6.7	6.1	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	41.8	9.3	10.3	0.0	10.5	9.3	2.6	0.0	31.4	0.0	7.7	0.0	76.5	75.4	19.1	18.9	57.4	56.6	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	51.4	11.0	44.4	NaN	12.9	11.0	11.1	NaN	38.6	0.0	33.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	774.8	8.6	35.3	0.0	22.7	8.6	8.8	0.0	752.0	0.0	26.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	251.1	59.3	57.0	10.2	62.8	59.3	14.2	2.5	188.3	0.0	42.7	7.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	128.9	35.5	78.6	9.7	32.2	35.5	19.6	2.4	96.7	0.0	58.9	7.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	279.0	52.7	147.6	117.3	17.7	13.2	36.9	29.3	261.4	39.6	110.7	88.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	65.6	825.7	603.6	NaN	65.6	206.4	150.9	NaN	0.0	619.3	452.7	414.2	90.0	20.8	22.5	393.4	67.5	357.5	327.3
	XII ng/m ² Sa	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
IP	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1353.8	1186.4	338.5	296.6	1015.4	889.8	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	167.4	39.1	NaN	0.0	41.9	39.1	NaN	0.0	125.6	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	91.1	20.8	0.0	0.0	22.8	20.8	0.0	0.0	68.3	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	143.1	31.9	35.2	0.0	35.8	31.9	8.8	0.0	107.3	0.0	26.4	0.0	359.8	258.2	65.4	64.5	294.4	193.6	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	176.0	37.8	151.9	NaN	44.0	37.8	38.0	NaN	132.0	0.0	114.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	427.6	29.6	120.7	0.0	77.7	29.6	30.2	0.0	349.9	0.0	90.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	859.2	202.9	194.9	34.8	214.8	202.9	48.7	8.7	644.4	0.0	146.2	26.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	1000.7	121.3	268.9	33.2	110.3	121.3	67.2	8.3	890.5	0.0	201.7	24.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	279.6	180.5	504.9	401.5	60.4	45.1	126.2	100.4	219.2	135.4	378.7	301.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	224.5	2825.3	2065.4	NaN	224.5	706.3	516.4	NaN	0.0	2119.0	1549.1	391.5	307.9	71.2	77.0	320.3	231.0	1101.0	638.0
	XII ng/m ² Sa	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier																Sébastien (2013)				
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	
D(a.h)A	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1353.8	1186.4	338.5	296.6	1015.4	889.8	NaN	NaN	
	II ng/m ² Sa	167.4	39.1	NaN	0.0	41.9	39.1	NaN	0.0	125.6	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/m ² Sa	91.1	20.8	0.0	0.0	22.8	20.8	0.0	0.0	68.3	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/m ² Sa	143.1	31.9	35.2	0.0	35.8	31.9	8.8	0.0	107.3	0.0	26.4	0.0	261.7	258.2	65.4	64.5	196.3	193.6	NaN	NaN	
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/m ² Sa	176.0	37.8	151.9	NaN	44.0	37.8	38.0	NaN	132.0	0.0	114.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII ng/m ² Sa	311.0	29.6	120.7	0.0	77.7	29.6	30.2	0.0	233.2	0.0	90.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII ng/m ² Sa	859.2	202.9	194.9	34.8	214.8	202.9	48.7	8.7	644.4	0.0	146.2	26.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX ng/m ² Sa	441.1	121.3	268.9	33.2	110.3	121.3	67.2	8.3	330.8	0.0	201.7	24.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X ng/m ² Sa	241.7	180.5	504.9	401.5	60.4	45.1	126.2	100.4	181.2	135.4	378.7	301.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI ng/m ² Sa	NaN	224.5	2825.3	2065.4	NaN	224.5	706.3	516.4	NaN	0.0	2119.0	1549.1	284.7	307.9	71.2	77.0	213.5	231.0	NaN	NaN	
	XII ng/m ² Sa	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Bper	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2606.1	2343.2	1590.7	1453.4	1015.4	889.8	NaN	NaN	
	II ng/m ² Sa	167.4	39.1	NaN	0.0	41.9	39.1	NaN	0.0	125.6	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/m ² Sa	91.1	20.8	0.0	0.0	22.8	20.8	0.0	0.0	68.3	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	493.3	247.3	
	IV ng/m ² Sa	143.1	31.9	35.2	0.0	35.8	31.9	8.8	0.0	107.3	0.0	26.4	0.0	359.8	355.0	65.4	64.5	294.4	290.4	NaN	NaN	
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/m ² Sa	176.0	37.8	151.9	NaN	44.0	37.8	38.0	NaN	132.0	0.0	114.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	109.1	0.0	
	VII ng/m ² Sa	427.6	29.6	120.7	0.0	77.7	29.6	30.2	0.0	349.9	0.0	90.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	808.5	508.3	
	VIII ng/m ² Sa	859.2	202.9	194.9	34.8	214.8	202.9	48.7	8.7	644.4	0.0	146.2	26.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	164.3	0.0	
	IX ng/m ² Sa	1028.2	121.3	268.9	33.2	110.3	121.3	67.2	8.3	917.9	0.0	201.7	24.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X ng/m ² Sa	289.1	180.5	504.9	401.5	60.4	45.1	126.2	100.4	228.7	135.4	378.7	301.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1305.3	0.0	
	XI ng/m ² Sa	NaN	224.5	2825.3	2065.4	NaN	224.5	706.3	516.4	NaN	0.0	2119.0	1549.1	391.5	307.9	71.2	77.0	320.3	231.0	1101.5	0.0	
	XII ng/m ² Sa	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
24M(MCPA)	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	
	II ng/m ² Sa	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.9	3.4	
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX ng/m ² Sa	395.0	0.0	0.0	34.4	112.5	0.0	0.0	34.0	282.6	0.0	0.0	0.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X ng/m ² Sa	0.0	329.4	572.1	176.7	0.0	320.3	517.6	160.6	0.0	9.1	54.5	16.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	
	XI ng/m ² Sa	NaN	3165.7	0.0	1687.3	NaN	3165.4	0.0	1600.7	NaN	0.3	0.0	86.6	593.6	10.5	519.6	0.0	74.0	10.5	115.2	36.9	
	XII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Mec	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	
	II ng/m ² Sa	0.0	164.1	NaN	0.0	0.0	164.1	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/m ² Sa	141.2	0.0	0.0	0.0	141.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/m ² Sa	112.1	194.8	0.0	0.0	110.9	194.8	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	196.8	1.0	196.3	0.0	0.6	1.0	0.0	0.0	
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/m ² Sa	138.1	0.0	0.0	NaN	138.1	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII ng/m ² Sa	1310.3	0.0	0.0	0.0	1310.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	151.7	0.0	0.0	0.0	138.9	0.0	0.0	0.0	12.8	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.7	2.4
	XII ng/m ² Sa	423.5	1.1	0.0	0.0	423.5	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Car	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1353.8	3707.5	1353.8	3707.5	0.0	0.0	NaN	NaN	
	II ng/m ² Sa	226.0	238.3	NaN	0.0	226.0	238.3	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/m ² Sa	86.5	149.6	0.0	0.0	86.5	149.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/m ² Sa	105.2	89.4	0.1	0.0	103.7	89.4	0.0	0.0	1.5	0.0	0.1	0.0	314.0	225.9	314.0	225.9	0.0	0.0	82.9	88.7	
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/m ² Sa	53.0	91.6	67.1	NaN	52.8	91.5	66.9	NaN	0.2	0.1	0.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII ng/m ² Sa	20.2	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.2	0.0	2.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII ng/m ² Sa	665.9	0.0	0.0	0.0	665.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX ng/m ² Sa	100.6	0.0	41.4	4.2	44.1	0.0	40.3	4.2	56.5	0.0	1.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	50.5	20.1	0.0	0.0	50.5	20.1	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	439.5	13278.2	
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	8.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	8.0	0.0	441.3	0.0	441.3	0.0	0.0	0.0	726.8	621.1	
	XII ng/m ² Sa	1418.0	751.4	2.2	0.0	1090.1	751.4	0.0	0.0	327.9	0.0	2.2	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	

