

Projet LIFE ADSORB

*LIFE17 ENV/FR/000398 LIFE ADSORB project is supported by the European Union
LIFE program*

Le projet LIFE17 ENV/FR/000398 LIFE ADSORB bénéficie du soutien financier du programme LIFE de l'Union européenne



LIFE ADSORB

LIFE17 ENV/FR/000398

EFFICACITE EPURATOIRE DU PROTOTYPE

Reporting date
September 2025

Auteurs : Philippe Branchu, Julia Roux, Noureddine Bousserhine, Martin Seidl, Marie-Christine Gromaire, Laure Garrigue-Antar, Henri Verscheure, Emilie Caupos, , Mohamed Saad, Luna Grimault, ,

EXTENDED ABSTRACT

The monitoring of the reed-bed filter prototype, central to the LIFE ADSORB project, extended over a period of 4.5 years, from September 2020 to March 2025. The objective was to evaluate the treatment capacity of two filter lines: one corresponding to a conventional vertical flow reed-bed filter with a sand substrate, and the other an innovative design incorporating a layer of granular material between two layers of sand.

The first step consisted in characterising the filter prior to water supply (T0). The filter was fed with stormwater runoff and parasite clear water from February 2021 onwards. Instrumentation, operational from May 2021, allowed monitoring of flow volumes under both dry- and wet-weather conditions at three points: an upstream point (P115), at the outlet of the storage and pumping station (i.e., the inlet of each filter), and at the outlet of each filter. Representative composite samples were also collected from September 2022 to March 2025 for both dry- and wet-weather events. The sampling campaign proved less efficient than planned—only 19 events were monitored in total for both filters under both dry- and wet-weather regimes—due to technical failures and operational issues with the filter (overflow between the two filters, breach of the separation dyke, clogging, and short-circuiting via aeration chimneys).

Analyses were carried out on major and global physico-chemical parameters (Total suspended solid -TSS-, pH, electrical conductivity, Total and dissolved organic carbon (TOC and DOC), total phosphorus, orthophosphates, Kjeldahl nitrogen, nitrates, nitrites, ammonium, *E. coli*, total coliforms, and intestinal enterococci), trace metals (cadmium, chromium, copper, nickel, lead, zinc), and organic micropollutants (hydrocarbons C10-C40, polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs), bisphenol A (BPA), alkylphenols, phthalates). For the last two categories, both dissolved and total (or particulate) fractions were analysed. Settling velocity tests conducted on nine samples indicated good settling potential of the water. Ecotoxicological assays on *Daphnia sp.* were realised on samples from 8 events.

Measured concentrations for most parameters were consistent with literature values for urban stormwater, but with a higher proportion of particulate-bound metals and an organic load that was almost entirely dissolved. 4NP concentrations were higher than those recorded in the Roulépur project.

Following T0, three additional campaigns were conducted to track the progressive build-up of sediment deposits, resulting from the settling and filtration of particulate matter from stormwater and organic material from reeds, despite three mowing and removal operations during the study. Micropollutant accumulation was also monitored. Sediments were found to be the primary sink for both particulate matter and pollutants, followed by the surface sand layer, which retains the finest particles. Vegetation (mown biomass) exhibited low pollutant concentrations, ranging from a few hundredths of a percent for Cr and Ni to 3% for NP.

Between 1 January 2021 and T2 (October 2023), i.e., over 2.7 years, approximately 10.4 tonnes of particulate matter were retained in the filter, corresponding to an average accumulation of ~4 tonnes/year. This also equates to annual average accumulations of: 27 g Cd, 3,939 g Cr, 7,355 g Cu, 4,403 g Ni, 2,972 g Pb, 17,027 g Zn, 3.5 g BPA, 1.7 g OP, and 51.3 g NP. No clear added value of Rainclean® compared to sand was demonstrated. This budget made it possible to characterize the treatment efficiency of the filter by evaluating the reduction in the mass of pollutants discharged into the receiving aquatic environment. No difference was shown between the 2 filters.

Monitoring of the liquid phase allowed for an assessment of the filter's treatment efficiency. On an event scale, median treatment efficiency, calculated from inlet–outlet concentration changes, was: 99% for TSS, 90% for NO₃, 99% for NH₄, 60% for Kjeldahl nitrogen, 24% for total phosphorus, 25% for TOC, 16% for Cd, 98% for Cr, 97% for Ni, 99% for Pb, 98% for Zn, 87% for the sum of 16 PAHs, 21% for hydrocarbons (C10–C40), 56% for DEHP, –77% for total phthalates, 64% for BPA, 44% for OP, and 69% for NP. In the absence of marked toxicity at the filter inlet, it is not possible to draw conclusions about its effectiveness. Regardless of the pollutants, the added value of Rainclean® compared to sand has not been demonstrated.

For phthalates, negative retention corresponds to emissions from the prototype. This is probably due to the leaching of materials such as geomembranes, asphalt, drains, etc.

Efficiency can also be assessed based on annual mass balances, using both concentrations and hydrological fluxes, to estimate the retained pollutant loads. Depending on the calculation approach (water based or sediment, based), the annual pollutant load avoided in the receiving environment was estimated at: several tonnes of TSS (6–23 t), several kilograms of Zn (26–61 kg), Cu (8–23 kg), Pb (2–8 kg), Cr (1.5–4 kg), Ni (0.8–4 kg), PAHs (11 kg), several hundred grams of hydrocarbons C10–C40 (590 g), NP (127–422 g), several tens of grams of Cd (30–50 g), DEHP (16 g), BPA (2–34 g), and OP (2–14 g).