		Garnier																Sébastien (2013)			
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}
Sim	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	0.0	89.9	NaN	0.0	0.0	89.9	NaN	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	0.0	282.6	0.0	0.0	0.0	282.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	20.6	32.1
	IV ng/m ² Sa	0.0	44.7	0.0	0.0	0.0	44.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	0.0	27.2	0.0	NaN	0.0	27.2	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	309.6	230.3
	VII ng/m ² Sa	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.4	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	472.6	0.0	0.0	4.0	472.6	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0
	IX ng/m ² Sa	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	687.4	0.0	0.0	0.0	687.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
DCPMU	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.1	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	0.0	1.1	0.1	0.0	0.0	1.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Isop	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	297.1	148.5	NaN	0.0	297.1	148.5	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	0.0	153.8	0.0	0.0	0.0	153.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	45.0	56.1
	IV ng/m ² Sa	4.2	127.8	0.1	0.0	3.6	127.8	0.0	0.0	0.6	0.0	0.1	0.0	212.4	208.1	209.3	206.5	3.0	1.5	119.6	133.8
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	18.5	12.6
	VII ng/m ² Sa	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.3	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	751.8	40.6	0.0	1.7	751.8	40.6	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1.2	1.0
	IX ng/m ² Sa	137.4	49.1	21.1	5.9	121.3	48.5	20.2	5.8	16.1	0.6	0.9	0.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	166.6	1032.7
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	216.8	0.0	NaN	0.0	211.9	0.0	NaN	0.0	4.9	0.0	64.1	2.9	64.1	0.0	0.0	2.9	68.0	58.7
	XII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Atr	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	161.7	191.2	0.0	0.0	161.7	191.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	9.4	11.4
	IV ng/m ² Sa	18.0	0.0	0.1	0.0	17.9	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	950.1	516.7	948.6	516.3	1.5	0.4	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	11.4	9.4
	VII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	1439.3	81.2	19.5	0.0	1439.2	81.2	19.5	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3.5	3.1
	IX ng/m ² Sa	146.9	98.0	1.7	7.5	66.2	97.1	1.7	7.5	80.7	0.9	0.0	0.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	1173.4	2.5	0.0	0.0	1110.9	2.5	0.0	0.0	62.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	2.8	27722.0	NaN	0.0	0.0	25921.2	NaN	0.0	2.8	1800.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	972.8	174.3	4.5	0.0	951.2	173.4	4.3	0.0	21.6	0.9	0.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Di	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	272.0	39.1	NaN	0.0	272.0	39.1	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	38.7	128.8	0.0	0.0	38.7	128.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	363.1	438.5
	IV ng/m ² Sa	15.2	32.0	0.0	0.0	14.3	31.9	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	189.7	149.0	189.7	148.4	0.0	0.5	12.4	69.4
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	124.5	101.3
	VII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	30.1	27.0
	IX ng/m ² Sa	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	724.0	82831.4
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	0.1	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	41.8	1.1	0.2	0.0	41.7	1.1	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier																		Sébastien (2013)		
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	
Dif	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	16.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.1	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	0.7	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
AMPA	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	3.6	0.0	3.6	0.0	0.1	NaN	NaN	
	II ng/m ² Sa	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	
	IV ng/m ² Sa	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	
	VI ng/m ² Sa	1.6	0.0	1.6	NaN	0.7	0.0	0.0	NaN	0.8	0.0	1.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	20.0	0.5	6.1	0.0	1.2	0.5	4.8	0.0	18.7	0.0	1.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	60.6	175.2	
	VIII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.8	0.1	0.0	0.0	0.8	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	0.0	1.9	0.0	0.1	0.0	1.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	0.4	0.7	0.1	0.0	0.0	0.7	0.1	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
GIA	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	51.2	20.9	47.3	20.5	4.0	0.4	NaN	NaN	
	II ng/m ² Sa	17.8	11.4	NaN	0.0	13.4	11.4	NaN	0.0	4.4	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	7.1	0.8	0.0	0.0	7.0	0.8	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	11.7	8.1	11.5	7.9	0.2	0.2	NaN	NaN	
	IV ng/m ² Sa	0.0	7.6	0.1	0.0	0.0	7.6	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.9	13.8	12.8	12.9	1.1	0.9	NaN	NaN	
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1061.5	0.0	
	VI ng/m ² Sa	1.1	0.0	0.0	NaN	1.1	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	7.6	0.0	0.6	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	5.7	0.0	0.6	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	121.2	58.4	
	VIII ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	0.0
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	1.9	1.1	0.1	0.0	1.7	1.1	0.1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Gly	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	20.5	6.7	19.8	6.5	0.7	0.2	NaN	NaN	
	II ng/m ² Sa	0.0	0.8	NaN	0.0	0.0	0.8	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	2.2	9.2	0.0	0.0	2.2	9.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	70.3	21.9	69.6	21.5	0.7	0.4	NaN	NaN	
	IV ng/m ² Sa	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.1	2.0	0.0	0.3	0.1	NaN	NaN	
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	0.0
	VI ng/m ² Sa	1.1	0.3	0.0	NaN	1.1	0.0	0.0	NaN	0.0	0.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	96.5	0.1	13.6	0.0	0.0	0.0	6.6	0.0	96.5	0.1	6.9	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	80.8	33.4	
	VIII ng/m ² Sa	0.0	0.0	1.2	0.2	0.0	0.0	1.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	5890.4	152.7	
	XI ng/m ² Sa	NaN	5.5	0.0	12.7	NaN	5.5	0.0	12.7	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	2.8	0.0	0.1	0.0	1.7	0.0	0.1	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BPA	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	21323.1	15916.3	20841.4	15639.6	481.7	276.7	NaN	NaN	
	II ng/m ² Sa	997.8	1777.4	NaN	0.0	812.9	1767.7	77.3	0.0	184.9	9.6	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	319.9	301.2	0.0	0.0	313.2	301.2	0.0	0.0	6.8	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	564.0	711.9	73.7	0.0	524.3	709.1	72.2	0.0	39.7	2.8	1.5	0.0	4788.2	5451.0	4539.4	5221.5	248.9	229.5	NaN	NaN	
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	5631.5	4740.4	0.0
	VI ng/m ² Sa	553.1	322.6	422.7	NaN	515.4	313.3	417.7	NaN	37.7	9.3	5.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	3443.2	3304.6	606.7	2647.3	2866.2	3136.3	600.8	2646.9	577.0	168.4	5.9	0.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	4210.9	908.0	329.4	28.2	3919.2	816.0	304.1	26.2	291.7	92.0	25.2	2.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	13627.8	12047.8	0.0
	X ng/m ² Sa	780.2	282.6	220.7	0.0	685.6	153.2	195.6	0.0	94.6	129.4	25.1	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	1347.8	5411.4	NaN	0.0	1230.9	5069.9	NaN	0.0	116.8	341.4	3740.2	5093.0	3404.6	4785.5	335.6	307.5	NaN	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier																		Sébastien (2013)		
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	
NPECL	I ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	5359.5	0.0	5324.7	0.0	34.9	0.0	NaN	NaN	
	II ng/m ³ Sa	220.0	81.7	NaN	0.0	109.5	77.2	55.5	0.0	110.4	4.5	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/m ³ Sa	0.0	51.2	0.0	0.0	0.0	43.0	0.0	0.0	0.0	8.2	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/m ³ Sa	210.8	32.9	19.1	0.0	195.4	31.3	17.5	0.0	15.3	1.6	1.6	0.0	1245.6	1712.6	1234.6	1698.5	10.9	14.1	NaN	NaN	
	V ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI ng/m ³ Sa	0.0	43.9	24.7	NaN	0.0	21.8	18.6	NaN	0.0	22.1	6.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII ng/m ³ Sa	0.0	466.9	105.6	67.2	0.0	360.3	98.8	66.7	0.0	106.6	6.8	0.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX ng/m ³ Sa	0.0	450.1	115.0	16.0	0.0	335.3	83.8	13.8	0.0	114.8	31.2	2.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X ng/m ³ Sa	0.0	69.4	102.8	102.4	0.0	39.8	54.1	86.3	0.0	29.6	48.7	16.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI ng/m ³ Sa	NaN	251.9	888.6	556.8	NaN	247.5	741.7	331.1	NaN	4.4	146.9	225.7	1155.8	1281.2	1141.2	1266.0	14.6	15.1	NaN	NaN	
	XII ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
4-OP	I ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1231.9	1910.4	1177.3	1889.9	54.6	20.5	NaN	NaN	
	II ng/m ³ Sa	1785.1	163.0	NaN	0.0	1327.5	130.3	21.0	0.0	457.7	32.8	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/m ³ Sa	76.5	128.3	0.0	0.0	36.0	38.7	0.0	0.0	40.5	89.6	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	344.4	273.5	
	IV ng/m ³ Sa	60.9	12.3	11.1	0.0	16.0	6.7	1.8	0.0	44.8	5.6	9.3	0.0	689.6	709.4	541.7	620.0	147.8	89.5	NaN	NaN	
	V ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	583.8	364.4
	VI ng/m ³ Sa	57.6	137.9	85.5	NaN	25.2	6.7	7.0	NaN	32.4	131.2	78.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	104.2	57.5
	VII ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ³ Sa	1543.1	1285.2	124.5	35.8	46.6	32.6	94.3	32.9	1496.6	1252.6	30.2	2.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ³ Sa	206.9	552.6	68.9	13.2	133.7	226.1	10.0	6.0	73.1	326.5	58.9	7.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	991.4	936.0
	X ng/m ³ Sa	45.4	30.6	450.3	265.8	19.5	6.6	26.6	134.1	25.9	24.0	423.7	131.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ³ Sa	NaN	107.5	940.5	2371.3	NaN	107.5	439.3	650.4	NaN	0.0	501.2	1720.9	130.7	154.0	56.7	105.6	74.0	48.4	NaN	NaN	
	XII ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
OP1EO	I ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	5811.6	4109.4	5733.3	4094.4	78.2	15.0	NaN	NaN	
	II ng/m ³ Sa	220.6	101.2	NaN	0.0	54.5	97.3	28.2	0.0	166.1	3.9	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/m ³ Sa	82.7	223.2	0.0	0.0	74.5	214.7	0.0	0.0	8.2	8.5	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/m ³ Sa	49.8	87.8	26.2	0.0	23.3	86.0	20.2	0.0	26.4	1.7	6.0	0.0	1283.7	1583.3	1156.6	1570.8	127.1	12.6	NaN	NaN	
	V ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	142.7	265.9
	VI ng/m ³ Sa	182.5	161.5	324.8	NaN	144.6	53.3	296.8	NaN	37.9	108.2	28.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ³ Sa	1230.1	440.5	76.5	10.9	1056.7	363.9	55.6	9.5	173.4	76.6	20.9	1.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ³ Sa	940.5	416.7	106.3	17.0	682.6	232.2	60.8	12.0	257.8	184.6	45.5	4.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	489.9	347.6
	X ng/m ³ Sa	428.1	0.0	241.3	108.7	417.6	0.0	152.0	94.4	10.5	0.0	89.3	14.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ³ Sa	NaN	0.0	2074.3	1446.7	NaN	0.0	1884.4	900.9	NaN	0.0	189.9	545.8	772.0	668.8	651.1	627.4	120.9	41.4	NaN	NaN	
	XII ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
OP2EO	I ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	378.9	33.6	370.3	29.1	8.6	4.4	NaN	NaN	
	II ng/m ³ Sa	31.3	22.2	NaN	0.0	3.2	19.3	5.3	0.0	28.1	2.9	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III ng/m ³ Sa	9.8	5.0	0.0	0.0	6.6	5.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV ng/m ³ Sa	14.3	25.0	5.6	0.0	10.8	25.0	5.0	0.0	3.5	0.0	0.6	0.0	28.6	106.5	24.7	102.2	3.9	4.3	NaN	NaN	
	V ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	116.8	55.6
	VI ng/m ³ Sa	32.4	8.0	4.9	NaN	29.0	2.5	3.3	NaN	3.5	5.5	1.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ³ Sa	199.9	46.1	32.5	2.7	117.9	15.5	30.2	2.5	82.0	30.6	2.3	0.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ³ Sa	122.6	118.2	73.7	1.2	78.7	81.8	66.0	0.6	43.9	36.4	7.7	0.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	174.8	95.7
	X ng/m ³ Sa	31.5	11.9	89.6	9.2	23.3	3.1	82.0	4.8	8.3	8.8	7.7	4.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ³ Sa	NaN	9.2	71.7	77.9	NaN	9.2	36.0	26.5	NaN	0.0	35.7	51.4	71.7	34.3	50.6	12.5	21.1	21.8	NaN	NaN	
	XII ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
4-NP	I ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	20812.6	20212.7	19754.0	19910.8	1058.6	301.9	NaN	NaN	
	II ng/m ³ Sa	1377.2	2494.4	NaN	0.0	4.4	2367.6	758.3	0.0	1372.8	126.8	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ³ Sa	397.2	315.9	0.0	0.0	335.8	154.3	0.0	0.0	61.4	161.6	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1184.6	815.2
	IV ng/m ³ Sa	1277.5	0.0	260.0	0.0	1127.1	0.0	219.6	0.0	150.4	0.0	40.4	0.0	7227.1	4108.9	5814.3	3871.1	1412.8	237.8	NaN	NaN	
	V ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	5430.0	4715.7
	VI ng/m ³ Sa	756.2	0.0	481.6	NaN	563.2	0.0	365.5	NaN	193.0	0.0	116.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2761.3	1499.7
	VII ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ³ Sa	9232.0	9121.5	3415.1	102.7	5244.4	7460.7	3219.0	94.5	3987.6	1660.8	196.1	8.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1901.6	1725.2
	IX ng/m ³ Sa	4799.3	3432.2	1334.1	113.4	4486.8	1684.6	941.5	82.7	312.4	1747.7	392.6	30.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	18567.7	13009.5
	X ng/m ³ Sa	804.3	1469.9	2477.0	707.8	725.8	726.7	2104.5	534.9	78.5	743.1	372.5	172.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ³ Sa	NaN	12582.6	29718.0	0.0	NaN	12496.1	27197.8	0.0	NaN	86.5	2520.3	0.0	2994.3	2414.7	2578.3	2016.9	415.9	397.8	NaN	NaN	
	XII ng/m ³ Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier																		Sébastien (2013)	
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}
NP2EO	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	216.9	0.0	NaN	0.0	2.7	0.0	27.9	0.0	214.2	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	47.2	0.0	0.0	0.0	29.5	0.0	0.0	0.0	17.7	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	222.6	0.0	68.9	0.0	196.9	0.0	66.4	0.0	25.7	0.0	2.5	0.0	1014.5	475.5	909.6	416.3	104.9	59.3	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	93.0	0.0	126.0	NaN	73.8	0.0	115.6	NaN	19.2	0.0	10.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	1813.1	0.0	81.7	125.5	1604.5	0.0	66.2	121.9	208.5	0.0	15.5	3.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	1437.6	0.0	189.1	0.0	1392.4	0.0	158.7	0.0	45.2	0.0	30.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	854.9	0.0	874.2	752.6	840.6	0.0	821.8	741.1	14.3	0.0	52.5	11.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	3040.0	0.0	NaN	0.0	2910.9	0.0	NaN	0.0	129.1	0.0	323.3	454.1	221.0	358.7	102.2	95.5	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
NP1EO	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3950.9	1247.7	3837.2	1210.8	113.7	36.9	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	343.6	125.6	NaN	0.0	75.4	114.4	23.5	0.0	268.2	11.3	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	0.0	0.0	20.1	0.0	0.0	0.0	15.4	0.0	0.0	0.0	4.7	0.0	1412.2	551.8	1270.2	511.0	142.0	40.8	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	0.0	0.0	90.3	22.1	0.0	0.0	72.0	19.1	0.0	0.0	18.3	3.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	549.6	534.5	324.3	15.0	472.5	307.6	254.2	9.6	77.1	226.9	70.1	5.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	257.1	227.7	0.0	0.0	76.4	178.2	0.0	0.0	180.7	49.5	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	1030.8	0.0	NaN	0.0	837.8	0.0	NaN	0.0	193.0	0.0	357.1	344.1	306.7	264.7	50.4	79.4	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B28	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	34.7	1.7	NaN	0.0	0.3	0.1	0.1	0.0	34.4	1.6	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	1.8	4.0	0.0	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	1.6	3.9	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	4.0	0.6	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	3.8	0.5	0.0	0.0	7.8	7.8	0.2	0.2	7.6	7.6	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	0.0	8.9	2.4	NaN	0.0	0.3	0.2	NaN	0.0	8.6	2.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	84.3	29.7	2.7	0.2	0.7	0.6	0.3	0.0	83.6	29.1	2.4	0.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	19.8	29.4	8.4	0.7	0.3	0.4	0.4	0.1	19.4	29.0	7.9	0.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	9.0	0.0	12.7	0.0	0.1	0.0	8.0	0.0	8.9	0.0	4.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	17.5	92.2	89.6	NaN	17.5	74.2	63.7	NaN	0.0	17.9	25.8	17.1	13.3	8.9	9.3	8.1	4.0	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B47	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	61.6	0.1	NaN	0.0	0.2	0.1	0.3	0.0	61.4	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	3.7	4.5	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	3.4	4.3	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	23.8	7.9	0.2	0.0	0.1	0.4	0.1	0.0	23.7	7.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	13.4	1.5	0.7	NaN	0.2	0.4	0.4	NaN	13.3	1.0	0.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	101.8	8.5	1.5	0.3	4.2	4.2	1.2	0.3	97.6	4.4	0.3	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	248.3	5.7	1.1	0.0	2.6	0.5	0.3	0.0	245.8	5.2	0.9	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.8	1.8	1.9	0.0	0.2	0.2	0.5	0.0	0.5	1.6	1.4	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.9	9.3	0.0	NaN	0.9	2.7	0.0	NaN	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B100	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	37.3	34.4	35.4	32.0	1.9	2.4	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	94.1	2.4	NaN	0.0	1.0	0.8	0.4	0.0	93.1	1.5	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	2.5	2.8	0.0	0.0	0.9	0.4	0.0	0.0	1.7	2.4	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	7.1	2.5	0.8	0.0	0.4	1.1	0.2	0.0	6.7	1.4	0.6	0.0	4.4	5.9	0.2	1.5	4.2	4.3	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	5.4	7.3	2.2	NaN	0.6	0.8	0.4	NaN	4.7	6.5	1.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	72.9	29.8	5.7	1.1	6.6	6.7	4.9	1.0	66.3	23.1	0.9	0.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	30.6	30.0	9.0	1.8	3.1	2.6	1.6	0.8	27.5	27.4	7.4	1.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	10.5	12.1	13.0	0.0	1.2	4.6	8.3	0.0	9.3	7.5	4.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	13.4	74.1	78.4	NaN	13.4	38.4	27.7	NaN	0.0	35.8	50.7	8.8	7.3	0.3	0.3	8.5	7.0	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier																Sébastien (2013)			
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL	
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}
B99	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	8.5	12.7	6.5	9.8	2.0	2.9	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	45.5	1.5	NaN	0.0	0.3	0.3	0.1	0.0	45.2	1.2	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	1.3	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	7.1	4.2	0.7	0.0	0.3	2.7	0.5	0.0	6.8	1.6	0.2	0.0	2.9	12.8	2.0	2.0	0.9	10.8	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	55.9	37.1
	VI ng/m ² Sa	5.2	0.0	1.7	NaN	0.5	0.0	0.1	NaN	4.7	0.0	1.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	72.9	0.0	1.8	0.3	0.8	0.0	0.9	0.0	72.1	0.0	0.9	0.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	42.0	0.0	4.1	1.2	0.4	0.0	0.2	0.0	41.6	0.0	3.9	1.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	3.3
	X ng/m ² Sa	4.0	0.0	8.0	0.0	0.1	0.0	0.3	0.0	3.9	0.0	7.8	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	20.6	0.0	NaN	0.0	2.6	0.0	NaN	0.0	18.0	0.0	33.3	4.3	0.3	0.3	33.1	4.0	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B154	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3.7	1.8	1.7	1.4	2.0	0.3	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	17.4	0.6	NaN	0.0	0.2	0.2	0.1	0.0	17.2	0.4	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	2.0	0.5	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	1.9	0.4	0.0	0.0	0.8	1.8	0.3	0.1	0.5	1.7	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	1.4	0.0	0.0	NaN	0.1	0.0	0.0	NaN	1.3	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	10.1	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	9.6	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	2.8	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.0	0.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	1.2	0.0	0.0	5.0	0.1	0.0	0.0	4.3	1.1	0.0	0.0	0.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	1.8	2.8	0.4	0.4	1.4	2.4	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B153	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	13.3	6.9	4.0	4.0	9.3	3.0	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	65.8	3.3	NaN	0.0	0.5	0.7	0.2	0.0	65.3	2.6	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	5.3	0.6	0.5	0.0	0.3	0.1	0.0	0.0	5.0	0.5	0.5	0.0	2.0	3.8	0.5	0.5	1.5	3.3	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0
	VI ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	0.0	0.0	2.2	0.2	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	1.8	0.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	15.7	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	15.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	43.7	8.6
	X ng/m ² Sa	3.9	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	2.0	0.0	0.0	NaN	2.0	0.0	0.0	NaN	0.0	0.0	0.0	2.6	6.5	0.6	1.6	2.0	4.8	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B183	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	57.0	46.1	40.0	42.4	17.0	3.7	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	80.7	4.4	NaN	0.0	2.9	2.2	1.7	0.0	77.8	2.2	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	4.2	0.6	0.0	0.0	2.7	0.6	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	19.7	2.7	1.4	0.0	1.4	0.9	0.3	0.0	18.3	1.9	1.1	0.0	11.0	19.5	0.9	1.8	10.1	17.8	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	22.6	13.2
	VI ng/m ² Sa	9.7	20.1	5.1	NaN	2.2	8.2	1.4	NaN	7.6	11.9	3.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	176.3	79.6	30.4	2.0	41.7	38.6	26.8	1.8	134.6	41.0	3.6	0.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	41.4	56.8	15.9	2.4	6.2	4.3	2.9	0.8	35.1	52.5	13.0	1.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	87.3	15.9
	X ng/m ² Sa	56.6	15.5	28.4	16.9	1.8	1.4	14.8	8.3	54.8	14.2	13.6	8.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	15.3	100.2	113.1	NaN	13.4	38.4	27.7	NaN	1.9	61.8	85.5	18.5	53.6	0.3	0.1	18.1	53.5	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B205	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	13.3	54.4	12.5	11.7	0.8	42.7	NaN	NaN
	II ng/m ² Sa	527.0	21.4	NaN	0.0	1.6	1.4	0.7	0.0	525.4	20.1	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III ng/m ² Sa	17.6	43.6	0.0	0.0	0.8	0.7	0.0	0.0	16.8	42.9	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV ng/m ² Sa	63.9	8.1	8.4	0.0	1.3	1.1	0.3	0.0	62.5	7.0	8.1	0.0	55.6	4.1	2.2	2.1	53.4	2.0	NaN	NaN
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI ng/m ² Sa	63.8	3.8	2.2	NaN	1.6	1.4	1.3	NaN	62.2	2.5	0.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII ng/m ² Sa	35.6	17.0	0.0	0.4	7.3	7.3	0.0	0.3	28.3	9.7	0.0	0.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX ng/m ² Sa	118.1	0.0	6.7	11.4	4.1	0.0	2.3	0.3	114.0	0.0	4.4	11.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	0.0	5.1	0.0	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI ng/m ² Sa	NaN	8.2	0.0	42.4	NaN	8.2	0.0	19.5	NaN	0.0	0.0	22.9	5.1	73.9	2.6	3.0	2.5	71.0	NaN	NaN
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier																Sébastien (2013)				
		TOTAL				DISSOLVED				PARTICULATE				TOTAL		DISSOLVED		PARTICULATE		TOTAL		
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noüe	Asphalte	CSR	Tranchée	Noüe	Asphalte	CSR	Tranchée	Noüe	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	DR-E	DR-S	
		MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa ₁₅	MSa ₁₅	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{0E}	MSa _{0S}	MSa _{1E}	MSa _{1S}	
B209	I ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	1770.0	47.1	19.1	21.6	1750.8	25.5	NaN	NaN		
	II ng/m ² Sa	701.9	0.0	NaN	0.0	2.7	0.0	1.5	0.0	699.2	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	III ng/m ² Sa	41.4	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	0.0	38.2	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN		
	IV ng/m ² Sa	178.9	165.4	0.8	0.0	3.5	0.5	0.6	0.0	175.4	164.9	0.2	0.0	0.0	213.8	0.0	5.8	0.0	208.0	NaN	NaN	
	V ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2789.4	940.6	
	VI ng/m ² Sa	56.8	0.0	1.8	NaN	0.7	0.0	1.1	NaN	56.1	0.0	0.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII ng/m ² Sa	1638.6	0.0	5.5	0.9	6.1	0.0	4.6	0.6	1632.6	0.0	0.8	0.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX ng/m ² Sa	7373.5	94.8	117.8	3.4	6.0	13.0	4.6	0.8	7367.5	81.7	113.2	2.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2884.2	715.8
	X ng/m ² Sa	0.0	0.0	334.4	63.6	0.0	0.0	8.1	8.3	0.0	0.0	326.3	55.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI ng/m ² Sa	NaN	16.2	111.8	322.3	NaN	13.4	20.0	14.6	NaN	2.8	307.7	427.6	224.6	2.0	2.2	425.6	222.4	NaN	NaN	NaN	
	XII ng/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
MES	I mg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	1543.4	403.4	-	-	-	-	-	-		
	II mg/m ² Sa	1020.5	4.6	NaN	0.0	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-		
	III mg/m ² Sa	10.6	0.0	0.0	0.0	-	-	-	-	-	-	-	69.8	56.6	-	-	-	-	-	-		
	IV mg/m ² Sa	283.3	0.0	7.6	0.0	-	-	-	-	-	-	-	316.6	228.9	-	-	-	-	-	-		
	V mg/m ² Sa	NaN	NaN	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-		
	VI mg/m ² Sa	117.3	12.6	12.7	NaN	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-		
	VII mg/m ² Sa	5001.6	0.0	281.6	0.0	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-		
	VIII mg/m ² Sa	2935.7	169.1	48.7	7.2	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-		
	IX mg/m ² Sa	18513.2	204.2	502.0	12.0	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-		
	X mg/m ² Sa	5587.5	193.3	673.3	363.0	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-		
	XI mg/m ² Sa	NaN	0.0	317.8	4191.1	-	-	-	-	-	-	-	760.4	155.3	-	-	-	-	-	-		
	XII mg/m ² Sa	2580.5	NaN	9.1	0.0	-	-	-	-	-	-	-	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-		

Annexe 13. Efficacités en Concentrations totales, dissoutes et particulaires pour l'ensemble des sites étudiés