The prototype was assigned several water quality objectives:

- Reduce TSS discharges by 12.8 tonnes into the environment. This was achieved, with a 90% removal rate from water.
- Achieve a 90th-**percentile concentration of treated water below the “sufficient quality” threshold of the EU Bathing Water Directive** — not achieved, as a 1-log reduction in bacterial load was insufficient.
- Achieve mean treated water concentrations below EQS values — not achieved overall, especially for dissolved-phase micropollutants. For major parameters, threshold compliance was 100%, except DOC (89%). For trace metals, compliance was 100% for Cr and Pb, 88% for Ni, 18% for Zn, and 0% for Cu. For Cd, the quantification limit exceeded the EQS value. For PAHs, naphthalene and anthracene complied in 100% of cases, fluoranthene in 78%, while benzo[a]pyrene exceeded the EQS in at least 17% of cases; other PAHs were below the LQ, which

itself was above the EQS. BPA complied in 100% of cases; BBP and DBP in 92%, OP in 50%, DEHP in 17%, and NP in 0% of cases.

One aim of the monitoring was to compare the relative efficiency of the conventional sand filter and the innovative sand + Rainclean® filter. This was not possible due to experimental conditions, which—apart from short-circuiting events over several weeks—had no significant impact on the filter's treatment performance.

Sampling at the “pumping station” outlet remains problematic, preventing satisfactory characterisation of events. This should be addressed if complementary monitoring is to be resumed in the future. Activation of porous plates installed in the FR filter and analysis of dissolved micropollutants could provide local insight into the role of Rainclean® in the fate of dissolved pollutants.

One source of data that remains untapped to date is the continuous measurements (turbidity, pH, electrical conductivity) taken at the filter's inlet and outlet points. Using this data could help refine the assessment of the filter's purification efficiency.

From an operational perspective, annual or biennial monitoring of surface sediment (and wastes) accumulation, pollutant content, and fine-particle retention in the substrate is recommended to track the mass balance of pollutants retained in the filter, representing avoided discharges to the environment. This could be complemented by monitoring discharges to the receiving environment to detect any changes in concentrations over time.

Regular inspections are also recommended to prevent operational issues, alongside annual removal of deposits in the feeding structure and the immediate downstream area.

To further understanding of the system, studies on the settling and remobilisation processes of TSS in the storage/pumping station, as well as preferential water flow paths across the filter surface and sediment deposition zones, would be valuable. Fine-scale spatial mapping (including depth) of sediment deposits, contaminants, and particle size distribution could be carried out during annual or biennial campaigns.

Table des matières

1. Introduction - Contexte.....	10
2. Matériel et méthode.....	11
2.1 Présentation du filtre et de son bassin versant	11
2.2 Compartiment eau : prélèvements, analyses.....	17
2.3 Compartiment filtre (dépôts, substrat, végétaux) : prélèvements ; analyses	24
2.3.1. Méthodologie de prélèvement des substrats	24
2.3.2. Prélèvements complémentaires	30
2.4 Calculs des performances épuratoires.....	35
2.4.1 La réduction des concentrations.....	35
2.4.2 La réduction des flux	35
2.4.3 Le bilan annuel	35
3 Résultats	36
3.1 Retour sur le fonctionnement du filtre, de l'instrumentation, sur la vie du filtre	36
Fonctionnement hydraulique.....	36
3.2 Eau (concentrations, flux).....	47
3.3 Substrats et sédiments (concentrations/stocks).....	69
3.3.1. Caractérisation et évolution des propriétés physico-chimiques des substrats et sédiments	70
3.4 Déchets – débris plastiques (Verscheure, 2025)	94
3.5 Végétaux (Roux, 2023)	96
3.5.1. Micropolluants dans la bio masse aérienne des P. australis	96
3.5.2 Exportation de micropolluants par les parties aériennes de P. australis.....	99
4 – Discussion Efficacité épuratoire.....	101
4.1 : taux de rétention / concentrations.....	102
4.2 : Taux de rétention / flux.....	106
4.3 : Extrapolation à l'échelle annuelle.....	106
4.4 : Comparaison des approches accumulation sédiment-substrat et suivi du compartiment eau	108
5 Synthèse - Conclusion	110