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C _{ts}	Eff C _{ts}	Eff C _{ts}	Eff C _{ds}	Eff C _{ds}	Eff C _{ds}	Eff C _{ps}	Eff C _{ps}	Eff C _{ps}	Eff C _{ts}	Eff C _{ds}	Eff C _{ps}	Eff C _{ts}	Eff C _{ds}	Eff C _{ps}
As	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	32.7	0.0	47.8	NaN	NaN	NaN	
	II %	29.1	NaN	NaN	-1105.5	NaN	NaN	97.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-247.2	NaN	NaN	-634.5	NaN	NaN	87.5	NaN	NaN	-7.1	-5.4	-9.1	NaN	NaN	
	IV %	5.3	68.7	NaN	-472.8	-13.9	NaN	100.0	85.1	NaN	19.0	3.8	24.9	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	64.3	0.0	
	VI %	-69.3	-21.1	NaN	-565.0	-271.5	NaN	88.5	58.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	42.7	13.0	NaN	-312.1	-319.6	NaN	90.2	57.5	NaN	NaN	NaN	NaN	29.6	0.0	
	VIII %	-138.0	-90.0	-143.9	-607.6	-384.2	-627.3	81.6	47.6	82.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	88.5	93.6	88.0	-242.9	-20.4	-218.6	99.6	97.4	98.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	81.1	85.8	59.9	-66.5	50.8	-102.1	98.6	89.9	79.1	NaN	NaN	NaN	57.3	33.3	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	41.6	-26.3	60.8	31.1	0.0	
	XII %	59.9	87.6	NaN	-481.3	-18.3	NaN	98.4	95.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Cd	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	40.9	0.0	55.0	13.7	0.0	58.1	
	II %	90.2	NaN	NaN	11.5	NaN	NaN	94.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3.7	0.0	
	III %	69.6	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	78.3	NaN	NaN	-10.0	-10.0	0.0	NaN	NaN	
	IV %	95.7	95.7	NaN	0.0	0.0	NaN	100.0	95.7	NaN	28.6	14.8	37.5	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	81.1	0.0	
	VI %	71.9	45.2	NaN	0.0	0.0	NaN	71.9	45.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	73.0	-501.3	NaN	65.3	-4188.6	NaN	70.6	-176.9	NaN	NaN	NaN	NaN	31.6	NaN	
	VIII %	41.0	-4.8	-7.7	0.0	50.6	-306.6	52.6	-24.2	47.4	NaN	NaN	NaN	-18.8	0.0	
	IX %	98.6	97.1	97.0	25.0	-28.1	-45.3	99.4	98.5	98.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	99.5	98.9	98.5	0.0	0.0	0.0	99.5	98.9	98.5	NaN	NaN	NaN	61.3	0.0	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	45.9	0.0	53.1	50.0	0.0	
	XII %	92.1	98.8	NaN	-49.1	48.7	NaN	95.4	98.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Co	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	45.6	3.8	61.6	NaN	NaN	NaN	
	II %	92.5	NaN	NaN	-223.3	NaN	NaN	97.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	82.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	82.0	NaN	NaN	-5.3	4.1	-26.8	NaN	NaN	
	IV %	90.9	85.6	NaN	-109.1	0.0	NaN	100.0	85.6	NaN	19.7	0.0	31.7	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	91.1	100.0	
	VI %	70.4	67.9	NaN	-84.2	0.0	NaN	84.4	67.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	94.7	76.4	NaN	36.1	-100.4	NaN	96.4	81.8	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	
	VIII %	28.8	-15.6	37.4	-152.6	0.0	-106.6	65.1	-15.6	67.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	98.5	98.4	97.4	80.1	91.5	64.2	99.1	98.4	98.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	95.2	94.6	82.5	92.9	96.9	78.7	95.6	93.6	83.2	NaN	NaN	NaN	80.8	100.0	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	53.4	8.4	57.1	66.7	100.0	
	XII %	83.9	96.6	NaN	-335.8	0.0	NaN	88.7	96.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Cr	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	50.2	-4.0	56.2	NaN	NaN	NaN	
	II %	87.8	NaN	NaN	-522.0	NaN	NaN	93.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	42.5	NaN	NaN	-257.3	NaN	NaN	88.1	NaN	NaN	-17.4	-3.9	-29.6	NaN	NaN	
	IV %	56.0	19.4	NaN	-686.8	-140.2	NaN	76.5	23.8	NaN	28.6	8.8	35.2	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	82.4	12.5	
	VI %	-11.1	16.8	NaN	-102.1	-176.1	NaN	4.7	38.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	93.0	-9.0	NaN	-424.4	-661.8	NaN	95.8	-5.5	NaN	NaN	NaN	NaN	82.2	12.5	
	VIII %	31.6	34.4	-4.5	-186.4	-421.3	-1200.0	40.4	52.7	43.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	94.3	91.1	89.3	-208.1	-497.7	-1102.5	95.1	92.8	92.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	91.5	86.6	78.6	-148.8	-129.6	-314.6	93.3	88.2	81.5	NaN	NaN	NaN	71.3	0.0	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	49.4	0.0	53.7	34.4	-122.2	
	XII %	73.9	84.0	NaN	-2627.3	-205.3	NaN	89.7	85.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Cu	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	49.3	-14.2	64.2	48.7	-46.2	67.2	
	II %	65.8	NaN	NaN	-281.1	NaN	NaN	97.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	40.3	0.0	
	III %	-0.8	NaN	NaN	-91.2	NaN	NaN	98.3	NaN	NaN	-4.8	-1.1	-12.3	NaN	NaN	
	IV %	47.1	60.1	NaN	-210.3	-105.4	NaN	100.0	94.1	NaN	18.8	0.4	30.2	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	88.3	-12.3	
	VI %	28.2	-0.6	NaN	-90.7	-104.0	NaN	87.1	50.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	77.4	67.0	NaN	-177.6	-6.4	NaN	97.7	72.9	NaN	NaN	NaN	NaN	39.5	8.7	
	VIII %	-60.6	-6.9	32.4	-189.2	-57.1	4.7	57.8	39.3	57.8	NaN	NaN	NaN	7.1	0.0	
	IX %	89.9	91.2	87.2	-583.5	-324.4	-670.1	99.8	97.4	98.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	84.4	87.4	75.2	-614.8	-295.0	-750.9	98.4	95.0	91.7	NaN	NaN	NaN	74.6	-6.5	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	48.7	-19.0	63.4	46.7	-26.8	
	XII %	63.0	82.6	NaN	-557.2	-188.4	NaN	96.9	97.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅
Mn	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	53.2	-36.7	60.6	NaN	NaN	NaN	
	II %	98.2	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	98.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	95.1	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	95.1	NaN	NaN	-6.0	12.5	-17.9	NaN	NaN	
	IV %	97.0	87.2	NaN	66.9	50.2	NaN	97.7	88.1	NaN	22.9	-22.0	30.9	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	88.0	73.9	
	VI %	96.3	68.9	NaN	0.0	0.0	NaN	96.3	68.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	99.3	83.0	NaN	99.2	67.0	NaN	99.3	85.5	NaN	NaN	NaN	NaN	48.1	60.0	
	VIII %	85.2	51.3	100.0	26.3	26.3	100.0	84.8	49.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	99.8	98.9	98.9	99.9	99.8	99.9	99.8	98.6	98.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	98.8	96.0	91.5	99.9	99.7	99.9	97.3	90.6	79.3	NaN	NaN	NaN	74.6	33.3	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	49.2	-23.5	51.1	49.2	19.6	
	XII %	98.0	95.6	NaN	0.0	0.0	NaN	98.5	96.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Mo	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	30.9	0.0	64.2	NaN	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	-6.3	45.0	NaN	NaN	NaN	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	7.6	0.0	44.9	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	83.9	79.6	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	92.8	100.0	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	26.5	-19.3	72.2	-630.0	NaN	
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Ni	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	56.1	0.0	69.6	32.1	12.5	48.9	
	II %	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	47.5	50.0	44.1	
	III %	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	-31.3	-32.1	-29.2	NaN	NaN	
	IV %	100.0	33.0	NaN	100.0	0.0	NaN	100.0	33.0	NaN	31.3	0.0	42.9	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	82.3	42.9	
	VI %	100.0	58.7	NaN	100.0	0.0	NaN	100.0	58.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	93.0	78.6	NaN	29.6	54.0	NaN	95.3	77.8	NaN	NaN	NaN	NaN	74.4	44.0	
	VIII %	-18.2	-177.7	-166.1	-66.4	-3.0	-563.3	0.0	-252.5	0.0	NaN	NaN	NaN	-1.9	28.6	
	IX %	91.9	92.5	87.8	-151.6	-94.9	-1107.6	93.7	93.9	96.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	93.2	86.7	72.5	28.7	66.9	-128.3	95.5	86.3	79.7	NaN	NaN	NaN	67.2	35.7	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-3.0	-40.2	0.0	47.8	11.8	
	XII %	51.7	79.7	NaN	-38.9	-52.7	NaN	57.1	87.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Pb	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	28.3	-17.3	30.2	68.2	0.0	69.6	
	II %	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	41.8	0.0	46.2	
	III %	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	-19.1	-8.5	-21.5	NaN	NaN	
	IV %	100.0	84.9	NaN	100.0	-152.1	NaN	100.0	87.8	NaN	23.3	-19.0	26.3	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	89.9	25.0	
	VI %	100.0	51.6	NaN	100.0	-117.5	NaN	100.0	56.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	100.0	77.1	NaN	100.0	0.0	NaN	100.0	77.1	NaN	NaN	NaN	NaN	46.1	33.3	
	VIII %	100.0	14.6	100.0	100.0	0.0	100.0	100.0	14.6	100.0	NaN	NaN	NaN	55.3	0.0	
	IX %	100.0	98.5	98.1	100.0	0.0	-139.9	100.0	98.5	98.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	100.0	97.3	89.8	100.0	64.9	64.9	100.0	97.3	89.8	NaN	NaN	NaN	74.2	-33.3	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	63.5	-13.7	65.3	55.4	-25.0	
	XII %	100.0	96.6	NaN	100.0	50.2	NaN	100.0	96.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Sr	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	22.4	8.3	76.6	NaN	NaN	NaN	
	II %	-163.9	NaN	NaN	-516.4	NaN	NaN	98.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-361.9	NaN	NaN	-383.8	NaN	NaN	96.4	NaN	NaN	18.6	19.2	-6.1	NaN	NaN	
	IV %	-216.5	-73.9	NaN	-267.5	-94.7	NaN	91.5	52.2	NaN	6.3	1.8	36.0	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	53.1	19.5	
	VI %	-328.6	-324.1	NaN	-365.3	-354.1	NaN	83.8	13.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	-194.5	-118.5	NaN	-479.4	-292.6	NaN	30.2	18.8	NaN	NaN	NaN	NaN	14.2	3.9	
	VIII %	-494.1	-461.6	-440.8	-552.3	-492.8	-493.3	60.4	-164.4	59.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	3.7	18.1	-17.9	-395.5	-298.0	-502.2	99.5	93.9	98.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	29.4	30.2	-53.7	-354.6	-273.3	-798.9	98.9	85.2	81.3	NaN	NaN	NaN	34.5	21.7	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	13.8	-8.6	66.2	41.5	31.1	
	XII %	-170.9	-63.6	NaN	-437.1	-216.8	NaN	96.5	90.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅
Ti	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	48.9	-1364.9	52.1	NaN	NaN	NaN
	II %	96.6	NaN	NaN	-42.6	NaN	NaN	96.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	99.7	NaN	NaN	81.5	NaN	NaN	99.7	NaN	NaN	-23.8	-130.3	-20.3	NaN	NaN	NaN
	IV %	99.1	90.1	NaN	-76.6	-556.4	NaN	99.8	92.6	NaN	38.2	62.2	37.8	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	87.9	NaN	89.0
	VI %	99.3	80.1	NaN	0.0	0.0	NaN	99.3	80.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	99.7	91.1	NaN	55.1	-68.9	NaN	99.7	91.2	NaN	NaN	NaN	NaN	48.8	NaN	48.8
	VIII %	62.1	99.4	52.9	78.6	85.2	17.5	61.4	99.4	54.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	99.9	98.9	99.5	67.8	-154.2	0.0	99.9	99.0	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	99.3	95.8	90.3	0.0	-190.0	0.0	99.3	95.9	90.3	NaN	NaN	NaN	75.8	NaN	75.8
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	61.1	-127.8	61.6	48.4	NaN	48.4
	XII %	98.9	96.6	NaN	52.5	23.5	NaN	99.0	96.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
V	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	31.9	-13.5	46.6	NaN	NaN	NaN	
	II %	72.5	NaN	NaN	-157.5	NaN	NaN	97.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-28.2	NaN	NaN	-155.9	NaN	NaN	94.8	NaN	NaN	-10.5	0.0	-18.7	NaN	NaN	
	IV %	59.5	74.4	NaN	-189.1	0.0	NaN	100.0	85.8	NaN	25.7	0.0	30.3	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	65.2	-18.2	82.1	
	VI %	26.5	50.5	NaN	-197.4	-8.2	NaN	98.9	69.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	89.2	71.3	NaN	-124.2	-46.6	NaN	99.5	77.0	NaN	NaN	NaN	NaN	23.6	-14.3	
	VIII %	-43.8	-13.2	7.5	-161.8	-9.0	-64.3	87.1	-17.8	87.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	93.5	95.6	94.7	-377.2	-57.3	-219.2	99.8	97.6	98.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	89.5	88.8	75.8	-409.2	-65.4	-396.1	99.1	91.8	84.9	NaN	NaN	NaN	48.3	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	51.6	1.2	61.7	35.5	-5.9	
	XII %	78.7	90.5	NaN	-208.7	16.3	NaN	98.7	95.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Zn	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	49.9	7.4	74.2	53.8	50.0	58.6	
	II %	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	21.6	10.7	57.2	
	III %	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	-7.1	-6.8	-8.5	NaN	NaN	
	IV %	100.0	84.7	NaN	100.0	0.0	NaN	100.0	95.7	NaN	8.4	-7.5	30.1	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	84.9	9.6	91.8	
	VI %	100.0	65.5	NaN	100.0	0.0	NaN	100.0	77.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	88.3	50.2	NaN	-93.3	-137.9	NaN	93.8	55.9	NaN	NaN	NaN	NaN	42.6	24.0	
	VIII %	39.8	6.5	-348.6	-101.1	78.6	-1751.4	82.0	-30.1	81.1	NaN	NaN	NaN	-165.7	9.1	
	IX %	100.0	97.6	96.8	100.0	0.0	-175.6	100.0	98.2	98.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	94.7	95.2	94.8	-1011.6	-271.8	-132.6	98.6	96.5	95.6	NaN	NaN	NaN	71.3	29.8	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	56.4	-25.3	67.9	53.1	6.1	
	XII %	100.0	95.6	NaN	100.0	0.0	NaN	100.0	95.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Al	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	52.6	0.0	52.6	NaN	NaN	NaN	
	II %	99.2	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	93.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	93.0	NaN	NaN	-17.0	0.0	-17.0	NaN	NaN	
	IV %	98.1	90.8	NaN	0.0	0.0	NaN	100.0	90.8	NaN	29.0	0.0	29.0	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	87.6	NaN	87.6	
	VI %	96.5	70.3	NaN	0.0	0.0	NaN	96.5	70.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	99.6	85.6	NaN	0.0	0.0	NaN	99.6	85.6	NaN	NaN	NaN	NaN	42.0	NaN	
	VIII %	91.9	-325.6	10.2	0.0	0.0	0.0	91.9	-325.6	10.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	99.9	98.6	99.1	0.0	0.0	0.0	99.9	98.6	99.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	99.2	95.1	85.4	0.0	0.0	0.0	99.2	95.1	85.4	NaN	NaN	NaN	62.9	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	62.4	0.0	62.4	47.3	NaN	
	XII %	99.5	96.9	NaN	0.0	0.0	NaN	99.5	96.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Ba	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	50.3	0.0	65.9	NaN	NaN	NaN	
	II %	93.3	NaN	NaN	54.1	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-40.4	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	-40.4	NaN	NaN	-7.8	-7.8	0.0	NaN	NaN	
	IV %	88.0	88.0	NaN	0.0	0.0	NaN	100.0	88.0	NaN	25.2	0.0	41.8	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	97.2	33.9	98.3	
	VI %	71.9	-32.6	NaN	0.0	-152.0	NaN	71.9	38.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	82.3	81.0	NaN	0.0	0.0	NaN	88.3	87.2	NaN	NaN	NaN	NaN	38.3	5.7	
	VIII %	0.0	-90.6	-117.2	-188.0	-180.0	-316.0	60.9	0.0	45.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	97.8	97.6	95.1	44.3	41.2	-22.9	99.2	99.2	99.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	98.1	95.3	81.8	81.2	79.6	0.0	98.9	97.1	90.7	NaN	NaN	NaN	64.3	12.5	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	52.9	-13.3	67.9	52.6	12.5	
	XII %	88.6	90.1	NaN	-44.7	-12.8	NaN	96.8	96.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅
Ca	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	26.1	8.5	82.7	NaN	NaN	NaN	
	II %	-192.0	NaN	NaN	-463.1	NaN	NaN	98.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-143.6	NaN	NaN	-150.8	NaN	NaN	86.5	NaN	NaN	14.5	15.1	-3.6	NaN	NaN	
	IV %	-78.0	-52.7	NaN	-95.3	-48.1	NaN	88.2	-96.2	NaN	5.6	-1.0	37.5	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	63.0	25.3	93.3	
	VI %	-84.1	-142.0	NaN	-89.9	-139.6	NaN	85.6	-213.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	-101.3	-362.6	NaN	-147.9	-235.9	NaN	-19.1	-586.6	NaN	NaN	NaN	19.1	3.9	63.2	
	VIII %	-187.9	-270.4	-346.4	-196.9	-274.9	-356.3	0.0	-174.1	-136.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	49.1	16.9	-26.6	-75.5	-137.1	-335.6	99.2	78.7	97.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	53.3	-9.2	-120.0	-1.8	-50.3	-332.1	98.0	24.1	52.2	NaN	NaN	NaN	38.6	21.6	87.6
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	23.3	-11.4	72.3	36.0	19.3	78.6
	XII %	-78.8	-61.3	NaN	-165.1	-123.1	NaN	92.9	61.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Fe	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	57.5	4.6	59.2	NaN	NaN	NaN	
	II %	99.3	NaN	NaN	66.7	NaN	NaN	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	97.9	NaN	NaN	55.8	NaN	NaN	99.3	NaN	NaN	-12.3	0.0	-13.9	NaN	NaN	
	IV %	98.3	89.8	NaN	55.1	39.4	NaN	98.8	90.4	NaN	27.2	8.8	27.8	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	89.6	36.2	90.0	
	VI %	98.0	77.3	NaN	0.0	0.0	NaN	98.0	77.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	99.0	80.7	NaN	56.2	-14.9	NaN	99.1	80.9	NaN	NaN	NaN	NaN	47.1	-83.3	48.9
	VIII %	85.7	-23.4	7.0	57.6	57.6	-184.7	85.5	-25.3	9.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	99.8	98.3	99.0	0.0	0.0	0.0	99.8	98.3	99.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	99.0	93.4	85.7	96.5	96.5	96.5	98.9	93.1	84.9	NaN	NaN	NaN	80.6	-5.0	82.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	63.7	0.0	63.7	52.0	-61.3	53.8
	XII %	98.6	96.4	NaN	91.5	91.5	NaN	98.6	96.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
K	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	19.4	-11.4	64.5	NaN	NaN	NaN	
	II %	-187.0	NaN	NaN	-1700.3	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-991.0	NaN	NaN	-1444.7	NaN	NaN	77.5	NaN	NaN	-4.7	-3.1	-13.7	NaN	NaN	
	IV %	-405.3	0.0	NaN	-1311.5	-150.9	NaN	100.0	81.6	NaN	14.1	8.7	28.0	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	31.5	-2.4	75.0	
	VI %	-616.9	-414.9	NaN	-1279.5	-857.9	NaN	72.9	46.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	-68.2	38.2	NaN	-1014.0	-232.9	NaN	83.2	81.5	NaN	NaN	NaN	NaN	17.9	15.1	26.8
	VIII %	-735.3	-319.3	-125.7	-1003.5	-286.5	-174.3	63.2	-417.1	19.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	38.1	82.7	75.8	-2091.5	-514.0	-691.5	99.6	99.6	98.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	32.0	71.1	27.8	-357.8	-63.9	-299.2	99.4	94.7	84.8	NaN	NaN	NaN	15.5	4.0	46.1
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	24.7	-5.5	60.7	20.0	16.9	30.6
	XII %	-93.2	31.7	NaN	-915.3	-258.8	NaN	98.3	98.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Mg	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	34.0	11.3	55.9	NaN	NaN	NaN	
	II %	38.8	NaN	NaN	-319.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-91.2	NaN	NaN	-182.8	NaN	NaN	95.8	NaN	NaN	24.4	28.6	-15.4	NaN	NaN	
	IV %	-7.8	-24.6	NaN	-154.9	-183.7	NaN	97.5	89.4	NaN	15.3	7.6	30.3	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	72.8	3.4	88.0
	VI %	-39.5	-298.0	NaN	-194.5	-718.6	NaN	93.8	80.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	21.9	35.6	NaN	-283.6	-454.8	NaN	45.5	73.4	NaN	NaN	NaN	NaN	23.8	-0.6	41.6
	VIII %	-101.6	-411.9	-435.6	-215.2	-491.6	-746.5	55.1	-301.9	-6.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	90.4	80.6	65.7	-171.5	-396.3	-871.8	99.5	97.3	98.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	87.6	72.6	-7.2	-44.9	-161.7	-1109.5	98.1	91.2	80.1	NaN	NaN	NaN	49.2	21.9	67.2
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	43.5	-8.4	62.5	48.7	43.3	57.8
	XII %	55.7	48.1	NaN	-227.9	-270.2	NaN	97.5	95.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Na	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	15.7	5.2	56.5	NaN	NaN	NaN	
	II %	-85.9	NaN	NaN	-1217.8	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-672.8	NaN	NaN	-874.9	NaN	NaN	42.8	NaN	NaN	12.3	13.3	0.0	NaN	NaN	
	IV %	-247.1	42.0	NaN	-463.2	19.3	NaN	100.0	78.6	NaN	5.3	3.8	39.5	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	5.1	3.6	53.2
	VI %	-1165.7	-256.8	NaN	-1165.7	-256.8	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	-186.9	17.8	NaN	-557.2	-252.7	NaN	-108.1	75.3	NaN	NaN	NaN	NaN	0.3	3.4	-40.4
	VIII %	-462.1	-159.6	-500.2	-934.7	-221.1	-973.4	42.4	-94.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	75.4	90.3	46.6	-672.5	-115.6	-1474.8	99.3	97.0	96.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	69.6	84.7	-55.1	-551.7	-121.9	-2974.3	98.0	94.8	87.7	NaN	NaN	NaN	13.4	15.9	-0.8
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	11.8	-9.7	57.7	28.5	24.8	69.8
	XII %	-34.0	55.3	NaN	-460.5	-86.8	NaN	95.9	95.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅
P	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	79.1	50.1	64.1	NaN	NaN	NaN	
	II %	84.1	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	-115.0	-115.0	0.0	NaN	NaN	
	IV %	34.8	70.1	NaN	-117.8	0.0	NaN	100.0	70.1	NaN	64.9	66.8	29.9	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	85.9	100.0	
	VI %	48.0	48.0	NaN	0.0	0.0	NaN	48.0	48.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	90.8	-40.2	NaN	0.0	-187.2	NaN	90.8	-13.7	NaN	NaN	NaN	NaN	21.7	NaN	
	VIII %	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	96.9	96.9	96.9	0.0	0.0	0.0	96.9	96.9	96.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	90.1	89.4	88.0	-267.2	-105.2	-119.6	98.7	94.2	93.2	NaN	NaN	NaN	75.5	100.0	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	35.0	0.0	50.6	-7.9	71.9	
	XII %	85.4	90.5	NaN	-40.5	0.0	NaN	95.1	95.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Nap	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	68.7	42.5	71.1	NaN	NaN	NaN	
	II %	98.4	NaN	NaN	-4986.5	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	68.2	NaN	NaN	19.7	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	27.9	27.6	32.6	
	IV %	97.4	78.2	NaN	NaN	NaN	NaN	97.7	78.4	NaN	25.4	NaN	25.4	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	81.4	49.1	NaN	7.9	-42.1	NaN	100.0	72.2	NaN	NaN	NaN	NaN	-10.6	-15.4	
	VII %	93.0	72.6	NaN	-5.2	-23.7	NaN	100.0	79.5	NaN	NaN	NaN	NaN	20.4	24.5	
	VIII %	87.3	81.0	81.6	-76.3	-8.9	-59.6	100.0	87.9	92.6	NaN	NaN	NaN	9.4	6.8	
	IX %	86.9	40.9	61.4	-73.1	12.2	-6.4	100.0	43.3	66.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	-32.3	42.0	66.3	-13.2	-33.3	9.1	-35.3	53.7	75.1	NaN	NaN	NaN	15.1	-9.0	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	65.4	81.4	40.9	-11.9	-51.6	
	XII %	NaN	100.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Acy	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	95.6	NaN	NaN	95.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	96.2	NaN	NaN	95.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-5.4	-5.4	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	15.8	15.8	
	XII %	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Ace	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	29.1	29.1	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	12.9	20.0	
	VII %	13.0	-45.9	NaN	-31.5	-69.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	14.1	6.2	
	VIII %	36.8	0.6	-11.7	0.0	0.0	-17.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	
	IX %	31.9	6.5	-26.7	0.0	0.0	-40.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	0.7	-13.0	15.0	0.0	-20.6	23.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	69.2	11.1	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	31.5	38.1	NaN	15.9	-23.2	
	XII %	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Flu	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	29.5	37.8	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	41.6	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	45.9	NaN	NaN	21.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	48.7	37.7	
	IV %	42.3	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	73.5	91.7	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	38.8	0.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-29.5	-33.3	
	VII %	94.6	78.3	NaN	0.0	0.0	NaN	100.0	82.1	NaN	NaN	NaN	NaN	43.5	4.4	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-38.9	-126.2	
	IX %	94.0	76.1	76.1	NaN	NaN	NaN	100.0	81.0	81.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	35.5	35.5	35.5	NaN	NaN	NaN	42.4	42.4	42.4	NaN	NaN	NaN	-9.7	-53.2	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	39.1	64.3	NaN	-2.8	-46.2	
	XII %	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₁₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₁₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅
Phe	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	55.4	11.4	69.1	NaN	NaN	NaN	
	II %	98.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	79.9	NaN	NaN	59.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	51.1	20.8	60.4	
	IV %	80.3	57.6	NaN	0.0	22.7	NaN	96.1	65.9	NaN	44.3	97.1	11.6	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	85.8	65.1	NaN	30.0	30.0	NaN	100.0	74.1	NaN	NaN	NaN	NaN	18.8	-10.7	39.1
	VII %	98.3	82.5	NaN	0.0	0.0	NaN	100.0	83.9	NaN	NaN	NaN	NaN	35.8	10.2	46.3
	VIII %	98.7	82.5	79.3	0.0	0.0	0.0	100.0	83.4	80.2	NaN	NaN	NaN	27.9	-17.6	44.4
	IX %	99.4	78.8	86.0	0.0	0.0	0.0	100.0	79.2	86.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	12.1	73.5	79.2	0.0	0.0	0.0	12.5	74.7	80.6	NaN	NaN	NaN	50.2	-21.3	71.6
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	42.1	31.6	44.4	27.2	-22.4	37.2
	XII %	NaN	77.7	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	77.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
A	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-8.3	-8.3	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	54.1	-8.7	100.0
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-2.7	-2.7	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-6.1	-6.1	NaN
	XII %	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Flh	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	68.5	0.0	87.2	NaN	NaN	NaN	
	II %	99.9	NaN	NaN	97.6	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	98.7	NaN	NaN	98.2	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	51.5	10.7	53.8	
	IV %	65.7	63.2	NaN	7.5	7.5	NaN	100.0	95.9	NaN	42.1	98.2	30.6	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	98.3	93.2	NaN	97.6	97.6	NaN	100.0	82.8	NaN	NaN	NaN	NaN	51.6	-14.3	59.8
	VII %	99.7	88.9	NaN	77.8	86.7	NaN	100.0	89.0	NaN	NaN	NaN	NaN	33.6	1.2	37.0
	VIII %	99.6	98.2	98.4	NaN	NaN	NaN	100.0	98.8	98.8	NaN	NaN	NaN	59.9	15.2	64.3