Table des illustrations

Figure 1: Chemin emprunté par les eaux de ruissellement selon six étapes (1 à 6) et synoptique associé (source : Life Adsorb, 2023).	12
Figure 2: Le filtre planté de roseaux vu de haut (drone) en hiver (A) et en été (B). En regardant vers l'aval, le filtre traditionnel à sable (FS) est à gauche et le filtre innovant avec du Rainclean® (FR) est à droite (Crédit : Division Travaux et Environnement, Ville de Paris, 2023).	14
Figure 3 : Schéma du filtre planté de roseaux vu en coupe. A gauche le filtre traditionnel à sable (FS), à droite le filtre innovant avec du Rainclean® (FR), plantés de <i>Phragmites australis</i> . Le sédiment n'est pas représenté car absent initialement (Roux, 2023).	15
Figure 4 : Principe du fonctionnement hydraulique du filtre. A : Principe de fonctionnement dans la bêche, selon les hauteurs d'eau accumulées et le temps. Les modes de fonctionnement de l'ouvrage sont détaillés en bas du graphique. B : Principe de fonctionnement de l'alimentation du filtre en eau par temps de pluie. Le graphique représente la hauteur d'eau dans le filtre selon le temps (Payet et al., 2025).	18
Figure 5 : Instrumentation du prototype Life-Adsorb.	19
Figure 6 : Etapes de la chaîne de prélèvement.	22
Figure 7: Carte de l'évolution du zonage du filtre (amont-centre-aval) entre les trois campagnes de prélèvement, T0 (2020), T1 (2021) et T2 (2022). Le filtre FS est sur la gauche et le filtre FR sur la droite. La campagne T4 (2024) n'est pas représentée. (Roux, 2023).	25
Figure 8 : Photographies du carottier et des carottes réalisées dans les deux filtres. La hauteur possible de prélèvement est de 40 cm. A : Photographie d'un exemple de carotte récupérée au niveau du filtre FS ; B : Photographie d'un exemple de carotte récupérée au niveau du filtre FR (Crédit : J. Roux, 2021).	26
Figure 9 : Schéma du principe de réalisation des échantillons composites dans une zone. Cette homogénéisation des carottes est répétée pour chaque zone. (Roux, 2023).	27
Figure 10 : Carte des prélèvements des sédiments en amont des FPR (points noirs) pour la réalisation de leur cartographie fine. A : lors de la campagne T1. B : lors de la campagne « T2 » (en avril 2023, six mois après T2).	32
Figure 11: Séparation des différents types de déchets/macroplastiques trouvés dans un échantillon selon le système de classification OSPAR/DCSMM. Crédits: Henri Verscheure (2024).	33
Figure 12: Prélèvements des parties aériennes de <i>P. australis</i> réalisés en mars 2023. A : photographie des quadrats conservés sur place lors du faucardage (Crédit : J. Roux, 2023) ; B : localisation des prélèvements sur les filtres.	34
Figure 14: Exemple de variation intra journalière des débits (m ³ /s) d'eau par temps sec au niveau du point amont -P115- (Livrable B2 .2., Payet et al. ; 2025).	37
Figure 15: Exemple de dysfonctionnement du filtre pour des bûchées de temps sec, débordement du filtre R (F2) prioritaire vers le filtre S (F1) (cf. Livrable B2.2, Payet et al, 2025).	38
Figure 16: Débordement du filtre FR vers le filtre FS au niveau des regards de tranquillisation à l'arrivée des conduites de refoulement en amont des filtres ((septembre 2021).	39
Figure 17: départ de la digue de séparation entre les filtres au niveau des regards de tranquillisation l'eau passe d'un filtre à l'autre (11/02/2022).	40

Figure 18: Reconstruction du merlon central dans la partie amont des filtres pour empêcher l'eau de passer d'un filtre à l'autre (28/03/2022).	40
Figure 19: Déversement d'eau du filtre Fr vers le filtre F en raison d'un dépôt (sédiments végétaux) obstruant la sortie du regard de tranquillisation (13/06/2024). A gauche on aperçoit un bouillonnement de l'eau dans le regard du filtre S alors que c'est le R qui est alimenté....	40
Figure 20: A gauche Eau très turbide arrivant de la station de pompage et alimentant le filtre F. Débordement vers le filtre R. Eau très claire débordant du filtre R vers le filtre S (13/06/2024).	41
Figure 21: Cheminée d'aération sous l'eau à gauche et réhaussée ensuite à droite (livrable B1.4).	41
Figure 22: A gauche : Présence de dépôts riches en oxyde de fer dans la bêche de pompage vers le filtre en fin de bêche (Octobre 2020). A droite : arrivée importante d'oxydes de fer dans le filtre FS (30/02/2023).	42
Figure 23: Dysfonctionnement du cycle de prélèvement d'un des préleveurs de la station de pompage en raison de l'obstruction du bol de prélèvement par un ballon de baudruche (29/07/2021).	44
Figure 24: dysfonctionnement du groupe froid d'un des préleveurs de la station de pompage.	45
Figure 25: A gauche : Prise sous pression dans la conduite de refoulement pour alimenter les préleveurs dans la bêche de pompe. A droite : Alimentation des préleveurs dans la bêche de pompage obstruée par des dépôts noir.	45
Figure 13: Opération de faucardage des roseaux (cf. livrable B1.4 « Rapport d'autosurveillance du prototype pendant la démonstration » Routet, 2025).	47
Figure 26: Distribution des concentrations en mg/L analysées en entrée de filtre (à gauche) et au P115 (à droite). Le rectangle bleu rassemble 50% des données, le trait noir dans ce rectangle représente la médiane et la croix la médiane. Les valeurs minimale et maximales sont représentés soit par des points (qui sont des valeurs anormales dans la distribution, ou des barres horizontales).	48
Figure 28: courbes de distribution des vitesses de chute des MES.	49
Figure 29: Contribution moyenne de chaque HAP à la concentration totale en 16 HAP.	59
Figure 30: Participation moyenne de chaque PAE à la concentration totale en PAE.	62
Figure 31: Mesures d'épaisseurs (cm) réalisées lors de la cartographie fine du sédiment dans FS (A) et FR (B) selon la distance à la zone d'arrivée d'eau. L'épaisseur au T1 est représentée en bleu et celle au T2 en vert.	75
Figure 32: Interpolation IDW de l'épaisseur (cm) du sédiment dans la zone amont des deux filtres, au temps T1 (A) et T2 (B). Interpolation réalisée avec un coefficient de distance de 3 (QGIS 3.26.3), les classes d'épaisseur sont discontinues. Les flèches bleues représentent la zone d'entrée d'eau. (Roux, 2023).	75
Figure 33: Distribution spatiale (le long de l'axe des filtres) du pourcentage volumique des différentes classes granulométriques au sein du filtres FS (Versheure, 2025).	77
Figure 34: Evolution des teneurs en Zn (mg/kg) dans le sable de surface (A)° et profond (B) selon les quatre campagnes de prélèvement et les zones. A gauche : FS ; A droite : FR	80
Figure 35: Cartographie des teneurs (mg/kg) en ETM (Cu, Pb et Zn) dans le sédiment en amont du filtre FS et FR, lors des campagnes T1 (en haut) et T2 (en bas). Le nombre de classes a été défini	