	IX %	99.8	99.3	99.3	0.0	0.0	0.0	100.0	99.5	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	98.0	81.9	79.3	52.0	71.2	71.2	98.7	82.1	79.4	NaN	NaN	NaN	67.3	-11.1	75.2
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	59.8	33.3	61.0	53.6	-4.8	57.7
	XII %	NaN	76.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	95.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Pyr	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	63.9	5.8	86.2	NaN	NaN	NaN	
	II %	99.8	NaN	NaN	98.1	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	98.5	NaN	NaN	98.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	55.0	23.4	56.4	
	IV %	98.4	93.4	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	95.0	NaN	47.3	98.7	35.5	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	98.6	94.5	NaN	98.2	98.2	NaN	100.0	80.6	NaN	NaN	NaN	NaN	43.3	8.3	50.0
	VII %	99.8	87.8	NaN	82.0	25.0	NaN	100.0	88.6	NaN	NaN	NaN	NaN	32.7	0.0	37.0
	VIII %	99.6	98.4	98.4	0.0	0.0	0.0	100.0	98.8	98.8	NaN	NaN	NaN	46.8	-23.5	55.8
	IX %	99.8	80.1	99.3	0.0	0.0	0.0	100.0	80.2	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	95.1	80.1	78.9	-362.9	0.0	0.0	98.6	80.8	79.2	NaN	NaN	NaN	59.8	-21.1	71.4
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	65.3	27.8	67.2	60.1	4.0	65.2
	XII %	NaN	100.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BaA	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	43.1	NaN	44.0	NaN	NaN	NaN	
	II %	99.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	58.2	NaN	58.2	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	38.8	NaN	39.3	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	99.2	96.8	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	97.6	NaN	NaN	NaN	NaN	57.5	NaN	57.5
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	65.9	NaN	65.9
	IX %	99.4	97.8	97.8	NaN	NaN	NaN	100.0	98.3	98.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	94.1	94.1	94.1	NaN	NaN	NaN	95.5	95.5	95.5	NaN	NaN	NaN	59.4	NaN	59.4
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	93.0	NaN	94.6	46.2	-17.1	49.1
	XII %	NaN	100.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅
Chr	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	85.2	NaN	87.4	NaN	NaN	NaN	
	II %	99.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	85.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	58.7	NaN	58.7	
	IV %	95.6	82.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	34.9	NaN	35.3	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	63.5	NaN	63.5	
	VII %	99.6	89.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	53.1	26.7	54.9	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	73.1	NaN	73.1	
	IX %	99.8	99.0	99.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	97.3	97.3	87.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	89.4	NaN	89.4	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	53.4	-25.0	67.3	
	XII %	NaN	52.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
BbF	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	65.1	NaN	67.2	NaN	NaN	NaN	
	II %	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	92.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	59.6	NaN	59.6	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	53.7	NaN	53.7	
	VII %	99.1	96.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	31.0	-8.7	32.6	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	61.4	NaN	61.4	
	IX %	98.9	95.6	95.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	92.9	92.9	92.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	62.2	NaN	62.2	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	50.8	NaN	50.8	
	XII %	NaN	100.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
BkF	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	62.3	NaN	62.3	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	72.6	NaN	72.6	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	8.0	0.0	8.4	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	74.0	NaN	74.0	
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	74.9	NaN	74.9	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	46.8	NaN	46.8	
	XII %	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
BaP	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	58.9	NaN	58.9	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0	
	VII %	97.1	88.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	22.9	NaN	22.9	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0	
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	74.7	74.7	74.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	84.1	-2.7	-2.7	
	XII %	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
IP	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	27.3	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0	
	VII %	81.8	27.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	89.0	55.9	55.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	13.6	13.6	13.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	27.3	NaN	35.0	
	XII %	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₉₅	Eff C ₉₅	Eff C ₉₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₉₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₉₅
D(a.h)A	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Bper	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-2.6	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	53.1	NaN	53.1	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0	NaN
	VII %	81.8	27.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	0.0	NaN	NaN	28.5	NaN	28.5
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0	NaN
	IX %	89.3	57.1	57.1	NaN	NaN	NaN	100.0	64.0	64.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	16.4	16.4	16.4	NaN	NaN	NaN	20.7	20.7	20.7	NaN	NaN	NaN	100.0	NaN	100.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	27.3	NaN	0.0	100.0	NaN	100.0
	XII %	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
24M(MCPA)	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	58.8	58.8	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	100.0	-15.6	100.0	100.0	-302.0	100.0	100.0	98.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	98.4	100.0	86.9	64.0	58.8	90.0
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Mec	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	-94.7	100.0	NaN	-96.8	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	99.5	100.0	-82.5	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	100.0	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	65.6	NaN	65.6
	XII %	99.6	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Car	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-212.5	-212.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	-13.0	NaN	NaN	-13.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-89.5	NaN	NaN	-89.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	4.8	99.8	NaN	3.4	100.0	NaN	99.1	82.7	NaN	27.1	27.1	NaN	-2.6	3.0	-16.1
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	-101.2	-46.5	NaN	-101.7	-46.7	NaN	20.1	-12.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	100.0	67.5	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	67.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	100.0	99.9	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	32.6	45.2	100.0	-50.0	-25.0	100.0	97.1	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-2939.9	-3136.6	-230.0	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	NaN	4.1	3.0	50.7
	XII %	17.2	97.0	NaN	-7.6	100.0	NaN	100.0	87.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₁₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₁₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅	Eff C ₁₅	Eff C ₂₅	Eff C ₂₅
Sim	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	31.7	31.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-45.5	-45.5	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	16.7	16.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-18.4	-18.4	NaN
	VII %	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	100.0	79.1	100.0	100.0	79.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	100.0	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
DCPMU	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	93.4	89.8	88.5	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Isop	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-2.4	-2.4	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	46.5	NaN	NaN	46.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-16.7	-16.7	NaN
	IV %	-3324.1	94.8	NaN	-3900.0	100.0	NaN	98.8	63.9	NaN	0.7	0.0	48.7	-7.3	-12.5	58.3
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-8.8	-8.8	NaN
	VII %	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	94.3	100.0	94.3	94.3	100.0	94.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	NaN
	IX %	67.5	74.8	42.9	63.6	72.7	36.4	96.8	90.4	92.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-523.9	-588.8	13.3
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	95.9	100.0	NaN	3.2	0.0	27.3
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Atr	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	75.0	75.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-29.6	NaN	NaN	-29.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-13.3	-13.3	NaN
	IV %	100.0	98.8	NaN	100.0	100.0	NaN	96.5	-44.2	NaN	44.9	44.8	74.3	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-31.0	-31.0	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	94.0	94.0	100.0	94.0	94.0	100.0	0.0	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	NaN
	IX %	39.4	98.1	31.8	-33.3	95.8	-50.0	99.0	100.0	98.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	72.0	90.9	NaN	71.5	91.2	NaN	93.5	76.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Di	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	31.6	31.6	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	84.6	NaN	NaN	84.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-264.7	NaN	NaN	-264.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-12.9	-14.5	11.0
	IV %	-135.3	99.6	NaN	-150.0	100.0	NaN	98.5	92.8	NaN	20.4	20.7	NaN	-436.1	0.0	-724.6
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-29.5	-30.2	-17.8
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	97.2	80.9	79.5	NaN	NaN	NaN	97.2	80.9	79.5	NaN	NaN	NaN	-2.3	0.0	-14.0
	IX %	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-11405.1	-12362.0	-822.8
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-7.4	0.0	-63.6
	XII %	95.8	91.7	NaN	95.8	91.7	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅
Dif	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	86.7	81.8	NaN	NaN	NaN	100.0	86.7	81.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
AMPA	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	96.5	0.0	NaN	100.0	100.0	NaN	93.6	-120.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	93.5	21.1	NaN	0.0	-903.1	NaN	99.7	82.5	NaN	NaN	NaN	-229.5	NaN	-229.5	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-1.6	0.0	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XII %	-157.5	-163.6	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	93.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
GIA	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	53.5	50.6	88.5	NaN	NaN	NaN	
	II %	31.5	NaN	NaN	9.3	NaN	NaN	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	86.9	NaN	NaN	86.8	NaN	NaN	97.9	NaN	NaN	28.3	28.6	16.5	NaN	NaN	
	IV %	-35185.2	-2257.1	NaN	NaN	NaN	NaN	68.1	29.7	NaN	0.0	0.0	14.2	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	
	VI %	97.9	99.9	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	99.7	80.6	NaN	100.0	100.0	NaN	99.6	74.2	NaN	NaN	NaN	45.2	NaN	45.2	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XII %	11.3	9.3	NaN	0.0	0.0	NaN	98.6	81.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Gly	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	62.5	62.4	65.4	NaN	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-361.0	NaN	NaN	-367.9	NaN	NaN	59.9	NaN	NaN	67.8	68.0	48.9	NaN	NaN	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	97.1	100.0	76.6	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	67.3	98.0	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	99.8	63.8	NaN	NaN	NaN	NaN	99.8	81.5	NaN	NaN	NaN	NaN	53.1	NaN	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	97.4	100.0	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XII %	97.6	35.5	NaN	100.0	0.0	NaN	93.9	91.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
BPA	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	14.8	14.4	34.4	NaN	NaN	NaN	
	II %	-90.8	NaN	NaN	-133.0	76.1	NaN	94.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-3.2	NaN	NaN	-5.4	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	-41.4	46.8	NaN	-51.5	44.0	NaN	92.1	84.8	NaN	-15.4	-16.6	6.5	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-7.6	1.0	
	VI %	32.1	11.5	NaN	29.2	6.1	NaN	71.4	84.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	0.0	22.3	-1798.5	-15.8	7.6	-2180.3	69.1	95.5	98.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	80.4	87.2	91.1	81.1	87.3	91.1	71.3	85.8	90.8	NaN	NaN	NaN	10.8	6.5	
	X %	51.5	86.5	100.0	70.1	86.3	100.0	-83.2	87.3	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-25.9	-30.0	15.3	NaN	NaN	
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅
NPECL	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	
	II %	60.2	NaN	NaN	24.5	-27.2	NaN	95.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	82.5	63.2	NaN	82.1	63.7	NaN	88.4	57.5	NaN	-39.4	-39.4	-30.4	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	98.0	100.0	38.7	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	7.7	5.2	63.8	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-2.5	-2.6	0.0	NaN	NaN	
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
4-OP	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-77.0	-83.2	57.1	NaN	NaN	NaN	
	II %	90.2	NaN	NaN	89.5	96.0	NaN	92.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-83.7	NaN	NaN	-17.7	NaN	NaN	-142.3	NaN	NaN	NaN	NaN	25.8	2.1	43.6	
	IV %	77.4	26.0	NaN	53.3	54.8	NaN	86.0	15.7	NaN	-4.3	-16.0	38.7	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	20.2	8.5	41.1	
	VI %	-178.9	-72.0	NaN	69.0	67.6	NaN	-371.8	-180.7	NaN	NaN	NaN	12.2	23.1	-10.5	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	11.8	64.4	42.7	0.0	-793.0	-1643.8	11.4	91.1	95.2	NaN	NaN	NaN	-1.1	-5.6	2.6
	IX %	-142.8	45.3	15.0	-53.6	87.7	40.5	-305.8	-32.2	-31.6	NaN	NaN	NaN	4.8	-46.0	57.1
	X %	0.0	-374.2	-252.0	54.9	0.0	-313.0	0.0	-682.6	-206.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-8.9	-72.2	39.6	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
OP1EO	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	19.3	18.5	78.1	NaN	NaN	NaN	
	II %	50.9	NaN	NaN	-91.2	-29.9	NaN	97.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-195.9	NaN	NaN	-215.9	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	-97.5	-113.8	NaN	-312.8	-252.0	NaN	92.6	0.0	NaN	-25.0	-37.7	90.0	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-138.1	-45.2	NaN	
	VI %	0.0	-106.1	NaN	57.1	-137.7	NaN	-232.1	14.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	62.1	72.6	78.1	63.5	76.8	77.7	53.2	46.7	80.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	59.7	81.5	76.1	69.1	85.4	76.6	34.9	71.1	74.6	NaN	NaN	NaN	28.4	50.7	NaN
	X %	100.0	73.0	84.7	100.0	82.6	86.4	100.0	-305.6	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	19.9	10.9	68.3	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
OP2EO	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	89.9	91.0	0.0	NaN	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	-543.1	-312.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	44.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	-95.3	-58.4	NaN	-158.4	-87.6	NaN	NaN	NaN	NaN	-277.8	-319.3	0.0	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	39.2	34.0	49.7	
	VI %	71.4	82.6	NaN	90.1	86.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	75.6	28.2	66.4	86.1	0.0	46.6	0.0	87.5	94.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	0.0	0.0	86.5	0.0	-37.5	89.4	0.0	71.2	81.3	NaN	NaN	NaN	44.7	25.0	76.1
	X %	49.3	-36.1	82.4	82.0	-68.5	87.7	0.0	55.5	67.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	55.8	77.2	0.0	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
4-NP	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-10.8	-15.0	67.5	NaN	NaN	NaN	
	II %	-94.0	NaN	NaN	-57389.6	-43086.1	NaN	90.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	12.9	NaN	NaN	49.7	NaN	NaN	-188.3	NaN	NaN	NaN	NaN	35.6	0.0	37.6	
	IV %	100.0	17.2	NaN	100.0	20.8	NaN	100.0	-9.4	NaN	42.4	32.5	82.9	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-10.9	8.0	-27.2	
	VI %	100.0	26.2	NaN	100.0	24.8	NaN	100.0	30.3	NaN	NaN	NaN	13.5	25.3	-4.6	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	-4.6	-63.1	72.5	-50.6	-170.6	55.5	55.9	78.3	94.9	NaN	NaN	NaN	-3.5	-24.7	12.5
	IX %	35.0	54.4	68.6	65.9	65.6	75.5	-408.4	-106.1	-30.5	NaN	NaN	NaN	29.2	-27.8	56.8
	X %	-144.7	-47.4	47.0	-34.1	-38.8	55.6	-1167.8	-127.2	-32.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	25.4	27.7	11.6	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅
NP2EO	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	23.9	20.0	82.2	NaN	NaN	NaN	
	II %	100.0	NaN	NaN	0.0	-2503.1	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	100.0	-25.8	NaN	100.0	-37.0	NaN	100.0	59.9	NaN	52.5	53.6	42.7	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	46.8	32.4	
	VI %	100.0	-56.8	NaN	100.0	-81.4	NaN	100.0	37.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	100.0	80.1	-70.9	100.0	81.8	-87.6	100.0	67.2	58.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	100.0	78.4	100.0	100.0	81.3	100.0	100.0	0.0	100.0	NaN	NaN	NaN	36.2	10.5	
	X %	100.0	51.1	47.0	100.0	53.2	46.9	100.0	-75.6	51.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-29.9	-50.0	13.6	NaN	NaN	
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
NP1EO	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	64.0	64.0	63.0	NaN	NaN	NaN	
	II %	60.8	NaN	NaN	-62.5	21.6	NaN	95.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	60.4	59.2	70.9	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	45.7	38.2	56.9	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	0.0	0.0	63.7	40.8	11.8	73.0	-167.5	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	23.4	-10.2	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	10.9	20.2	-45.8	NaN	NaN	
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
B28	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	94.7	NaN	NaN	58.5	33.6	NaN	95.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-141.0	NaN	NaN	61.0	NaN	NaN	-163.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	84.1	100.0	NaN	0.0	100.0	NaN	86.5	100.0	NaN	0.0	0.0	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	0.0	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	62.6	85.8	94.1	0.0	-123.5	0.0	63.1	87.4	94.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	0.0	30.6	52.4	0.0	-118.1	-96.8	0.0	33.2	55.0	NaN	NaN	NaN	74.5	75.0	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	28.1	4.0	54.4	NaN	NaN	
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
B47	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	99.7	NaN	NaN	0.0	-369.6	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-33.3	NaN	NaN	30.0	NaN	NaN	-38.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	62.9	96.3	NaN	-258.2	-288.6	NaN	64.8	98.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-1.9	-85.7	
	VI %	87.4	94.0	NaN	-202.3	-185.2	NaN	91.1	97.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	91.1	93.5	92.0	0.0	-24.0	-86.5	95.3	98.5	99.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	97.9	99.3	100.0	83.8	83.8	100.0	98.1	99.4	100.0	NaN	NaN	NaN	4.3	-100.0	
	X %	-216.2	0.0	100.0	0.0	0.0	100.0	-309.6	0.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
B100	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	0.0	-3.3	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	97.3	NaN	NaN	0.0	0.0	NaN	98.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	0.0	NaN	NaN	51.2	NaN	NaN	-57.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	60.3	56.3	NaN	-182.6	-72.2	NaN	76.3	64.8	NaN	-35.1	-541.4	0.0	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	20.3	-100.0	
	VI %	-58.0	52.3	NaN	-43.2	34.8	NaN	-60.0	54.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	56.7	65.3	61.1	-7.5	-223.9	-270.6	63.1	94.3	94.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	0.0	51.5	22.9	22.9	14.3	-248.4	0.0	55.6	53.0	NaN	NaN	NaN	67.7	66.7	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	23.4	0.0	24.1	NaN	NaN	
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅
B99	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-70.4	-72.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	96.5	NaN	NaN	-14.0	-0.4	NaN	97.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	32.6	60.8	NaN	-1040.0	-594.2	NaN	74.4	86.3	NaN	-348.5	0.0	-1108.2	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	15.4	-66.7	21.5
	VI %	100.0	61.9	NaN	100.0	64.9	NaN	100.0	61.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	89.3	90.0	100.0	-377.1	0.0	100.0	94.5	91.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	83.8	62.4	100.0	0.0	0.0	100.0	84.6	63.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	100.0	0.0	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0	0.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	88.1	0.0	88.8	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B154	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	45.0	0.0	80.5	NaN	NaN	NaN
	II %	96.1	NaN	NaN	0.0	0.0	NaN	97.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	0.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	73.7	100.0	NaN	0.0	100.0	NaN	76.6	100.0	NaN	-141.3	55.9	-280.8	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	100.0	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	100.0	0.0	100.0	100.0	-107.4	100.0	100.0	0.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	100.0	100.0	-148.7	100.0	100.0	-1889.7	100.0	100.0	62.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-46.7	0.0	-64.3	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B153	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	40.2	-13.4	63.2	NaN	NaN	NaN
	II %	94.7	NaN	NaN	-56.3	9.6	NaN	95.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	87.2	61.0	NaN	65.1	56.4	NaN	88.5	61.3	NaN	-97.8	0.0	-127.1	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	80.0	80.0	80.0
	X %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-131.8	-154.4	-125.1	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B183	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	7.6	-21.0	75.0	NaN	NaN	NaN
	II %	94.2	NaN	NaN	19.0	-45.7	NaN	97.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	84.9	NaN	NaN	76.2	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	84.6	71.3	NaN	31.8	17.5	NaN	88.6	75.4	NaN	-80.2	-97.4	-78.6	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	25.6	NaN	25.6
	VI %	-139.5	39.6	NaN	-342.9	26.3	NaN	-81.8	43.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	52.2	24.1	72.2	2.1	-182.9	-4.1	67.7	88.2	95.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	0.0	37.2	22.9	37.8	24.4	-70.3	-35.7	39.5	39.5	NaN	NaN	NaN	81.5	NaN	81.5
	X %	63.2	76.0	82.0	-3.7	-301.8	-184.1	65.4	88.1	90.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-168.1	80.4	-172.9	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B205	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-366.7	0.0	-5881.7	NaN	NaN	NaN
	II %	95.6	NaN	NaN	0.0	0.0	NaN	95.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-172.0	NaN	NaN	0.0	NaN	NaN	-180.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	85.7	46.5	NaN	0.0	0.0	NaN	87.5	47.4	NaN	92.4	0.0	96.2	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	93.0	96.1	NaN	0.0	0.0	NaN	95.3	98.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	49.6	100.0	74.1	0.0	100.0	0.0	63.8	100.0	94.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	90.6	-28.0	100.0	0.0	0.0	100.0	93.6	-28.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-1233.9	0.0	-2512.3	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier									Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₄₅	Eff C ₆₅	Eff C ₆₅	Eff C ₆₅	Eff C ₉₅	Eff C ₉₅	Eff C ₉₅	Eff C ₄₅	Eff C ₆₅	Eff C ₉₅	Eff C ₄₅	Eff C ₆₅	Eff C ₉₅
B209	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	97.0	-28.8	98.3	NaN	NaN	NaN	
	II %	100.0	NaN	NaN	100.0	-38.2	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	-3.5	98.2	NaN	82.6	33.5	NaN	-5.2	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	56.9	0.0	57.5	
	VI %	100.0	96.3	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	98.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	100.0	98.5	98.7	100.0	-235.6	-133.8	100.0	99.8	99.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	98.8	97.4	99.4	-95.6	-24.6	-75.9	99.0	97.5	99.5	NaN	NaN	NaN	74.9	NaN	77.5
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	51.4	0.0	51.7	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
MES	I %	NaN	NaN	NaN	-	-	-	-	-	70.2	-	-	-	-	-	
	II %	99.5	NaN	NaN	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-	-	-	
	III %	100.0	NaN	NaN	-	-	-	-	-	16.0	-	-	-	-	-	
	IV %	100.0	89.1	NaN	-	-	-	-	-	26.7	-	-	-	-	-	
	V %	100.0	NaN	NaN	-	-	-	-	-	43.3	-	-	-	-	-	
	VI %	87.5	87.5	NaN	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-	-	-	
	VII %	100.0	85.5	NaN	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-	-	-	
	VIII %	93.9	92.7	93.9	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-	-	-	
	IX %	99.0	95.6	99.1	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-	-	-	
	X %	95.4	94.2	96.1	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-	-	-	
	XI %	NaN	NaN	NaN	-	-	-	-	-	81.1	-	-	-	-	-	
	XII %	NaN	93.1	NaN	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-	-	-	