mathématiquement. Les valeurs des classes changent selon l'ETM, mais restent similaires entre les deux campagnes. Les points noirs correspondent aux points de prélèvement (Roux, 2023)..	84
Figure 36: Distribution des concentrations en plomb dans les sédiments en fonction de la distance depuis le point d'alimentation des filtres FS et FR (Verscheure, 2025).....	85
Figure 37: Corrélation entre les concentrations en zinc du dépôt et le pourcentage volumique des particules de taille inférieure à 100 µm, avec visualisation du coefficient de corrélation (Verscheure, 2025).....	85
Figure 38: Accumulation surfacique (g/m ² /an) des différents métaux entre T1 et T2 pour l'ensemble des filtres FS (orange) et FR (bleu). Les volumes cumulés d'eau ayant alimenté chaque filtre lors de la campagne T2 sont indiqués (Roux, 2023).....	87
Figure 39 : Profil de concentration de la somme des 16 HAP pour l'échantillon Fs-Sdt-Am-T4	89
Figure 40 : Classement des différentes catégories de déchets présents dans les filtres. Classement sur le nombre (en haut) et la masse (en bas). Le filtre FS est présenté à gauche, FR à droite. Les diagrammes circulaires visualisent les matériaux dont sont constitués les déchets. (Verscheure, 2025).....	95
Figure 41: distribution de la quantité de déchets (par unité de prélèvement de 0,25 m ²) présents dans les deux types de filtres FR et FS en fonction de la distance du filtre avec un modèle de régression présentant le meilleur ajustement. (Verscheure, 2025).....	96
Figure 42: Teneur en ETM (mg/kg) et écart-type associé dans les parties aériennes (feuilles + tiges) de <i>P. australis</i> . Teneurs moyennes calculées pour chaque filtre (FS et FR, n = 9). Si la teneur était inférieure à la LQ, la valeur de la LQ était utilisée. Les barres d'erreur avec des lettres différentes indiquent une différence significative (A : entre les ETM ; B : entre les zones d'un même ETM) avec p-value < 0,05 selon le test de Kruskal-Wallis. Les p-values indiquées révèlent la significativité ou non de la comparaison (inter-filtres, inter-ETM, inter-zones) (Roux, 2023).....	97
Figure 43: Teneur moyenne en MPO (µg/kg) et écart-type associé dans les parties aériennes (feuilles + tiges) de <i>P. australis</i> de chaque filtre (FS et FR) (n = 3). Les MPO dont toutes les teneurs étaient < LQ ne sont pas représentés. Pour les autres, si la teneur était inférieure à la LQ, sa valeur était utilisée. Les barres d'erreur avec des lettres et/ou un * différents indiquent une différence significative (lettre : entre les MPO ; * : du MPO entre les deux FPR) avec p-value < 0,05 selon le test de Kruskal-Wallis. Les p-values indiquées révèlent la significativité ou non de la comparaison (inter-filtres, inter-MPO). (Roux, 2023)	98
Figure 44 ; Relation entre la masse de contaminants (ETM) accumulés (kg/an) sur le filtre (approche « Sédiment ») et le flux de MES retenues entre l'entrée et la sortie du filtre (approche « Eau »). Les 2 couleurs correspondent aux valeurs minimales et maximales des flux calculés.....	110

1. Introduction - Contexte

Les filtres verticaux plantés de roseaux (FPR) sont une technique de traitement des eaux issue de l'épuration des eaux usées domestiques qui a ensuite été adaptée à la gestion des eaux pluviales. La robustesse de la technique et sa capacité à supporter des charges hydrauliques variables tant en amplitude qu'en fréquence en font en effet une technique adaptée à la gestion des eaux pluviales (Molle et al. 2013).

En France peu de suivis ont été réalisés en conditions réelles sur les eaux pluviales (Adepte, 2019, Schmitt et al., 2015, Walaszek, 2018; Gourmand, 2022). Ces suivis renseignent leur efficacité à retenir les polluants des eaux de ruissellement associés à la phase particulaire et la possible dégradation de certains polluants organiques. Les processus intervenant dans un filtre planté de roseaux pour retenir et transformer les polluants sont physiques, chimiques et biologiques. Roux (2023) les liste, sédimentation, filtration, photodégradation, volatilisation, adsorption, (co)précipitation, complexation, biodégradation, absorption par les plantes. Cependant certains de ces processus peuvent être réversibles et aboutir au relargage d'une partie des polluants, en fonction des conditions environnementales, c'est notamment le cas de l'adsorption, de la précipitation et de la complexation.

Cependant, la spéciation physique entre phases dissoute et particulaire varie entre les composants et peut être très variable pour un même contaminant (cf. livrable B3.01 « Lab studies for the evaluation of the adsorption properties of the filter substrates Rainclean®, sand and sediment by Gromaire et al.). Dans le cas de surfaces générant une contamination importante des eaux pluviales comme les routes à fort trafic, le fait de peu retenir la fraction dissoute peut s'avérer problématique pour le milieu aquatique récepteur au regard notamment des polluants métalliques qui sont considérés sous leur fraction dissoute dans la surveillance des masses d'eau exigée par la Directive Européenne Cadre sur l'Eau.

Certaines sociétés proposent alors l'utilisation de matériaux adsorbants seuls ou en mélange pour la gestion qualitative des eaux pluviales (Stoppol® de St Dizier Environnement, Rainclean® de Funke). Gourmand (2022) s'est par exemple intéressée à la rétention de micropolluants métalliques dans une mare en amont d'un filtre planté à Strasbourg par billes silice-glutathion-alginate. Pour plus d'information sur les matériaux adsorbants, se reporter au livrable B3.01.