Annexe 14. Efficacités en masses totales, dissoutes et particulaires par m² de Surface active pour l'ensemble des sites étudiés

		Garnier									Sébastien (2013)			
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff MSA ₁₅	Eff MSA ₁₅	Eff MSA ₁₅	Eff MSA ₄₅	Eff MSA ₄₅	Eff MSA ₄₅	Eff MSA ₄₅	Eff MSA ₄₅	Eff MSA ₄₅	Eff MSA ₁₅	Eff MSA ₄₅	Eff MSA ₄₅	Eff MSA ₁₅
As	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	41.0	14.5	54.3	NaN
	II %	33.9	NaN	100.0	-1025.4	NaN	100.0	98.1	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-216.9	100.0	100.0	-570.3	100.0	100.0	88.6	100.0	100.0	-3.5	-1.8	-5.4	NaN
	IV %	15.5	97.2	100.0	-411.5	89.9	100.0	100.0	98.7	100.0	20.1	5.1	26.0	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	70.8
	VI %	-45.5	62.2	NaN	-471.4	-15.9	NaN	90.1	87.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	78.2	87.8	100.0	-56.8	41.2	100.0	96.3	94.0	100.0	NaN	NaN	NaN	36.4
	VIII %	-124.8	84.4	96.9	-568.4	60.3	90.8	82.6	95.7	99.8	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	87.4	98.6	99.7	-277.2	73.5	92.5	99.5	99.4	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	85.9	89.3	79.3	-24.4	62.8	-4.4	99.0	92.4	89.2	NaN	NaN	NaN	59.4
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	36.8	-36.6	57.6	38.5
	XII %	74.3	99.8	100.0	-272.2	97.8	100.0	99.0	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Cd	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	48.2	7.6	60.6	33.3
	II %	90.9	NaN	100.0	17.4	NaN	100.0	94.5	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	20.0
	III %	72.2	100.0	100.0	20.8	100.0	100.0	80.2	100.0	100.0	-6.3	-6.3	-6.3	NaN
	IV %	96.1	99.6	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	99.6	100.0	29.6	15.9	38.3	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	88.9
	VI %	75.9	82.9	NaN	14.1	68.8	NaN	75.9	82.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	89.7	15.7	100.0	86.8	-501.5	100.0	88.8	61.2	100.0	NaN	NaN	NaN	33.3
	VIII %	44.3	91.4	98.6	-14.8	96.0	94.9	55.2	89.8	99.3	NaN	NaN	NaN	0.0
	IX %	98.4	99.4	99.9	17.5	71.8	96.6	99.3	99.7	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	99.6	99.2	99.2	25.3	24.5	48.3	99.6	99.2	99.2	NaN	NaN	NaN	58.3
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	41.5	-16.9	49.3	60.0
	XII %	94.9	100.0	100.0	4.5	99.1	100.0	97.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Co	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	52.4	15.7	66.3	NaN
	II %	93.0	NaN	100.0	-201.8	NaN	100.0	97.3	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	83.6	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	83.6	100.0	100.0	-1.8	7.3	-22.5	NaN
	IV %	91.9	98.7	100.0	-86.7	91.1	100.0	100.0	98.7	100.0	20.8	0.4	32.6	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	93.3
	VI %	74.6	90.0	NaN	-58.3	68.8	NaN	86.6	90.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	98.0	96.7	100.0	75.7	71.9	100.0	98.6	97.4	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0
	VIII %	32.8	90.5	99.2	-138.6	91.8	97.4	67.0	90.5	99.6	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	98.3	99.6	99.9	78.1	98.1	99.2	99.1	99.6	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	96.4	95.9	91.0	94.7	97.6	89.0	96.7	95.1	91.3	NaN	NaN	NaN	81.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	49.6	0.9	53.6	70.2
	XII %	89.7	99.9	100.0	-179.1	98.1	100.0	92.8	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Cr	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	56.3	8.9	61.7	NaN
	II %	88.6	NaN	100.0	-480.7	NaN	100.0	93.9	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	47.6	100.0	100.0	-226.1	100.0	100.0	89.2	100.0	100.0	-13.5	-0.4	-25.2	NaN
	IV %	60.7	92.8	100.0	-602.7	78.7	100.0	79.1	93.2	100.0	29.5	10.0	36.1	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	86.0
	VI %	4.6	74.0	NaN	-73.6	13.9	NaN	18.1	80.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	97.4	84.7	100.0	-99.6	-6.8	100.0	98.4	85.2	100.0	NaN	NaN	NaN	84.6
	VIII %	35.4	94.6	98.7	-170.5	57.3	83.6	43.7	96.1	99.3	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	93.7	98.0	99.7	-239.0	-31.7	71.8	94.7	98.4	99.8	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	93.7	89.9	89.0	-85.8	-73.3	-114.2	95.0	91.1	90.4	NaN	NaN	NaN	71.7
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	45.2	-0.1	50.0	41.4
	XII %	83.3	99.7	100.0	-1646.6	94.3	100.0	93.4	99.7	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Cu	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	55.6	-0.1	68.6	60.8
	II %	68.1	NaN	100.0	-255.8	NaN	100.0	98.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	51.2
	III %	8.0	100.0	100.0	-74.5	100.0	100.0	98.4	100.0	100.0	-1.3	2.3	-8.5	NaN
	IV %	52.8	96.5	100.0	-177.1	81.7	100.0	100.0	99.5	100.0	19.8	1.7	31.1	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	90.8
	VI %	38.3	68.6	NaN	-63.9	36.3	NaN	88.9	84.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	91.4	95.4	100.0	-5.6	85.1	100.0	99.1	96.2	100.0	NaN	NaN	NaN	46.7
	VIII %	-51.7	91.2	99.1	-173.2	87.1	98.8	60.1	95.0	99.5	NaN	NaN	NaN	17.2
	IX %	88.9	98.1	99.7	-652.0	6.5	82.0	99.8	99.4	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	88.3	90.5	87.2	-433.8	-198.3	-339.6	98.8	96.3	95.7	NaN	NaN	NaN	74.7
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	44.5	-28.7	60.4	52.6
	XII %	76.3	99.7	100.0	-320.9	94.7	100.0	98.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier											Sébastien (2013)	
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅
Mn	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	59.0	-19.8	65.5	NaN
	II %	98.3	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	98.8	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	95.6	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	95.6	100.0	100.0	-2.4	15.4	-13.9	NaN
	IV %	97.4	98.9	100.0	70.4	95.6	100.0	98.0	98.9	100.0	23.9	-20.3	31.9	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	90.6
	VI %	96.8	90.3	NaN	14.1	68.8	NaN	96.8	90.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	99.7	97.6	100.0	99.7	95.4	100.0	99.7	98.0	100.0	NaN	NaN	NaN	54.5
	VIII %	86.0	96.0	100.0	30.4	94.0	100.0	85.6	95.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	99.8	99.8	100.0	99.9	100.0	100.0	99.7	99.7	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	99.1	97.0	95.6	99.9	99.8	99.9	98.0	92.9	89.3	NaN	NaN	NaN	74.7
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	45.0	-33.6	47.1	54.8
	XII %	98.7	99.9	100.0	24.1	98.4	100.0	99.1	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Mo	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	39.5	9.6	68.6	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	2.8	-2.8	46.9	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	8.9	1.7	45.6	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	85.8
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	92.8
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	20.5	-29.1	69.9	-531.3
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Ni	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	61.6	2.3	73.4	48.3
	II %	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	56.4
	III %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	-26.9	-27.7	-24.8	NaN
	IV %	100.0	94.1	100.0	100.0	91.1	100.0	100.0	94.1	100.0	32.2	1.3	43.6	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	86.0
	VI %	100.0	87.1	NaN	100.0	68.8	NaN	100.0	87.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	97.3	97.0	100.0	73.2	93.5	100.0	98.2	96.9	100.0	NaN	NaN	NaN	77.8
	VIII %	-11.6	77.2	96.6	-57.2	91.6	91.6	7.9	71.1	98.8	NaN	NaN	NaN	14.3
	IX %	91.0	98.3	99.7	-176.8	57.1	71.7	93.0	98.7	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	94.9	90.0	85.8	46.7	75.0	-17.9	96.6	89.6	89.5	NaN	NaN	NaN	67.5
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-11.4	-51.6	-8.3	52.9
	XII %	69.1	99.6	100.0	11.1	97.2	100.0	72.5	99.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Pb	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	37.2	-2.8	38.9	75.8
	II %	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	51.1
	III %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	-15.1	-4.8	-17.4	NaN
	IV %	100.0	98.7	100.0	100.0	77.6	100.0	100.0	98.9	100.0	24.3	-17.4	27.3	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	92.1
	VI %	100.0	84.9	NaN	100.0	32.1	NaN	100.0	86.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	100.0	96.8	100.0	100.0	86.0	100.0	100.0	96.8	100.0	NaN	NaN	NaN	52.9
	VIII %	100.0	93.0	100.0	100.0	91.8	100.0	100.0	93.0	100.0	NaN	NaN	NaN	60.0
	IX %	100.0	99.7	100.0	100.0	78.0	94.4	100.0	99.7	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	100.0	98.0	94.7	100.0	73.5	81.8	100.0	98.0	94.7	NaN	NaN	NaN	74.3
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	60.6	-23.0	62.5	60.2
	XII %	100.0	99.9	100.0	100.0	99.1	100.0	100.0	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Sr	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	32.0	19.6	79.5	NaN
	II %	-146.3	NaN	100.0	-475.4	NaN	100.0	98.9	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-321.5	100.0	100.0	-341.5	100.0	100.0	96.7	100.0	100.0	21.3	22.0	-2.6	NaN
	IV %	-182.6	84.6	100.0	-228.2	82.7	100.0	92.4	95.8	100.0	7.5	3.1	36.8	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	63.3
	VI %	-268.3	-32.3	NaN	-299.8	-41.7	NaN	86.1	73.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	-12.1	69.4	100.0	-120.5	44.9	100.0	73.4	88.6	100.0	NaN	NaN	NaN	24.6
	VIII %	-461.2	54.0	93.2	-516.1	51.4	92.5	62.6	78.3	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	-6.0	82.0	97.2	-445.2	12.3	85.9	99.4	98.7	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	47.3	47.3	20.6	-239.5	-181.9	-364.4	99.2	88.8	90.3	NaN	NaN	NaN	34.9
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	6.7	-17.5	63.4	47.8
	XII %	-73.5	97.0	100.0	-243.9	94.1	100.0	97.8	99.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier											Sébastien (2013)		
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	
Ti	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	55.2	-1183.8	58.0	NaN	
	II %	96.8	NaN	100.0	-33.1	NaN	100.0	96.9	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	99.7	100.0	100.0	83.1	100.0	100.0	99.7	100.0	100.0	-19.6	-122.5	-16.2	NaN	
	IV %	99.2	99.1	100.0	-57.7	41.7	100.0	99.8	99.3	100.0	39.1	62.7	38.6	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	90.5	
	VI %	99.4	93.8	NaN	14.1	68.8	NaN	99.4	93.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	99.9	98.8	100.0	82.9	76.3	100.0	99.9	98.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	54.9
	VIII %	64.2	100.0	99.4	79.8	98.8	99.0	63.5	100.0	99.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	99.9	99.8	100.0	64.6	44.0	97.9	99.9	99.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	99.5	96.8	95.0	25.3	-119.0	48.3	99.5	96.9	95.0	NaN	NaN	NaN	NaN	75.9
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	57.9	-146.3	58.4	53.9	
	XII %	99.3	99.9	100.0	69.6	98.6	100.0	99.4	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
V	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	40.3	0.5	53.2	NaN	
	II %	74.3	NaN	100.0	-140.4	NaN	100.0	97.5	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-16.9	100.0	100.0	-133.5	100.0	100.0	95.3	100.0	100.0	-6.7	1.9	-14.7	NaN	
	IV %	63.8	97.7	100.0	-158.2	91.5	100.0	100.0	98.7	100.0	26.7	3.2	31.2	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	72.7	
	VI %	36.9	84.6	NaN	-155.5	66.3	NaN	99.1	90.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	95.9	96.0	100.0	14.7	79.4	100.0	99.8	96.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	34.3
	VIII %	-35.8	90.7	98.8	-147.3	91.1	97.9	87.9	90.3	99.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	92.9	99.0	99.9	-425.0	65.3	92.5	99.8	99.5	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	92.1	91.5	87.5	-280.3	-24.9	-156.3	99.3	93.8	92.2	NaN	NaN	NaN	NaN	48.9
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	47.6	-6.9	58.5	41.9	
	XII %	86.4	99.8	100.0	-97.7	98.4	100.0	99.2	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Zn	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	56.1	18.9	77.4	64.7	
	II %	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	35.8	
	III %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	-3.5	-3.2	-4.9	NaN	
	IV %	100.0	98.6	100.0	100.0	91.1	100.0	100.0	99.6	100.0	9.6	-6.0	31.1	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	88.2	
	VI %	100.0	89.2	NaN	100.0	72.1	NaN	100.0	92.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	95.5	93.0	100.0	26.4	66.6	100.0	97.6	93.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	49.5
	VIII %	43.2	92.3	94.4	-90.0	98.2	76.7	83.0	89.3	99.8	NaN	NaN	NaN	NaN	-132.6
	IX %	100.0	99.5	99.9	100.0	78.2	93.5	100.0	99.6	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	96.1	96.4	97.3	-730.1	-180.7	-20.2	98.9	97.3	97.7	NaN	NaN	NaN	NaN	71.5
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	52.9	-35.5	65.3	58.2	
	XII %	100.0	99.9	100.0	100.0	98.1	100.0	100.0	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Al	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	58.5	12.4	58.5	NaN	
	II %	99.3	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	93.6	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	93.6	100.0	100.0	-13.1	3.4	-13.1	NaN	
	IV %	98.3	99.2	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	99.2	100.0	29.9	1.3	29.9	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	90.3	
	VI %	97.0	90.7	NaN	14.1	68.8	NaN	97.0	90.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	99.8	98.0	100.0	61.9	86.0	100.0	99.8	98.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	49.0
	VIII %	92.3	65.1	98.9	5.5	91.8	98.7	92.3	65.1	98.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	99.9	99.7	100.0	-10.0	78.0	97.7	99.9	99.7	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	99.4	96.3	92.5	25.3	24.5	48.3	99.4	96.3	92.5	NaN	NaN	NaN	NaN	63.1
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	59.3	-8.2	59.3	53.1	
	XII %	99.7	99.9	100.0	36.0	98.1	100.0	99.7	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Ba	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	56.5	10.1	70.1	NaN	
	II %	93.7	NaN	100.0	57.2	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-28.2	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	-28.2	100.0	100.0	-4.2	-4.2	3.4	NaN	
	IV %	89.2	98.9	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	98.9	100.0	26.2	0.0	42.5	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	97.8	
	VI %	75.9	58.6	NaN	14.1	21.4	NaN	75.9	80.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	93.3	97.3	100.0	62.5	85.3	100.0	95.5	98.2	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	45.8
	VIII %	-6.3	84.4	97.3	-172.0	77.0	94.8	63.1	93.3	99.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	97.5	99.5	99.9	38.7	87.0	97.1	99.1	99.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	98.6	96.5	90.6	86.0	84.6	49.4	99.2	97.8	95.2	NaN	NaN	NaN	NaN	64.6
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	49.1	-22.6	65.2	57.8	
	XII %	92.7	99.8	100.0	7.3	97.9	100.0	98.0	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier											Sébastien (2013)	
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅
Ca	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	35.2	19.9	84.8	NaN
	II %	-172.6	NaN	100.0	-425.6	NaN	100.0	98.5	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-122.3	100.0	100.0	-128.9	100.0	100.0	87.7	100.0	100.0	17.3	18.0	-0.1	NaN
	IV %	-59.0	86.4	100.0	-74.4	86.8	100.0	89.5	82.6	100.0	6.9	0.3	38.4	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	71.1
	VI %	-58.2	24.5	NaN	-63.2	25.3	NaN	87.6	2.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	23.4	35.1	100.0	5.7	52.9	100.0	54.7	3.7	100.0	NaN	NaN	NaN	28.9
	VIII %	-171.9	69.6	94.4	-180.4	69.3	94.3	9.7	77.5	97.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	44.0	81.7	97.0	-93.1	47.8	89.8	99.1	95.3	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	65.1	17.5	-13.7	23.9	-13.5	-123.3	98.5	42.7	75.3	NaN	NaN	NaN	39.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	17.0	-20.5	70.1	42.9
	XII %	-14.5	97.0	100.0	-69.8	95.9	100.0	95.4	99.3	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Fe	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	62.7	16.4	64.3	NaN
	II %	99.4	NaN	100.0	68.9	NaN	100.0	99.5	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	98.1	100.0	100.0	59.7	100.0	100.0	99.4	100.0	100.0	-8.6	3.1	-10.1	NaN
	IV %	98.5	99.1	100.0	59.9	94.6	100.0	99.0	99.1	100.0	28.2	10.1	28.7	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	91.9
	VI %	98.3	92.9	NaN	14.1	68.8	NaN	98.3	92.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	99.6	97.3	100.0	83.3	83.9	100.0	99.6	97.3	100.0	NaN	NaN	NaN	53.5
	VIII %	86.5	89.9	98.8	60.0	96.5	96.4	86.3	89.7	98.9	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	99.8	99.6	100.0	-10.0	78.0	97.7	99.8	99.6	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	99.2	95.0	92.6	97.4	97.3	98.2	99.2	94.8	92.2	NaN	NaN	NaN	80.7
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	60.8	-8.2	60.8	57.2
	XII %	99.1	99.9	100.0	94.5	99.8	100.0	99.1	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
K	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	29.4	2.4	68.9	NaN
	II %	-168.0	NaN	100.0	-1580.7	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-895.6	100.0	100.0	-1309.6	100.0	100.0	79.5	100.0	100.0	-1.2	0.3	-9.9	NaN
	IV %	-351.3	91.0	100.0	-1160.6	77.7	100.0	100.0	98.4	100.0	15.3	9.9	29.0	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	90.8
	VI %	-516.0	-60.7	NaN	-1085.3	-198.9	NaN	76.7	83.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	36.0	91.3	100.0	-324.0	53.3	100.0	93.6	97.4	100.0	NaN	NaN	NaN	46.7
	VIII %	-689.0	65.6	97.2	-942.3	68.3	96.5	65.2	57.6	99.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	31.9	96.2	99.4	-2311.2	-35.3	81.5	99.6	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	49.2	78.2	62.7	-241.9	-23.8	-106.2	99.5	96.0	92.2	NaN	NaN	NaN	74.7
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	18.6	-14.1	57.5	60.0
	XII %	-23.8	98.7	100.0	-550.2	93.4	100.0	98.9	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Mg	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	42.1	22.3	61.3	NaN
	II %	42.8	NaN	100.0	-291.2	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-74.5	100.0	100.0	-158.0	100.0	100.0	96.1	100.0	100.0	27.0	31.0	-11.6	NaN
	IV %	3.7	88.9	100.0	-127.7	74.8	100.0	97.8	99.1	100.0	16.4	8.9	31.3	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	78.7
	VI %	-19.9	-24.2	NaN	-153.1	-155.4	NaN	94.7	94.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	70.3	91.0	100.0	-46.0	22.2	100.0	79.2	96.3	100.0	NaN	NaN	NaN	33.0
	VIII %	-90.5	58.0	93.3	-197.7	51.5	89.3	57.6	67.1	98.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	89.4	95.7	99.2	-198.7	-9.4	77.2	99.5	99.4	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	90.8	79.3	44.6	-8.2	-97.6	-524.9	98.6	93.4	89.7	NaN	NaN	NaN	49.5
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	38.9	-17.3	59.4	54.3
	XII %	71.6	99.0	100.0	-110.0	93.1	100.0	98.4	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Na	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	26.1	16.9	61.8	NaN
	II %	-73.6	NaN	100.0	-1130.2	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-605.3	100.0	100.0	-789.6	100.0	100.0	47.8	100.0	100.0	15.2	16.2	-49.7	NaN
	IV %	-210.0	94.8	100.0	-403.0	92.8	100.0	100.0	98.1	100.0	6.6	5.1	40.3	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	25.7
	VI %	-987.6	-11.3	NaN	-987.6	-11.3	NaN	14.1	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	-9.2	88.5	100.0	-150.1	50.5	100.0	20.8	96.5	100.0	NaN	NaN	NaN	12.3
	VIII %	-430.9	78.7	92.4	-877.3	73.7	86.5	45.5	84.1	98.8	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	72.9	97.9	98.8	-749.9	52.5	63.1	99.2	99.3	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	77.3	88.5	19.9	-386.6	-67.5	-1488.3	98.5	96.1	93.6	NaN	NaN	NaN	13.9
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	4.7	-18.6	54.3	36.3
	XII %	14.2	99.2	100.0	-258.9	96.5	100.0	97.4	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier											Sébastien (2013)		
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	
P	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	81.7	56.3	68.5	NaN	
	II %	85.1	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	8.7	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	-107.8	-107.8	3.4	NaN	
	IV %	41.8	97.3	100.0	-94.5	91.1	100.0	100.0	97.3	100.0	65.4	67.3	30.8	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	92.1	
	VI %	55.3	83.8	NaN	14.1	68.8	NaN	55.3	83.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	96.5	80.3	100.0	61.9	59.7	100.0	96.5	84.1	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	52.9
	VIII %	5.5	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IX %	96.6	99.3	99.9	-10.0	78.0	97.7	96.6	99.3	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	92.6	92.0	93.8	-174.2	-54.9	-13.5	99.0	95.6	96.5	NaN	NaN	NaN	NaN	74.3
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	29.7	-4.0	46.5	60.2	
	XII %	90.6	99.8	100.0	10.0	98.3	100.0	96.9	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
Nap	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	72.6	49.6	74.7	NaN	
	II %	98.5	NaN	100.0	-4648.5	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	70.9	100.0	100.0	26.8	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	22.9	
	IV %	97.7	98.1	100.0	10.7	91.1	100.0	97.9	98.1	100.0	26.4	NaN	26.4	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	84.0	84.1	NaN	20.9	55.7	NaN	100.0	91.3	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	30.5
	VII %	97.3	96.2	100.0	60.0	82.7	100.0	100.0	97.1	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	30.0
	VIII %	88.0	98.4	99.8	-66.6	91.1	98.0	100.0	99.0	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN	20.6
	IX %	85.6	87.0	99.1	-90.4	80.6	97.5	100.0	87.5	99.2	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	1.2	56.2	82.6	15.5	-0.6	53.0	-1.0	65.0	87.2	NaN	NaN	NaN	NaN	15.6
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	62.6	79.9	36.1	0.0	
	XII %	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
Acy	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	95.9	NaN	100.0	95.3	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	96.5	100.0	100.0	96.1	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	77.7	91.1	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0
	VII %	90.5	86.0	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	86.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	7.4
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0
	IX %	72.5	78.0	97.7	-10.0	78.0	97.7	100.0	78.0	97.7	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	25.3	24.5	48.3	25.3	24.5	48.3	25.3	24.5	48.3	NaN	NaN	NaN	NaN	0.6
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	24.9
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Ace	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	76.7	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	77.2	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	24.2
	IV %	77.7	91.1	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	45.3
	VII %	66.9	79.5	100.0	49.9	76.2	100.0	100.0	86.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	24.5
	VIII %	40.3	91.9	98.6	8.2	91.9	98.5	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	NaN	12.4
	IX %	25.1	79.4	97.0	-13.0	80.1	96.7	100.0	78.0	97.7	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	25.8	14.7	56.1	26.1	8.9	60.6	25.3	24.5	48.3	NaN	NaN	NaN	NaN	69.4
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	25.9	33.0	NaN	NaN	25.0
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Flu	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	38.2	45.5	NaN	NaN	
	II %	45.5	NaN	100.0	17.8	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	50.6	100.0	100.0	28.3	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	45.1
	IV %	48.5	91.1	100.0	18.8	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	73.8	91.8	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	47.4	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	18.6
	VII %	97.9	97.0	100.0	77.2	91.6	100.0	100.0	97.5	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	50.3
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	NaN	-21.7
	IX %	93.4	94.7	99.4	-10.0	78.0	97.7	100.0	95.8	99.6	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	51.9	51.3	66.7	25.3	24.5	48.3	57.0	56.5	70.2	NaN	NaN	NaN	NaN	-9.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	34.2	61.4	NaN	NaN	8.3
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	