Les polluants d'intérêt (définis par l'existence d'un facteur d'émission à partir des véhicules, de la route et de ses équipements et d'une problématique liée à l'impact environnemental) associés aux eaux de ruissellement pluvial routier sont nombreux. Les éléments traces métalliques et les hydrocarbures (C10-C40 et aromatiques polycycliques - HAP) sont largement étudiés alors que les micropolluants organiques plus récemment considérés tels que le bisphénol A, les alkylphénols et les phtalates, le sont moins.

Les filtres plantés de roseaux étant constitués de matériaux granulaires il est facilement envisageable d'y associer un matériau adsorbant adapté (en termes de granulométrie notamment) pour optimiser le traitement de ces micropolluants.

Le prototype de filtre planté de roseaux du projet LIFE-ADSORB propose ainsi dans un de ses compartiments d'intégrer un niveau de RainClean® pris en sandwich entre deux couches de sable. L'intérêt de ce matériau est double, optimiser la rétention par adsorption des micropolluants dissous qu'ils soient organiques ou métalliques et favoriser une dégradation des micropolluants organiques adsorbés. Les polluants considérés par ce projet sont les matières en suspension, les éléments traces métalliques, les hydrocarbures, les phtalates, les alkylphénols et le bisphénol A.

La tâche C1.1 du projet a pour objectif d'évaluer, en se basant sur le suivi du prototype (eau et substrats) l'efficacité épuratoire du système Bugeaud en comparant les deux filtres. Ce système est constitué principalement de 2 parties, une bêche de stockage à partir de laquelle les eaux sont envoyées vers le filtre, deuxième ouvrage du système.

2. Matériel et méthode

2.1 Présentation du filtre et de son bassin versant

Le site d'étude est un ouvrage de gestion des eaux pluviales semi-centralisé, c'est à dire en aval d'un réseau individuel. Il est situé dans le nord du Bois de Boulogne, à l'ouest de la ville de Paris, en région Ile-de-France.

L'ouvrage a été mis en place pour traiter les eaux de ruissellement provenant d'une partie du boulevard périphérique ouest parisien (section entre la porte Maillot et la route des Lacs à Passy). Le tronçon drainé est de 2,6 km de long avec une surface du bassin versant de 21,1 ha.

Cet axe routier accueille en moyenne 1,1 millions de déplacements par jour, soit près de 3 % des déplacements quotidiens en Ile-de-France (Berger, 2020), il s'agit donc d'un axe routier très fréquenté.

A ces eaux de ruissellement s'ajoutent des surverses occasionnelles de réseau unitaire par temps de pluie provenant d'un bassin versant de 72 ha. En moyenne, le nombre d'événement pluvieux induisant des surverses unitaires est de 7 par an (modélisé à partir des résultats de pluviométrie entre 2010 et 2013). Enfin, par temps sec, l'ouvrage est alimenté par des eaux claires parasites (eaux de nappe) drainées par les collecteurs amont. Les volumes annuels d'eau par temps de pluie captés par le réseau amont sont compris entre 50 000 et 180 000 m³/an (mesurés entre 2003 et 2014). Cela intègre les eaux de ruissellement et les surverses unitaires, mais ces dernières représentent un très faible volume par rapport aux eaux de ruissellement (volume des surverses annuelles mesuré entre 2010 et 2013 variant entre 1 500 et 5 000 m³/an soit moins de 3 % du volume total généré par temps de pluie. En revanche, le volume d'eau par temps sec est compris entre 127 000 et 190 000 m³/an (mesuré en 2015). Ainsi, même si l'ouvrage a été mis en place pour le traitement des eaux de ruissellement par temps de pluie, une grande partie de l'eau amenée vers l'ouvrage est de l'eau claire. Les eaux traitées par l'ouvrage sont rejetées dans la rivière Saint James qui aboutit à la mare Saint James puis à la Seine (Figure 1).

Le chemin des eaux après travaux et réalisation de l'ouvrage est résumé dans la Figure 1. Les eaux de ruissellement (et autres, décrites précédemment) sont acheminées au travers du réseau jusqu'à la station de stockage. Elles sont ensuite pompées vers le FPR pour y être traitées. A leur sortie du filtre, les eaux sont évacuées dans la rivière adjacente au filtre qui alimente ensuite la mare Saint-James (Figure 1). Enfin, le trop-plein de la mare est acheminé vers l'aval de la station de vannage/pompage dans un collecteur connecté à la Seine.

L'ouvrage est constitué de deux éléments, présentés d'amont en aval ci-dessous.