		Garnier											Sébastien (2013)	
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅
Phe	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	60.9	22.3	72.9	NaN
	II %	98.2	NaN	100.0	19.4	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	81.7	100.0	100.0	62.6	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	47.7
	IV %	82.4	96.2	100.0	22.9	93.1	100.0	96.5	97.0	100.0	45.1	97.1	12.8	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	87.8	89.1	NaN	39.9	78.2	NaN	100.0	91.9	NaN	NaN	NaN	NaN	49.0
	VII %	99.3	97.5	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	97.7	100.0	NaN	NaN	NaN	43.6
	VIII %	98.8	98.6	99.7	43.3	95.1	99.2	100.0	98.6	99.8	NaN	NaN	NaN	36.8
	IX %	99.4	95.3	99.7	34.0	86.8	98.6	100.0	95.4	99.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	34.3	80.0	89.3	25.3	54.7	69.0	34.6	80.9	90.0	NaN	NaN	NaN	50.5
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	37.4	26.1	39.9	35.1
	XII %	NaN	99.6	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	99.6	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
A	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	76.7	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	77.2	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0
	IV %	77.7	91.1	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	32.0
	VII %	90.5	86.0	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	86.0	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	59.8
	IX %	72.5	78.0	97.7	-10.0	78.0	97.7	100.0	78.0	97.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	25.3	24.5	48.3	25.3	24.5	48.3	25.3	24.5	48.3	NaN	NaN	NaN	-2.2
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	5.3
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Flh	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	72.4	12.4	88.8	NaN
	II %	99.9	NaN	100.0	97.7	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	98.8	100.0	100.0	98.4	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	48.1
	IV %	69.4	96.7	100.0	17.4	91.8	100.0	100.0	99.6	100.0	42.9	98.2	31.6	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	98.5	97.9	NaN	97.9	99.2	NaN	100.0	94.6	NaN	NaN	NaN	NaN	69.6
	VII %	99.9	98.4	100.0	91.5	98.1	100.0	100.0	98.5	100.0	NaN	NaN	NaN	41.6
	VIII %	99.6	99.8	100.0	5.5	86.3	98.7	100.0	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	64.9
	IX %	99.8	99.8	100.0	34.0	86.8	98.6	100.0	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	98.5	86.4	89.3	64.2	78.3	85.1	99.0	86.5	89.4	NaN	NaN	NaN	67.5
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	56.5	27.9	57.9	58.6
	XII %	NaN	99.6	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Pyr	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	68.4	17.4	87.9	NaN
	II %	99.8	NaN	100.0	98.2	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	98.6	100.0	100.0	98.6	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	51.9
	IV %	98.5	99.4	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	99.6	100.0	48.0	98.7	36.3	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	98.8	98.3	NaN	98.5	99.5	NaN	100.0	93.9	NaN	NaN	NaN	NaN	64.4
	VII %	99.9	98.3	100.0	93.2	89.5	100.0	100.0	98.4	100.0	NaN	NaN	NaN	40.9
	VIII %	99.6	99.9	100.0	43.3	95.1	99.2	100.0	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	53.3
	IX %	99.8	95.6	100.0	34.0	86.8	98.6	100.0	95.6	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	96.4	85.0	89.1	-245.7	24.5	69.0	99.0	85.5	89.3	NaN	NaN	NaN	60.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	62.5	21.9	64.5	64.4
	XII %	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
BaA	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	50.2	NaN	50.9	NaN
	II %	99.6	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	77.2	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	55.3
	IV %	77.7	91.1	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	39.7	NaN	40.1	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	73.3
	VII %	99.7	99.5	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	99.7	100.0	NaN	NaN	NaN	51.4
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	70.2
	IX %	99.4	99.5	99.9	-10.0	78.0	97.7	100.0	99.6	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	95.6	95.6	97.0	25.3	24.5	48.3	96.7	96.6	97.7	NaN	NaN	NaN	59.7
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	92.4	NaN	94.2	52.1
	XII %	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier											Sébastien (2013)	
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅
Chr	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	87.0	NaN	88.9	NaN
	II %	99.6	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	87.0	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	55.9
	IV %	96.1	98.4	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	98.8	100.0	35.8	NaN	36.1	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	77.1
	VII %	99.9	98.5	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	98.5	100.0	NaN	NaN	NaN	58.8
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	76.4
	IX %	99.7	99.8	100.0	-10.0	78.0	97.7	100.0	99.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	98.0	98.0	93.4	25.3	24.5	48.3	98.5	98.5	93.7	NaN	NaN	NaN	89.5
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	49.0	NaN	49.6	68.2
	XII %	NaN	99.1	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
BbF	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	69.5	NaN	71.2	NaN
	II %	99.5	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	93.2	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	56.8
	IV %	77.7	91.1	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	33.5	NaN	34.0	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	70.9
	VII %	99.7	99.5	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	99.6	100.0	NaN	NaN	NaN	39.4
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	66.2
	IX %	98.8	99.0	99.9	-10.0	78.0	97.7	100.0	99.3	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	94.7	94.6	96.3	25.3	24.5	48.3	95.9	95.9	97.2	NaN	NaN	NaN	62.4
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	56.1
	XII %	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
BkF	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	76.7	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	77.2	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	59.7
	IV %	77.7	91.1	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	82.8
	VII %	90.5	86.0	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	86.0	100.0	NaN	NaN	NaN	19.2
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	77.2
	IX %	72.5	78.0	97.7	-10.0	78.0	97.7	100.0	78.0	97.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	25.3	24.5	48.3	25.3	24.5	48.3	25.3	24.5	48.3	NaN	NaN	NaN	75.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	52.6
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BaP	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	76.7	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	77.2	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	56.1
	IV %	77.7	91.1	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0
	VII %	98.9	98.4	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	98.7	100.0	NaN	NaN	NaN	32.2
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	100.0
	IX %	72.5	78.0	97.7	-10.0	78.0	97.7	100.0	78.0	97.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	81.1	80.9	86.9	25.3	24.5	48.3	84.9	84.7	89.5	NaN	NaN	NaN	100.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	78.3	NaN	82.8	8.5
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
IP	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	76.7	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	77.2	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0
	IV %	77.7	91.1	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	28.3	NaN	34.2	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0
	VII %	93.1	89.8	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	90.6	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	87.9	90.3	99.0	-10.0	78.0	97.7	100.0	91.8	99.1	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	35.5	34.8	55.4	25.3	24.5	48.3	38.3	37.6	57.3	NaN	NaN	NaN	100.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	21.3	NaN	27.9	42.1
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier											Sébastien (2013)	
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅
D(a.h)A	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	76.7	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	77.2	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	77.7	91.1	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	90.5	86.0	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	86.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	72.5	78.0	97.7	-10.0	78.0	97.7	100.0	78.0	97.7	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	25.3	24.5	48.3	25.3	24.5	48.3	25.3	24.5	48.3	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Bper	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	10.1	8.6	NaN	NaN
	II %	76.7	NaN	100.0	6.6	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	77.2	100.0	100.0	8.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	49.9
	IV %	77.7	91.1	100.0	10.7	91.1	100.0	100.0	91.1	100.0	1.3	NaN	1.3	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	78.5	68.8	NaN	14.1	68.8	NaN	100.0	68.8	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0
	VII %	93.1	89.8	100.0	61.9	86.0	100.0	100.0	90.6	100.0	NaN	NaN	NaN	37.1
	VIII %	76.4	91.8	98.7	5.5	91.8	98.7	100.0	91.8	98.7	NaN	NaN	NaN	100.0
	IX %	88.2	90.5	99.0	-10.0	78.0	97.7	100.0	92.1	99.2	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	37.6	36.9	56.8	25.3	24.5	48.3	40.8	40.2	59.1	NaN	NaN	NaN	100.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	21.3	NaN	27.9	100.0
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
24M(MCPA)	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	57.0
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	100.0	97.3	100.0	100.0	90.6	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	98.2	100.0	85.8	68.0
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Mec	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	-73.8	100.0	100.0	-75.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	99.5	100.0	-80.0	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	100.0	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	69.4
	XII %	99.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Car	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-173.9	-173.9	NaN	NaN
	II %	-5.5	NaN	100.0	-5.5	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-72.9	100.0	100.0	-72.9	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	15.0	100.0	100.0	13.8	100.0	100.0	99.2	98.5	100.0	28.1	28.1	NaN	-7.0
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	-72.9	54.3	NaN	-73.3	54.2	NaN	31.4	64.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	100.0	95.4	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0	95.4	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	85.1	98.7	100.0	66.9	97.1	100.0	99.4	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-2921.3
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	NaN	14.5
	XII %	47.0	99.9	100.0	31.1	100.0	100.0	100.0	99.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier											Sébastien (2013)		
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL	
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S	
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	
Sim	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	40.2	40.2	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-55.5	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	17.8	17.8	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	25.6	
	VII %	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	100.0	99.7	100.0	100.0	99.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
DCPMU	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	93.8	99.2	99.9	NaN	NaN	NaN	93.8	99.2	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Isop	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	10.2	10.2	NaN	NaN	
	II %	50.0	NaN	100.0	50.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-24.7	
	IV %	-2957.8	99.5	100.0	-3472.1	100.0	100.0	99.0	96.8	100.0	2.0	1.3	49.4	-11.9	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	31.6	
	VII %	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	94.6	100.0	99.9	94.6	100.0	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	12.4	
	IX %	64.3	94.4	98.7	60.0	94.0	98.5	96.4	97.9	99.8	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-519.9	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	95.5	100.0	NaN	13.6	
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
Atr	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	78.1	78.1	NaN	NaN	
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-18.2	100.0	100.0	-18.2	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-21.2	
	IV %	100.0	99.9	100.0	100.0	100.0	100.0	96.9	87.2	100.0	45.6	45.6	74.7	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	17.7	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	94.4	99.5	100.0	94.4	99.5	100.0	93.8	99.2	99.9	NaN	NaN	NaN	12.4	
	IX %	33.3	99.6	98.4	-46.7	99.1	96.5	98.9	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XII %	82.1	99.8	100.0	81.8	99.8	100.0	95.9	99.6	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
Di	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	40.0	40.0	NaN	NaN	
	II %	85.6	NaN	100.0	85.6	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-232.8	100.0	100.0	-232.8	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-20.8	
	IV %	-110.1	100.0	100.0	-123.3	100.0	100.0	98.6	99.4	100.0	21.5	21.8	NaN	-459.0	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	18.7	
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII %	97.4	98.4	99.7	NaN	NaN	NaN	97.4	98.4	99.7	NaN	NaN	NaN	10.3	
	IX %	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-11340.3	
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	4.4	
	XII %	97.3	99.8	100.0	97.3	99.8	100.0	98.0	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	

		Garnier											Sébastien (2013)	
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff M _{Sa15}	Eff M _{Sa15}	Eff M _{Sa15}	Eff M _{Sa45}	Eff M _{Sa45}	Eff M _{Sa45}	Eff M _{Sa65}	Eff M _{Sa65}	Eff M _{Sa65}	Eff M _{Sa15}	Eff M _{Sa45}	Eff M _{Sa65}	Eff M _{Sa15}
Dif	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	98.9	99.8	NaN	NaN	NaN	100.0	98.9	99.8	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
AMPA	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0	100.0	100.0	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	97.0	62.3	NaN	100.0	100.0	NaN	94.5	31.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	97.5	88.9	100.0	61.9	-40.7	100.0	99.9	97.5	100.0	NaN	NaN	NaN	-188.9
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-1.0
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	-64.9	95.1	100.0	NaN	NaN	NaN	100.0	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
GIA	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	59.3	56.7	89.9	NaN
	II %	36.0	NaN	100.0	15.3	NaN	100.0	99.6	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	88.1	100.0	100.0	87.9	100.0	100.0	98.1	100.0	100.0	30.7	31.0	19.3	NaN
	IV %	-31410.6	-109.5	100.0	NaN	NaN	NaN	71.5	93.8	100.0	0.3	-1.0	15.3	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	100.0
	VI %	98.2	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	99.9	97.3	100.0	100.0	100.0	100.0	99.9	96.4	100.0	NaN	NaN	NaN	51.8
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	43.2	98.3	100.0	36.0	98.1	100.0	99.1	99.7	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
Gly	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	67.1	67.0	69.7	NaN
	II %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-320.6	100.0	100.0	-327.0	100.0	100.0	63.4	100.0	100.0	68.9	69.1	50.6	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	97.1	100.0	76.9	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	71.9	99.4	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	99.9	94.9	100.0	NaN	NaN	NaN	99.9	97.4	100.0	NaN	NaN	NaN	58.7
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	97.4
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	98.5	98.8	100.0	100.0	98.1	100.0	96.1	99.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
BPA	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	25.4	25.0	42.6	NaN
	II %	-78.1	NaN	100.0	-117.5	96.6	100.0	94.8	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	5.9	100.0	100.0	3.8	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	-26.2	95.3	100.0	-35.3	95.0	100.0	93.0	98.7	100.0	-13.8	-15.0	7.8	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	15.8
	VI %	41.7	72.4	NaN	39.2	70.7	NaN	75.4	95.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	4.0	93.6	76.1	-9.4	92.4	71.3	70.8	99.6	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	78.4	97.2	99.8	79.2	97.2	99.8	68.4	96.9	99.8	NaN	NaN	NaN	11.6
	X %	63.8	89.8	100.0	77.7	89.7	100.0	-36.8	90.4	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-36.2	-40.6	8.4	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier											Sébastien (2013)	
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₁₅
NP2EO	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	33.3	29.9	84.4	NaN
	II %	100.0	NaN	100.0	100.0	-274.4	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	100.0	88.8	100.0	100.0	87.8	100.0	100.0	96.4	100.0	53.1	54.2	43.5	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	58.3
	VI %	100.0	51.1	NaN	100.0	43.4	NaN	100.0	80.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	98.4	97.8	100.0	98.5	97.6	100.0	97.3	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	95.2	100.0	100.0	95.9	100.0	100.0	75.7	100.0	NaN	NaN	NaN	36.8
	X %	100.0	63.0	72.6	100.0	64.7	72.6	100.0	-32.6	74.9	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-40.5	-62.3	6.6	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
NP1EO	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	68.4	68.4	67.5	NaN
	II %	63.4	NaN	100.0	-51.7	88.7	100.0	95.8	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	60.9	59.8	71.2	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	57.5
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	2.8	78.7	99.1	34.9	80.6	99.4	-194.3	67.2	97.8	NaN	NaN	NaN	24.1
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	3.6	13.7	-57.7	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B28	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	95.1	NaN	100.0	61.3	90.4	100.0	95.4	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-119.9	100.0	100.0	64.5	100.0	100.0	-140.2	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	85.8	100.0	100.0	10.7	100.0	100.0	87.9	100.0	100.0	0.4	1.3	0.4	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	21.7
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	64.7	98.8	99.9	5.5	81.7	98.7	65.2	99.0	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	-48.6	84.7	98.9	-10.0	51.9	95.4	-49.3	85.3	98.9	NaN	NaN	NaN	74.9
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	22.2	-3.8	50.7	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B47	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	II %	99.8	NaN	100.0	6.6	32.5	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-21.7	100.0	100.0	36.1	100.0	100.0	-26.5	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	66.9	99.7	100.0	-219.8	65.5	100.0	68.6	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	20.3
	VI %	89.2	98.1	NaN	-159.7	11.0	NaN	92.3	99.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	91.6	99.5	99.9	0.0	89.8	97.7	95.5	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	97.7	99.8	100.0	82.2	96.4	100.0	97.9	99.9	100.0	NaN	NaN	NaN	5.1
	X %	-136.1	10.0	100.0	25.3	24.5	100.0	-205.9	3.8	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B100	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	7.7	9.4	NaN	NaN
	II %	97.5	NaN	100.0	14.8	85.3	100.0	98.4	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	-9.3	100.0	100.0	55.5	100.0	100.0	-43.3	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	64.6	96.1	100.0	-152.4	84.7	100.0	78.8	96.9	100.0	-33.3	-532.7	-4.3	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	37.6
	VI %	-35.8	85.1	NaN	-23.1	79.7	NaN	-37.5	85.8	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	59.1	97.2	99.5	-1.5	73.4	95.3	65.2	99.5	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	1.8	89.3	98.2	15.2	81.1	91.8	0.3	90.2	98.9	NaN	NaN	NaN	68.2
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	17.1	-8.2	17.9	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier											Sébastien (2013)					
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL				
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S				
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₄₅	Eff MSa ₆₅	Eff MSa ₁₅				
B99	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	96.7	NaN	100.0	-6.5	85.6	100.0	97.4	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	39.8	96.5	100.0	-918.1	38.3	100.0	77.2	98.8	100.0	-342.5	-2.0	-1092.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	33.7	
	VI %	100.0	88.1	NaN	100.0	89.0	NaN	100.0	88.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	99.1	99.9	100.0	60.9	98.7	100.0	99.5	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	96.4	99.1	100.0	78.0	97.7	100.0	96.6	99.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	100.0	27.6	100.0	100.0	24.5	100.0	100.0	27.7	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	87.2	-8.2	87.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B154	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	51.8	13.8	82.9	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	96.3	NaN	100.0	-2.3	88.1	100.0	97.6	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	76.5	100.0	100.0	10.7	100.0	100.0	79.1	100.0	100.0	-138.0	56.5	-275.7	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	100.0	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	100.0	97.0	100.0	100.0	95.1	100.0	100.0	97.2	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	100.0	100.0	-28.5	100.0	100.0	-927.9	100.0	100.0	80.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-58.7	1.6	-77.7	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B153	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	47.6	0.6	67.8	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	95.1	NaN	100.0	-45.9	87.0	100.0	96.1	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	88.6	96.5	100.0	68.8	96.1	100.0	89.7	96.6	100.0	-95.1	-6.3	-124.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	80.3	NaN
	X %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-150.7	-175.1	-143.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B183	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	19.0	-6.0	78.1	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	94.6	NaN	100.0	24.4	79.0	100.0	97.2	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	86.2	100.0	100.0	78.3	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	86.3	97.4	100.0	39.1	92.7	100.0	89.9	97.8	100.0	-77.8	-94.8	-76.2	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	41.5	NaN
	VI %	-105.8	81.2	NaN	-280.5	77.0	NaN	-56.3	82.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	54.9	93.8	99.7	7.5	76.8	98.7	69.5	99.0	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	-37.1	86.2	98.2	31.6	83.3	96.0	-49.3	86.7	98.6	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	81.8	NaN
	X %	72.5	81.9	90.7	22.6	-203.4	-46.8	74.1	91.0	95.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-190.0	78.8	-195.1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B205	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-308.9	6.1	-5142.0	NaN	NaN	NaN	NaN	
	II %	95.9	NaN	100.0	14.4	83.5	100.0	96.2	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	III %	-148.2	100.0	100.0	11.6	100.0	100.0	-155.9	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	IV %	87.3	95.2	100.0	14.8	91.7	100.0	88.8	95.3	100.0	92.5	0.4	96.3	NaN	NaN	NaN	NaN	
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI %	94.0	98.8	NaN	14.0	69.1	NaN	96.0	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	52.4	100.0	99.7	0.5	100.0	98.7	65.8	100.0	99.9	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	100.0	97.9	97.0	100.0	79.7	97.4	100.0	98.6	97.0	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	-1342.7	-13.2	-2725.4	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		Garnier											Sébastien (2013)	
		TOTAL			DISSOLVED			PARTICULATE			TOTAL	DISSOLVED	PARTICULATE	TOTAL
		CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	CSR	Tranchée	Noue	DR-S	DR-S	DR-S	DR-S
		Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₀₅	Eff MSa ₀₅	Eff MSa ₀₅	Eff MSa ₀₅	Eff MSa ₀₅	Eff MSa ₀₅	Eff MSa ₁₅	Eff MSa ₀₅	Eff MSa ₀₅	Eff MSa ₁₅
B209	I %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	97.3	-12.9	98.5	NaN
	II %	100.0	NaN	100.0	100.0	80.1	100.0	100.0	NaN	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	III %	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV %	7.5	99.8	100.0	84.5	94.1	100.0	6.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	V %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	66.3
	VI %	100.0	98.9	NaN	100.0	48.0	NaN	100.0	99.5	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII %	100.0	99.9	100.0	100.0	72.5	97.1	100.0	100.0	100.0	NaN	NaN	NaN	NaN
	IX %	98.7	99.4	100.0	-115.2	72.5	95.9	98.9	99.4	100.0	NaN	NaN	NaN	75.2
	X %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XI %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	47.5	-8.2	47.7	NaN
	XII %	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
MES	I %	NaN	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	73.9	-	-	-
	II %	99.6	NaN	100.0	-	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-
	III %	100.0	100.0	100.0	-	-	-	-	-	-	18.8	-	-	-
	IV %	100.0	99.0	100.0	-	-	-	-	-	-	27.7	-	-	-
	V %	NaN	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-
	VI %	89.3	96.1	NaN	-	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-
	VII %	100.0	98.0	100.0	-	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-
	VIII %	94.2	99.4	99.9	-	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-
	IX %	98.9	99.0	100.0	-	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-
	X %	96.5	95.6	98.0	-	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-
	XI %	NaN	NaN	NaN	-	-	-	-	-	-	79.6	-	-	-
	XII %	NaN	99.9	100.0	-	-	-	-	-	-	NaN	-	-	-

			DISSOLVED						PARTICULATE					
			Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S
			LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp
Dif	I	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	NaN	NaN	NaN	NaN	0.01	0.00
	II	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.02	0.00	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	IV	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.05	0.00	0.01	0.00	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.01	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.12	0.00	0.01	0.00	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.07	0.00	0.01	0.01	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	NaN	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00
	XII	ng/l-1	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.03	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
AMPA	I	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	NaN	NaN	NaN	NaN	0.02	0.00
	II	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.06	0.00	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	IV	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.02	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.01	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.13	0.00	0.03	0.00	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.07	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.04	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	NaN	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
	XII	ng/l-1	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.02	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
GIA	I	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	NaN	NaN	NaN	NaN	0.02	0.01
	II	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.07	0.00	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
	IV	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.03	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.01	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.17	0.00	0.04	0.00	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.01	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.11	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.06	0.00	0.01	0.01	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	NaN	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00
	XII	ng/l-1	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.48	0.03	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Gly	I	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	NaN	NaN	NaN	NaN	0.02	0.01
	II	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.08	0.00	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
	IV	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.03	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.01	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.19	0.00	0.04	0.00	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.01	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.11	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.06	0.00	0.01	0.01	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	NaN	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00
	XII	ng/l-1	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.03	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BPA	I	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	4.99	4.97	NaN	NaN	NaN	NaN	1.29	0.51
	II	ng/l-1	5.03	5.11	5.11	NaN	NaN	NaN	43.94	1.89	NaN	NaN	NaN	NaN
	III	ng/l-1	5.02	5.09	NaN	NaN	NaN	NaN	2.57	7.11	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV	ng/l-1	5.19	5.02	4.86	NaN	NaN	NaN	6.42	0.79	3.37	NaN	2.99	3.38
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	4.34	4.27	4.46	NaN	NaN	NaN	5.20	9.57	2.65	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	5.20	3.86	5.23	3.54	NaN	NaN	19.30	7.62	2.41	1.02	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	5.03	4.70	3.57	3.81	NaN	NaN	3.80	15.17	7.51	4.88	NaN	NaN
	X	ng/l-1	3.17	3.50	5.06	3.11	NaN	NaN	3.12	12.78	3.98	2.89	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	NaN	2.68	3.34	3.36	3.38	3.09	NaN	0.35	3.31	6.52	3.71	3.33
	XII	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		DISSOLVED						PARTICULATE							
		Asphalte	CSR	Tranchée	Neue	DR-E	DR-S	Asphalte	CSR	Tranchée	Neue	DR-E	DR-S		
		LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp		
NPEC1	I	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	0.72	0.71	Nan	Nan	Nan	Nan	0.18	0.07	
	II	ng/l-1	0.72	0.73	0.73	Nan	Nan	Nan	6.31	0.27	Nan	Nan	Nan	Nan	
	III	ng/l-1	0.72	0.73	Nan	Nan	Nan	Nan	0.37	1.02	Nan	Nan	Nan	Nan	
	IV	ng/l-1	0.74	0.72	0.70	Nan	Nan	0.71	0.71	0.92	0.11	0.48	Nan	0.43	0.48
	V	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	
	VI	ng/l-1	0.62	0.61	0.64	Nan	Nan	Nan	0.75	1.37	0.38	Nan	Nan	Nan	Nan
	VII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VIII	ng/l-1	0.75	0.55	0.75	0.51	Nan	Nan	2.77	1.09	0.35	0.15	Nan	Nan	Nan
	IX	ng/l-1	0.72	0.67	0.51	0.55	Nan	Nan	0.55	2.18	1.08	0.70	Nan	Nan	Nan
	X	ng/l-1	0.46	0.50	0.73	0.45	Nan	Nan	0.45	1.83	0.57	0.42	Nan	Nan	Nan
	XI	ng/l-1	Nan	0.38	0.48	0.48	0.49	0.44	Nan	0.05	0.47	0.94	0.53	0.48	0.48
	XII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
4-0P	I	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	4.16	4.14	Nan	Nan	Nan	Nan	1.07	0.42	
	II	ng/l-1	4.19	4.26	4.25	Nan	Nan	Nan	36.61	1.57	Nan	Nan	Nan	Nan	
	III	ng/l-1	4.18	4.24	Nan	Nan	Nan	Nan	2.14	5.93	Nan	Nan	Nan	Nan	
	IV	ng/l-1	4.32	4.18	4.05	Nan	Nan	4.12	4.14	5.34	0.66	2.81	Nan	2.49	2.81
	V	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VI	ng/l-1	3.61	3.55	3.71	Nan	Nan	Nan	4.33	7.97	2.21	Nan	Nan	Nan	Nan
	VII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VIII	ng/l-1	4.33	3.21	4.35	2.95	Nan	Nan	16.08	6.34	2.01	0.85	Nan	Nan	Nan
	IX	ng/l-1	4.19	3.92	2.98	3.18	Nan	Nan	3.17	12.64	6.25	4.07	Nan	Nan	Nan
	X	ng/l-1	2.64	2.91	4.21	2.59	Nan	Nan	2.60	10.65	3.31	2.41	Nan	Nan	Nan
	XI	ng/l-1	Nan	2.23	2.78	2.80	2.82	2.57	Nan	0.29	2.76	5.43	3.09	2.78	2.78
	XII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
OPIEO	I	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	1.13	1.12	Nan	Nan	Nan	Nan	0.29	0.11	
	II	ng/l-1	1.14	1.15	1.15	Nan	Nan	Nan	9.93	0.43	Nan	Nan	Nan	Nan	
	III	ng/l-1	1.13	1.15	Nan	Nan	Nan	Nan	0.58	1.61	Nan	Nan	Nan	Nan	
	IV	ng/l-1	1.17	1.13	1.10	Nan	Nan	1.12	1.12	1.45	0.18	0.76	Nan	0.68	0.76
	V	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VI	ng/l-1	0.98	0.96	1.01	Nan	Nan	Nan	1.17	2.16	0.60	Nan	Nan	Nan	Nan
	VII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VIII	ng/l-1	1.18	0.87	1.18	0.80	Nan	Nan	4.36	1.72	0.54	0.23	Nan	Nan	Nan
	IX	ng/l-1	1.14	1.06	0.81	0.86	Nan	Nan	0.86	3.43	1.70	1.10	Nan	Nan	Nan
	X	ng/l-1	0.72	0.79	1.14	0.70	Nan	Nan	0.70	2.89	0.90	0.65	Nan	Nan	Nan
	XI	ng/l-1	Nan	0.60	0.75	0.76	0.76	0.70	Nan	0.08	0.75	1.47	0.84	0.75	0.75
	XII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
OP2EO	I	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	1.98	1.97	Nan	Nan	Nan	Nan	0.51	0.20	
	II	ng/l-1	1.99	2.02	2.02	Nan	Nan	Nan	17.39	0.75	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	III	ng/l-1	1.99	2.01	Nan	Nan	Nan	Nan	1.02	2.82	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	IV	ng/l-1	2.05	1.99	1.93	Nan	Nan	1.96	1.97	2.54	0.31	1.33	Nan	1.18	1.34
	V	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VI	ng/l-1	1.72	1.69	1.76	Nan	Nan	Nan	2.06	3.79	1.05	Nan	Nan	Nan	Nan
	VII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VIII	ng/l-1	2.06	1.53	2.07	1.40	Nan	Nan	7.64	3.01	0.95	0.40	Nan	Nan	Nan
	IX	ng/l-1	1.99	1.86	1.41	1.51	Nan	Nan	1.50	6.00	2.97	1.93	Nan	Nan	Nan
	X	ng/l-1	1.26	1.38	2.00	1.23	Nan	Nan	1.24	5.06	1.57	1.15	Nan	Nan	Nan
	XI	ng/l-1	Nan	1.06	1.32	1.33	1.34	1.22	Nan	0.14	1.31	2.58	1.47	1.32	1.32
	XII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
4-NP	I	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	1.91	1.90	Nan	Nan	Nan	Nan	0.49	0.19	
	II	ng/l-1	1.93	1.96	1.96	Nan	Nan	Nan	16.83	0.72	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	III	ng/l-1	1.92	1.95	Nan	Nan	Nan	Nan	0.98	2.72	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	IV	ng/l-1	1.99	1.92	1.86	Nan	Nan	1.89	1.90	2.46	0.30	1.29	Nan	1.15	1.29
	V	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VI	ng/l-1	1.66	1.63	1.71	Nan	Nan	Nan	1.99	3.66	1.02	Nan	Nan	Nan	Nan
	VII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VIII	ng/l-1	1.99	1.48	2.00	1.36	Nan	Nan	7.39	2.92	0.92	0.39	Nan	Nan	Nan
	IX	ng/l-1	1.93	1.80	1.37	1.46	Nan	Nan	1.46	5.81	2.88	1.87	Nan	Nan	Nan
	X	ng/l-1	1.22	1.34	1.94	1.19	Nan	Nan	1.20	4.90	1.52	1.11	Nan	Nan	Nan
	XI	ng/l-1	Nan	1.02	1.28	1.29	1.30	1.18	Nan	0.13	1.27	2.50	1.42	1.28	1.28
	XII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan