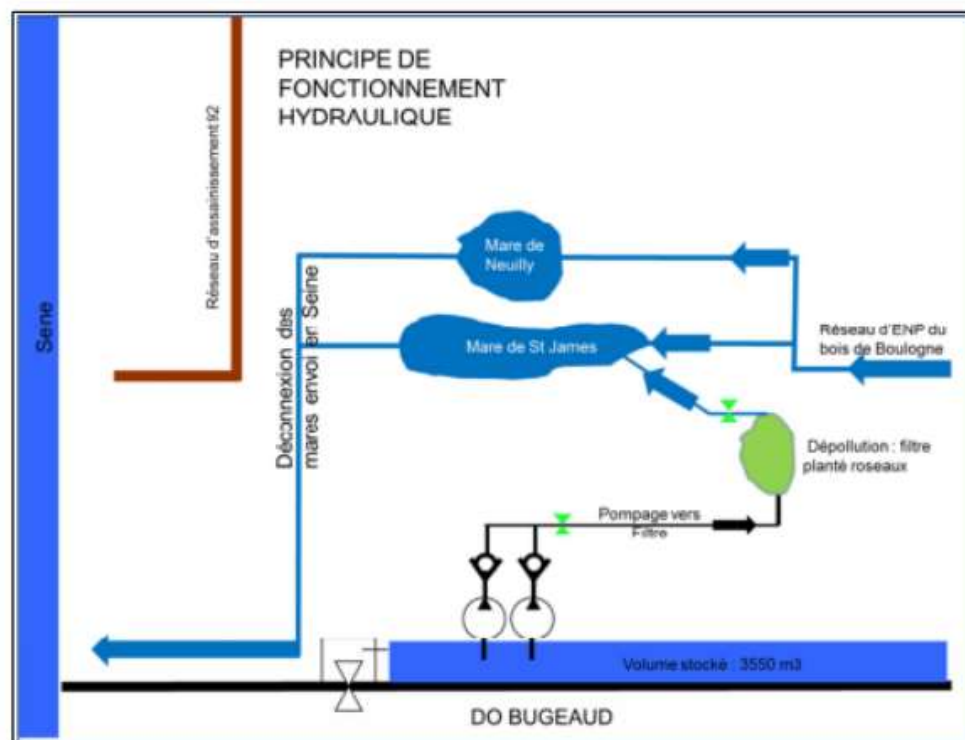


Figure 1: Chemin emprunté par les eaux de ruissellement selon six étapes (1 à 6) et synoptique associé (source : Life Adsorb, 2023).

Le premier est une infrastructure de stockage/pompage des eaux reprenant des éléments du réseau antérieur aux travaux. Leur réhabilitation a permis de stocker des eaux arrivant de l'amont, puis de les restituer par pompage (via une conduite de refoulement) vers le filtre planté. La bache de stockage est équipée d'un dégrilleur afin de retirer une grande partie des macrodéchets. Cette bache est également équipée d'un déversoir en cas de surcharge hydraulique.

Le deuxième élément est le filtre planté de roseaux (FPR) (Figure 2), mis en place pour traiter les eaux de ruissellement et les rejeter dans le ruisseau à débit régulé (40 L/s). La dernière composante de cet ouvrage correspond aux aménagements réalisés pour acheminer les eaux traitées jusqu'à la Seine. En sortie du filtre, un ouvrage enterré recueille les eaux traitées et les évacue dans la rivière Saint-James puis la Mare Saint-James du Bois de Boulogne. Finalement, l'eau est acheminée par une canalisation pour être rejetée dans la Seine.

La partie traitement de l'ouvrage est constituée d'un filtre planté de roseaux à écoulement vertical (FVPR) construit entre 2018 et 2019 sur une pelouse du Bois de Boulogne. Cet ouvrage constitue un prototype visant à démontrer la possibilité de mettre en place un ouvrage semi-centralisé pour traiter des eaux de ruissellement d'une infrastructure routière à très fort trafic dans un site correspondant à un réservoir de biodiversité classé et inscrit, le Bois de Boulogne. Ce FVPR est innovant dans sa conception basée sur les meilleures pratiques recensées au niveau de l'approche, de l'insertion et de la technique. D'une part, l'insertion paysagère du FVPR a été une priorité dans l'objectif de la préservation du patrimoine, du paysage et de la biodiversité. Ainsi, ce filtre a une forme sinueuse particulière, non rectiligne (Figure 2 Figure 3). Le filtre est constitué de 2 files, l'une classiquement constituée d'un substrat sableux (dénom mé FS ou F par la suite), alors que la deuxième intègre une couche de RainClean® (dénom mé FR, par la suite). Ce système doit permettre de comparer l'efficacité des 2 files. La superficie totale des deux filtres est de 1 290 m², le conventionnel mesurant 680 m² et l'innovant 610 m². Le ratio BV/FP est de 164. Les deux files ont un design similaire (Figure 3, vue en coupe, Tableau 1) : leur profondeur totale est d'un mètre, le fond des FVPR est recouvert d'une géomembrane en polyéthylène haute densité (PEHD) imperméable. Ils sont plantés de roseaux comm uns Phragmites australis, selon une densité d'environ 5 plants/m². D'autres végétaux semi-aquatiques (carex, iris, ...) sont plantés en bordure afin d'apporter une touche paysagère. Les deux FVPR sont constitués des mêmes couches fonctionnelles (Tableau 1), avec de haut en bas une couche de filtration de 40 cm, une couche de transition de 10 cm (2 à 4 mm de diamètre) et une couche de drainage de 50 cm (20 cm de gravier de 10 à 20 mm de diamètre puis 30 cm de gravier de 20 à 40 mm de diamètre au fond). Des aérations ont été installées dans la couche de transition.



Figure 2: Le filtre planté de roseaux vu de haut (drone) en hiver (A) et en été (B). En regardant vers l'aval, le filtre traditionnel à sable (FS) est à gauche et le filtre innovant avec du Rainclean® (FR) est à droite (Crédit : Division Travaux et Environnement, Ville de Paris, 2023).

La couche de filtration diffère d'une file à l'autre ; dans le filtre conventionnel (FS), cette couche est composée uniquement de sable (de 0,4 à 2 mm de diamètre) tandis que dans le filtre innovant, une couche de 20 cm de substrat adsorbant a été insérée entre deux couches de 10 cm du même sable. Il s'agit du Rainclean® (FR), un substrat industriel de la marque allemande Funke (Funke Gruppe, 2020) conçu pour filtrer et adsorber les polluants présents dans les eaux de ruissellement et optimiser la dégradation des micropolluants organiques adsorbés (cf. Gromaire et al. 2025). Ce matériau a été utilisé dans le FR pris en sandwich par du sable de filtration notamment pour sa préservation dans le temps mais aussi pour éviter qu'il flotte. Le Rainclean® est composé d'un mélange de grains de taille différente et de nature organique ou minérale. Il contient notamment des carbonates, des fibres de coco, des pierres ponce, des zéolithes et du charbon actif. La taille de ses grains est comprise entre 0 et 5 mm et sa porosité est de 38 %. En plus de ses fonctions adsorbantes, ses propriétés permettent également le stockage de l'eau et la stabilisation du pH.

Au fur et à mesure de la vie du filtre, les matières particulaires contenues dans l'eau se déposent à la surface du sable de filtration générant un dépôt fin de sédiments.

Le suivi de l'efficacité du filtre s'attachera donc à suivre le compartiment aqueux mais également le compartiment solide (le sable, le Rainclean® et le sédiment). A noter que les végétaux seront également suivis.

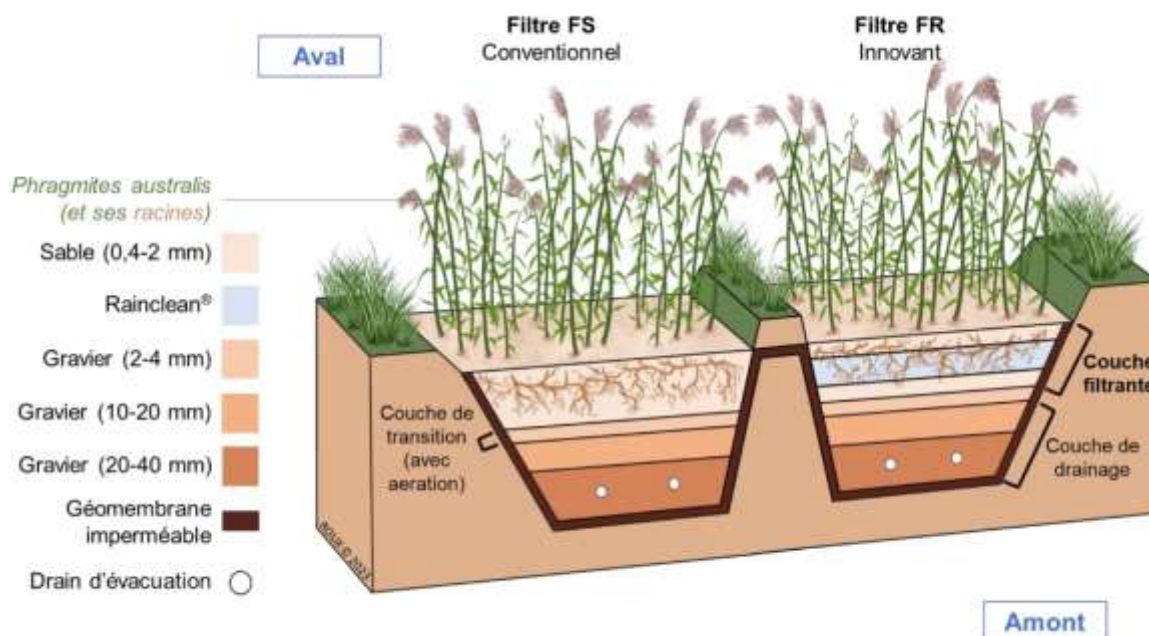


Figure 3 : Schéma du filtre planté de roseaux vu en coupe. A gauche le filtre traditionnel à sable (FS), à droite le filtre innovant avec du Rainclean® (FR), plantés de *Phragmites australis*. Le sédiment n'est pas représenté car absent initialement (Roux, 2023).

Tableau 1: Composition du filtre planté de roseaux subdivisé en deux filtres, FS et FR (FR (Roux, 2023).

Filtre		FS	FR
Type		Conventionnel	Innovant (adsorbant)
Roseaux (6500 plantes)		<i>Phragmites australis</i>	<i>Phragmites australis</i>
Couche filtrante	Sable fin	40 cm	10 cm
	Rainclean	/	20 cm
	Sable fin	/	10 cm
Couche de transition	Gravier avec aération	10 cm	10 cm
Couche de drainage	Gravier	20 cm	20 cm
	Gravier	30 cm	30 cm

Le fonctionnement de l'ouvrage

Les deux files sont alimentées par alternance, tous les 29 jours. Pendant ce laps de temps, le filtre dit prioritaire reçoit l'eau alors que l'autre est mis au repos. Le fonctionnement hydraulique est présenté dans le livrable B2.1 (« Projet Life Adsorb Note sur l'analyse du fonctionnement du Filtre – Payet et al., 2025) et synthétisé ci-dessous.

Il existe deux modes de fonctionnement : le mode temps sec et le mode temps de pluie (avec deux sous-modes selon l'intensité des précipitations). La Figure 4 permet de les

décrire. Deux paramètres sont suivis afin de déterminer le mode d'alimentation, la hauteur d'eau dans la bêche de la station de pompage et le temps.

La première partie du cycle concerne le remplissage de la bêche. Par temps sec (cas 1, Figure 4A), la bêche (3 000 m³) va se remplir lentement d'eaux claires. Si la hauteur seuil de 28,6 m NGF définie comme le seuil maximal pour le temps sec ("TR niveau maxi temps sec" sur la figure 4A), correspondant à un stockage de 50 m³ n'est pas atteinte au bout de 130 minutes, le mode temps sec est activé. La pompe se déclenche alors pour alimenter le filtre prioritaire en eaux claires tous les 50 m³ cumulés par des bâchées. Le filtre est alors alimenté à un débit de 40 L/s (1 pompe utilisée sur 3). Par temps sec, entre 4 et 5 bâchées (de 50 m³) sont provoquées par jour environ.