			DISSOLVED						PARTICULATE					
			Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S
			LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp
B99	I	ng/l-1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	NaN	NaN	NaN	NaN	0.20	0.08
	II	ng/l-1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	6.78	0.29	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.40	1.10	0.00	0.00	NaN	NaN
	IV	ng/l-1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.99	0.12	0.52	0.00	0.46	0.52
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.80	1.48	0.41	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	2.98	1.17	0.37	0.16	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.59	2.34	1.16	0.75	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.48	1.97	0.61	0.45	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	NaN	0.05	0.51	1.01	0.57	0.51
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B154	I	ng/l-1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	NaN	NaN	NaN	NaN	0.06	0.02
	II	ng/l-1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	2.04	0.09	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.12	0.33	0.00	0.00	NaN	NaN
	IV	ng/l-1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.30	0.04	0.16	0.00	0.14	0.16
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.24	0.44	0.12	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.89	0.35	0.11	0.05	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.18	0.70	0.35	0.23	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.14	0.59	0.18	0.13	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	NaN	0.02	0.15	0.30	0.17	0.15
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B153	I	ng/l-1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	NaN	NaN	NaN	NaN	0.19	0.08
	II	ng/l-1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	6.63	0.28	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.39	1.07	0.00	0.00	NaN	NaN
	IV	ng/l-1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.97	0.12	0.51	0.00	0.45	0.51
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.78	1.44	0.40	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	2.91	1.15	0.36	0.15	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.57	2.29	1.13	0.74	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.47	1.93	0.60	0.44	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	NaN	0.05	0.50	0.98	0.56	0.50
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B183	I	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	NaN	NaN	NaN	NaN	0.31	0.12
	II	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	10.46	0.45	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.61	1.69	0.00	0.00	NaN	NaN
	IV	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	1.53	0.19	0.80	0.00	0.71	0.81
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	1.24	2.28	0.63	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	4.60	1.81	0.57	0.24	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.91	3.61	1.79	1.16	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.74	3.04	0.95	0.69	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	NaN	0.08	0.79	1.55	0.88	0.79
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
B205	I	ng/l-1	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	NaN	NaN	NaN	NaN	0.08	0.03
	II	ng/l-1	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	2.73	0.12	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.16	0.44	0.00	0.00	NaN	NaN
	IV	ng/l-1	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.40	0.05	0.21	0.00	0.19	0.21
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.32	0.60	0.17	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	1.20	0.47	0.15	0.06	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.24	0.94	0.47	0.30	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.19	0.80	0.25	0.18	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	NaN	0.02	0.21	0.41	0.23	0.21
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

		DISSOLVED						PARTICULATE						
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	
		LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQd	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp	LOQp	
B209	I	ng/l-1	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	NaN	NaN	NaN	NaN	0.31	0.12
	II	ng/l-1	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	10.47	0.45	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.61	1.69	0.00	0.00	NaN	NaN
	IV	ng/l-1	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	1.53	0.19	0.80	0.00	0.71	0.81
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	1.24	2.28	0.63	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	4.60	1.81	0.57	0.24	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.91	3.61	1.79	1.16	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.74	3.04	0.95	0.69	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	NaN	0.08	0.79	1.55	0.88	0.79
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

			DISSOLVED						PARTICULATE					
			Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S
			LODd	LODd	LODd	LODd	LODd	LODd	LODp	LODp	LODp	LODp	LODp	LODp
Dif	I	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	NaN	NaN	NaN	NaN	0.00	0.00
	II	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.01	0.00	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	IV	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.02	0.00	0.01	0.00	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.06	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	NaN	0.03	0.00	0.00	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	NaN	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
	XII	ng/l-1	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.02	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
AMPA	I	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	NaN	NaN	NaN	NaN	0.01	0.00
	II	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.02	0.00	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	IV	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.05	0.00	0.01	0.00	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.02	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	NaN	0.01	0.00	0.00	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	XII	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.01	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
GIA	I	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	NaN	NaN	NaN	NaN	0.01	0.00
	II	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.02	0.00	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	IV	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.05	0.00	0.01	0.00	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.04	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	NaN	0.02	0.00	0.00	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	XII	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.01	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
Gly	I	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	NaN	NaN	NaN	NaN	0.01	0.00
	II	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.02	0.00	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	IV	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.05	0.00	0.01	0.00	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.04	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	NaN	0.02	0.00	0.00	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	NaN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	XII	ng/l-1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.01	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
BPA	I	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	1.28	1.27	NaN	NaN	NaN	NaN	0.33	0.13
	II	ng/l-1	1.29	1.31	1.31	NaN	NaN	NaN	11.26	0.48	NaN	NaN	NaN	NaN
	III	ng/l-1	1.29	1.30	NaN	NaN	NaN	NaN	0.66	1.82	NaN	NaN	NaN	NaN
	IV	ng/l-1	1.33	1.29	1.25	NaN	1.27	1.27	1.64	0.20	0.86	NaN	0.77	0.86
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	1.11	1.09	1.14	NaN	NaN	NaN	1.33	2.45	0.68	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	1.33	0.99	1.34	0.91	NaN	NaN	4.94	1.95	0.62	0.26	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	1.29	1.20	0.92	0.98	NaN	NaN	0.97	3.89	1.92	1.25	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.81	0.90	1.30	0.80	NaN	NaN	0.80	3.27	1.02	0.74	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	NaN	0.69	0.86	0.86	0.87	0.79	NaN	0.09	0.85	1.67	0.95	0.85
	XII	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

			DISSOLVED					PARTICULATE						
			Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S
			LODd	LODd	LODd	LODd	LODd	LODd	LODp	LODp	LODp	LODp	LODp	LODp
NPEC1	I	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	0.56	0.56	Nan	Nan	Nan	Nan	0.15	0.06
	II	ng/l-1	0.57	0.58	0.58	Nan	Nan	Nan	4.95	0.21	Nan	Nan	Nan	Nan
	III	ng/l-1	0.57	0.57	Nan	Nan	Nan	Nan	0.29	0.80	Nan	Nan	Nan	Nan
	IV	ng/l-1	0.58	0.57	0.55	Nan	0.56	0.56	0.72	0.09	0.38	Nan	0.34	0.38
	V	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VI	ng/l-1	0.49	0.48	0.50	Nan	Nan	Nan	0.59	1.08	0.30	Nan	Nan	Nan
	VII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VIII	ng/l-1	0.59	0.43	0.59	0.40	Nan	Nan	2.17	0.86	0.27	0.12	Nan	Nan
	IX	ng/l-1	0.57	0.53	0.40	0.43	Nan	Nan	0.43	1.71	0.85	0.55	Nan	Nan
	X	ng/l-1	0.36	0.39	0.57	0.35	Nan	Nan	0.35	1.44	0.45	0.33	Nan	Nan
	XI	ng/l-1	Nan	0.30	0.38	0.38	0.38	0.35	Nan	0.04	0.37	0.73	0.42	0.38
	XII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
4-0P	I	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	1.12	1.12	Nan	Nan	Nan	Nan	0.29	0.11
	II	ng/l-1	1.13	1.15	1.15	Nan	Nan	Nan	9.88	0.42	Nan	Nan	Nan	Nan
	III	ng/l-1	1.13	1.14	Nan	Nan	Nan	Nan	0.58	1.60	Nan	Nan	Nan	Nan
	IV	ng/l-1	1.17	1.13	1.09	Nan	1.11	1.12	1.44	0.18	0.76	Nan	0.67	0.76
	V	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VI	ng/l-1	0.97	0.96	1.00	Nan	Nan	Nan	1.17	2.15	0.60	Nan	Nan	Nan
	VII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VIII	ng/l-1	1.17	0.87	1.18	0.80	Nan	Nan	4.34	1.71	0.54	0.23	Nan	Nan
	IX	ng/l-1	1.13	1.06	0.80	0.86	Nan	Nan	0.86	3.41	1.69	1.10	Nan	Nan
	X	ng/l-1	0.71	0.79	1.14	0.70	Nan	Nan	0.70	2.87	0.89	0.65	Nan	Nan
	XI	ng/l-1	Nan	0.60	0.75	0.76	0.76	0.69	Nan	0.08	0.74	1.47	0.83	0.75
	XII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
OPIEO	I	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	0.64	0.64	Nan	Nan	Nan	Nan	0.17	0.07
	II	ng/l-1	0.65	0.66	0.66	Nan	Nan	Nan	5.67	0.24	Nan	Nan	Nan	Nan
	III	ng/l-1	0.65	0.66	Nan	Nan	Nan	Nan	0.33	0.92	Nan	Nan	Nan	Nan
	IV	ng/l-1	0.67	0.65	0.63	Nan	0.64	0.64	0.83	0.10	0.43	Nan	0.39	0.44
	V	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VI	ng/l-1	0.56	0.55	0.58	Nan	Nan	Nan	0.67	1.24	0.34	Nan	Nan	Nan
	VII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VIII	ng/l-1	0.67	0.50	0.67	0.46	Nan	Nan	2.49	0.98	0.31	0.13	Nan	Nan
	IX	ng/l-1	0.65	0.61	0.46	0.49	Nan	Nan	0.49	1.96	0.97	0.63	Nan	Nan
	X	ng/l-1	0.41	0.45	0.65	0.40	Nan	Nan	0.40	1.65	0.51	0.37	Nan	Nan
	XI	ng/l-1	Nan	0.35	0.43	0.43	0.44	0.40	Nan	0.04	0.43	0.84	0.48	0.43
	XII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
OP2EO	I	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	0.76	0.76	Nan	Nan	Nan	Nan	0.20	0.08
	II	ng/l-1	0.77	0.78	0.78	Nan	Nan	Nan	6.71	0.29	Nan	Nan	Nan	Nan
	III	ng/l-1	0.77	0.78	Nan	Nan	Nan	Nan	0.39	1.09	Nan	Nan	Nan	Nan
	IV	ng/l-1	0.79	0.77	0.74	Nan	0.76	0.76	0.98	0.12	0.51	Nan	0.46	0.52
	V	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VI	ng/l-1	0.66	0.65	0.68	Nan	Nan	Nan	0.79	1.46	0.41	Nan	Nan	Nan
	VII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VIII	ng/l-1	0.79	0.59	0.80	0.54	Nan	Nan	2.95	1.16	0.37	0.16	Nan	Nan
	IX	ng/l-1	0.77	0.72	0.55	0.58	Nan	Nan	0.58	2.32	1.15	0.75	Nan	Nan
	X	ng/l-1	0.48	0.53	0.77	0.47	Nan	Nan	0.48	1.95	0.61	0.44	Nan	Nan
	XI	ng/l-1	Nan	0.41	0.51	0.51	0.52	0.47	Nan	0.05	0.51	1.00	0.57	0.51
	XII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
4-NP	I	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	1.05	1.04	Nan	Nan	Nan	Nan	0.27	0.11
	II	ng/l-1	1.05	1.07	1.07	Nan	Nan	Nan	9.22	0.40	Nan	Nan	Nan	Nan
	III	ng/l-1	1.05	1.07	Nan	Nan	Nan	Nan	0.54	1.49	Nan	Nan	Nan	Nan
	IV	ng/l-1	1.09	1.05	1.02	Nan	1.04	1.04	1.35	0.17	0.71	Nan	0.63	0.71
	V	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VI	ng/l-1	0.91	0.89	0.93	Nan	Nan	Nan	1.09	2.01	0.56	Nan	Nan	Nan
	VII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	VIII	ng/l-1	1.09	0.81	1.10	0.74	Nan	Nan	4.05	1.60	0.51	0.21	Nan	Nan
	IX	ng/l-1	1.06	0.99	0.75	0.80	Nan	Nan	0.80	3.18	1.57	1.02	Nan	Nan
	X	ng/l-1	0.67	0.73	1.06	0.65	Nan	Nan	0.65	2.68	0.83	0.61	Nan	Nan
	XI	ng/l-1	Nan	0.56	0.70	0.70	0.71	0.65	Nan	0.07	0.69	1.37	0.78	0.70
	XII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIII	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XIV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan
	XV	ng/l-1	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan	Nan

			DISSOLVED						PARTICULATE						
			Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	
			LODd	LODd	LODd	LODd	LODd	LODd	LODp	LODp	LODp	LODp	LODp	LODp	
B99	I	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	NaN	NaN	NaN	NaN	0.06	0.02	
	II	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	2.03	0.09	NaN	0.00	NaN	NaN	
	III	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.12	0.33	0.00	0.00	NaN	NaN	
	IV	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.30	0.04	0.16	0.00	0.14	0.16	
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.24	0.44	0.12	NaN	NaN	NaN	
	VII	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.89	0.35	0.11	0.05	NaN	NaN	
	IX	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.18	0.70	0.35	0.23	NaN	NaN	
	X	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.14	0.59	0.18	0.13	NaN	NaN	
	XI	ng/l-1	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	NaN	0.02	0.15	0.30	0.17	0.15	
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
B154	I	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	NaN	NaN	NaN	NaN	0.02	0.01	
	II	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.61	0.03	NaN	0.00	NaN	NaN	
	III	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04	0.10	0.00	0.00	NaN	NaN	
	IV	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.09	0.01	0.05	0.00	0.04	0.05	
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.07	0.13	0.04	NaN	NaN	NaN	
	VII	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.27	0.11	0.03	0.01	NaN	NaN	
	IX	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05	0.21	0.10	0.07	NaN	NaN	
	X	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04	0.18	0.06	0.04	NaN	NaN	
	XI	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	NaN	0.00	0.05	0.09	0.05	0.05	
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
B153	I	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	NaN	NaN	NaN	NaN	0.06	0.02	
	II	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	1.99	0.09	NaN	0.00	NaN	NaN	
	III	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.12	0.32	0.00	0.00	NaN	NaN	
	IV	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.29	0.04	0.15	0.00	0.14	0.15	
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.24	0.43	0.12	NaN	NaN	NaN	
	VII	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.87	0.34	0.11	0.05	NaN	NaN	
	IX	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.17	0.69	0.34	0.22	NaN	NaN	
	X	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.14	0.58	0.18	0.13	NaN	NaN	
	XI	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	NaN	0.02	0.15	0.29	0.17	0.15	
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
B183	I	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	NaN	NaN	NaN	NaN	0.09	0.04	
	II	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	3.14	0.13	NaN	0.00	NaN	NaN	
	III	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.18	0.51	0.00	0.00	NaN	NaN	
	IV	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.46	0.06	0.24	0.00	0.21	0.24	
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.37	0.68	0.19	NaN	NaN	NaN	
	VII	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	1.38	0.54	0.17	0.07	NaN	NaN	
	IX	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.27	1.08	0.54	0.35	NaN	NaN	
	X	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.22	0.91	0.28	0.21	NaN	NaN	
	XI	ng/l-1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	NaN	0.02	0.24	0.47	0.26	0.24	
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
B205	I	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	NaN	NaN	NaN	NaN	0.02	0.01	
	II	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.82	0.04	NaN	0.00	NaN	NaN	
	III	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.05	0.13	0.00	0.00	NaN	NaN	
	IV	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.12	0.01	0.06	0.00	0.06	0.06	
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VI	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.10	0.18	0.05	NaN	NaN	NaN	
	VII	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	VIII	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.36	0.14	0.05	0.02	NaN	NaN	
	IX	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.07	0.28	0.14	0.09	NaN	NaN	
	X	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.06	0.24	0.07	0.05	NaN	NaN	
	XI	ng/l-1	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	0.09	NaN	0.01	0.06	0.12	0.07	0.06	
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	

		DISSOLVED						PARTICULATE						
		Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	Asphalte	CSR	Tranchée	Noue	DR-E	DR-S	
		LODd	LODd	LODd	LODd	LODd	LODd	LODp	LODp	LODp	LODp	LODp	LODp	
B209	I	ng/l-1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	NaN	NaN	NaN	NaN	0.09	0.04
	II	ng/l-1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	3.14	0.13	NaN	0.00	NaN	NaN
	III	ng/l-1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.18	0.51	0.00	0.00	NaN	NaN
	IV	ng/l-1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.46	0.06	0.24	0.00	0.21	0.24
	V	ng/l-1	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VI	ng/l-1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.37	0.68	0.19	NaN	NaN	NaN
	VII	ng/l-1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	VIII	ng/l-1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	1.38	0.54	0.17	0.07	NaN	NaN
	IX	ng/l-1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.27	1.08	0.54	0.35	NaN	NaN
	X	ng/l-1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.22	0.91	0.28	0.21	NaN	NaN
	XI	ng/l-1	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	NaN	0.02	0.24	0.47	0.26	0.24
	XII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN
	XIII	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XIV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN
	XV	ng/l-1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN	NaN

4eme de couverture sur page paire- Folio Administratif



FOLIO ADMINISTRATIF

THESE DE L'UNIVERSITE DE LYON OPEREE AU SEIN DE L'INSA LYON

NOM : GARNIER

DATE de SOUTENANCE : 24/01/2020

Prénoms : Robin

TITRE : 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.

NATURE : Doctorat

Numéro d'ordre : 2020LYSEI002

Ecole doctorale : ED MEGA

Spécialité : Génie-Civil

RESUME :

La gestion des rejets urbain de temps de pluie est un enjeu majeur des collectivités, tant d'un point de vue des quantités d'eau ruisselées toujours plus importantes du fait de l'imperméabilisation croissante indissociable de l'expansion des zones urbaines (hausse du risque d'inondations), que suivant un objectif de qualité pour les eaux superficielles en accord avec les exigences de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE 2013/35/EU) (pollution des milieux naturels). Pour ce faire, depuis plusieurs décennies, les municipalités se munissent d'ouvrages de gestion des eaux pluviales alternatifs (aux réseaux) afin de réguler les flux d'eau ou de redonner de la perméabilité aux sols urbains en infiltrant les eaux pluviales soit à grande échelle (via des réseaux alimentant des bassins de retenue ou d'infiltration) ou à plus petite échelle directement à la source du ruissellement (systèmes de gestion à la source de type chaussée poreuse, noue, tranchée...).

Une documentation fournie existe sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie concernant les polluants globaux (MES, DCO, nutriments...), les métaux et les HAPs. Ces deux dernières familles de substances étant considérées comme caractéristiques de la pollution des eaux pluviales, nombre d'études ont caractérisé leur traitement par des techniques alternatives différentes. Peu ou pas d'études ne s'intéressent en revanche à une gamme plus vaste de micropolluants prioritaires tels que les pesticides ou les alkylphénols ou encore les retardateurs de flamme bromés. La présente recherche a pour objectif de contribuer à pallier ce manque de connaissances en apportant des résultats sur la caractérisation qualitative in situ des eaux liées à deux types de dispositifs (centralisés et décentralisés) pour 59 micropolluants et leurs traitements par techniques alternatives. Quatre sites expérimentaux ont ainsi été choisis pour les campagnes de mesure à l'exutoire de i) un bassin de rétention centralisé (zone urbaine mixte, réseau séparatif pluviale), et trois sites de gestion à la source drainant des parkings résidentiels : ii) une chaussée à structure réservoir (CSR), iii) une tranchée d'infiltration en graves, et iv) une noue végétalisée d'infiltration. 59 micropolluants de cinq familles différentes (métaux, HAPs, pesticides, alkylphénols, PBDEs (principalement utilisés comme retardateurs de flammes)) ont ainsi été analysés pour une douzaine d'événements pluvieux. Les flux d'eau de plus de 100 événements ont été étudiés grâce à des dispositifs de métrologie et de prélèvement spécialement développés afin de pouvoir mesurer l'ensemble de la gamme de débits observables à l'exutoire des ouvrages décentralisés. Il a été constaté que si les métaux et les HAPs sont les polluants les plus particuliers et les plus présents dans les rejets urbains de temps de pluie, ce sont aussi les mieux traités par les ouvrages, notamment les systèmes à la source dont le principe de filtration se révèle être plus efficace que la simple décantation du bassin centralisé. Les autres familles de micropolluants ont montré une spéciation plus aléatoire et une plus grande propension à être capté par la noue et la tranchée que par les autres ouvrages. De manière générale, les sites à la source montrent un meilleur potentiel de traitement des eaux pluviales du fait de leur pouvoir de filtration intrinsèque par rapport au bassin centralisé, mais la noue et la tranchée se démarquent également par une rétention d'eau très importante qui accentue leur action épuratoire en termes de quantité totale en micropolluants rejetés dans les milieux.

MOTS-CLÉS : Hydrologie urbaine, Eaux pluviales, Micropolluants, Techniques alternatives

Laboratoire (s) de recherche : Laboratoire Déchets Eaux Environnement Pollutions (DEEP)

Directrice de thèse: Sylvie Barraud

Co-Enradement : Hélène Castebrunet

Président de jury :

Composition du jury : Sylvie Barraud, Jean-Luc Bertrand-Krajewski, Hélène Castebrunet, Marie-Christine Gromaire, Nilo Nascimento, Fabrice Rodriguez