Si la hauteur seuil de 28,6 m NGF est atteinte plus rapidement, l'ouvrage passe alors en mode temps de pluie (cas 2, Figure 4A). Dans ce cas, la bêche se remplit alors jusqu'à la valeur seuil de 29,15 m NGF, définie comme seuil maximal de temps de pluie ("TR niveau pluie" sur la Figure 4A) correspondant à un stockage de 300 m³). La pompe peut alors se déclencher pour alimenter le FVPR en eau de ruissellement (mélangée avec des eaux claires, qui arrivent continuellement). 2 pompes se lancent ainsi pour alimenter le filtre prioritaire, à un débit de 80 L/s, jusqu'à saturation et flaquage du filtre (lame d'eau de 5 cm au-dessus de la surface du filtre) (Figure 4B, "niveau haut flaquage" atteint).

Vient ensuite la deuxième partie du cycle, la vidange de l'eau stockée dans la bêche. Ce cycle est défini sur 160 minutes. En mode temps sec, les 50 m³ sont vidangés vers le filtre prioritaire et le seuil de hauteur d'eau minimum de 27,95 m NGF, ("TR niveau arrêt pompes" sur la Figure 4A) est atteint ; le pompage s'arrête alors. Cependant, si au bout de 160 minutes le seuil minimum n'est pas atteint, cela traduit le fait que des eaux de ruissellement entrent dans la bêche (débit entrant > débit de pompage par temps sec). L'ouvrage passe alors en mode temps de pluie (cas 4, Figure 4A) : la pompe s'arrête, et l'eau est accumulée dans la bêche jusqu'à atteindre le seuil correspondant au temps de pluie (300 m³). Une fois ce seuil atteint, la vidange peut reprendre. Si l'ouvrage est passé en mode temps de pluie lors du premier cycle, les 300 m³ sont directement vidangés vers le filtre prioritaire jusqu'à atteindre le seuil de hauteur minimum. Il y a donc deux façons de passer en mode temps de pluie dans l'ouvrage, pendant le premier ou le second cycle.

Le pompage s'arrête alors pour que le filtre se vidange à un débit de sortie de 20 L/s et atteigne le niveau de "bas flaquage". Une fois ce niveau bas atteint, 1 pompe se relance alors pour maintenir un débit d'alimentation de 40 L/s afin de maintenir la saturation du filtre. Une alternance de pompage et arrêt de pompage est alors mise en place (Figure 4B) jusqu'à la vidange complète du DO (seuil "TR arrêt pompes" atteint (Figure 4B), afin de maintenir le niveau de l'eau entre le niveau bas et haut de flaquage. Finalement, l'ouvrage repasse en mode temps sec pour lancer un nouveau cycle d'accumulation de l'eau.

Un cas particulier peut arriver lors de fortes pluies, le mode temps de grande pluie (cas 3, Figure 4A). Dans un premier temps, lorsque le niveau correspondant aux 300 m³ est atteint, la vidange de la bêche débute en mode temps de pluie. Cependant, le débit arrivant (fortes pluies) dépassant le débit sortant (vidange), l'eau continue à s'accumuler dans la bêche.

Un autre seuil de hauteur a alors été défini, 29,95 m NGF (TR niveau grande pluie" sur la Figure 4A), correspondant à un stockage de de 1 000 m³, qui permet de passer en mode temps de grande pluie. Le 2ème filtre, non prioritaire est alors également alimenté. Enfin, le volume maximal de stockage est atteint malgré le pompage (3 000 m³), une surverse permet d'évacuer le trop plein directement dans la Seine, sans traitement. A ce jour, un seul cas de surverse de ce type a été constaté au mois d'août 2022.

Le FPR non prioritaire est alors alimenté à 80 L/s si deux pompes sont disponibles, sinon à 40 L/s (une seule pompe) en plus du filtre prioritaire. Il s'agit de l'unique moment où les deux FPR sont alimentés en même temps. Puis, les deux filtres sont maintenus à 40 L/s (avec la même alternance pompage/arrêt du pompage qu'en temps de pluie) jusqu'à vidange complète (Figure 4B).

2.2 Compartiment eau : prélèvements, analyses

Pour réaliser le suivi du fonctionnement du FPR, une instrumentation de l'ouvrage a été réalisée (cf. Livrable B1.2 « Instrumentation » Payet et al.2005b). Elle concerne des paramètres quantitatifs (niveau d'eau dans la bache, à la surface des filtres dans les bondes de sortie des filtres, débit en sortie de la bache de stockage, et en amont de l'ouvrage, teneurs en eau dans le substrat filtrant) et qualitatifs (sondes multiparamètres - pH, conductivité, turbidité, potentiel redox- en sortie de bache et en sortie de filtre) mais également des préleveurs automatiques réfrigérés (point amont réseau (dénommé P115), sortie de bache, sortie de filtre; avec à chaque fois un préleveur avec contenant en verre - pour micropolluants organiques- et un préleveur avec contenant en plastique-pour les autres paramètres avec dans les 2 cas des tuyaux revêtus de téflon) et des plaques poreuses en nylon et en verre- pour micropolluants organiques-installées de part et d'autre du niveau de RainClean® dans le FPR (Figure 5). Cette instrumentation qui concerne à la fois le réseau en amont de l'ouvrage (Point P155), la bache de stockage/pompage, le filtre FR et les sorties des 2 files du filtre font l'objet d'un livrable spécifique (Payet et al., 2025b), elle n'est donc pas détaillée ici. La Figure 5 permet cependant de situer tous les éléments de cette instrumentation.

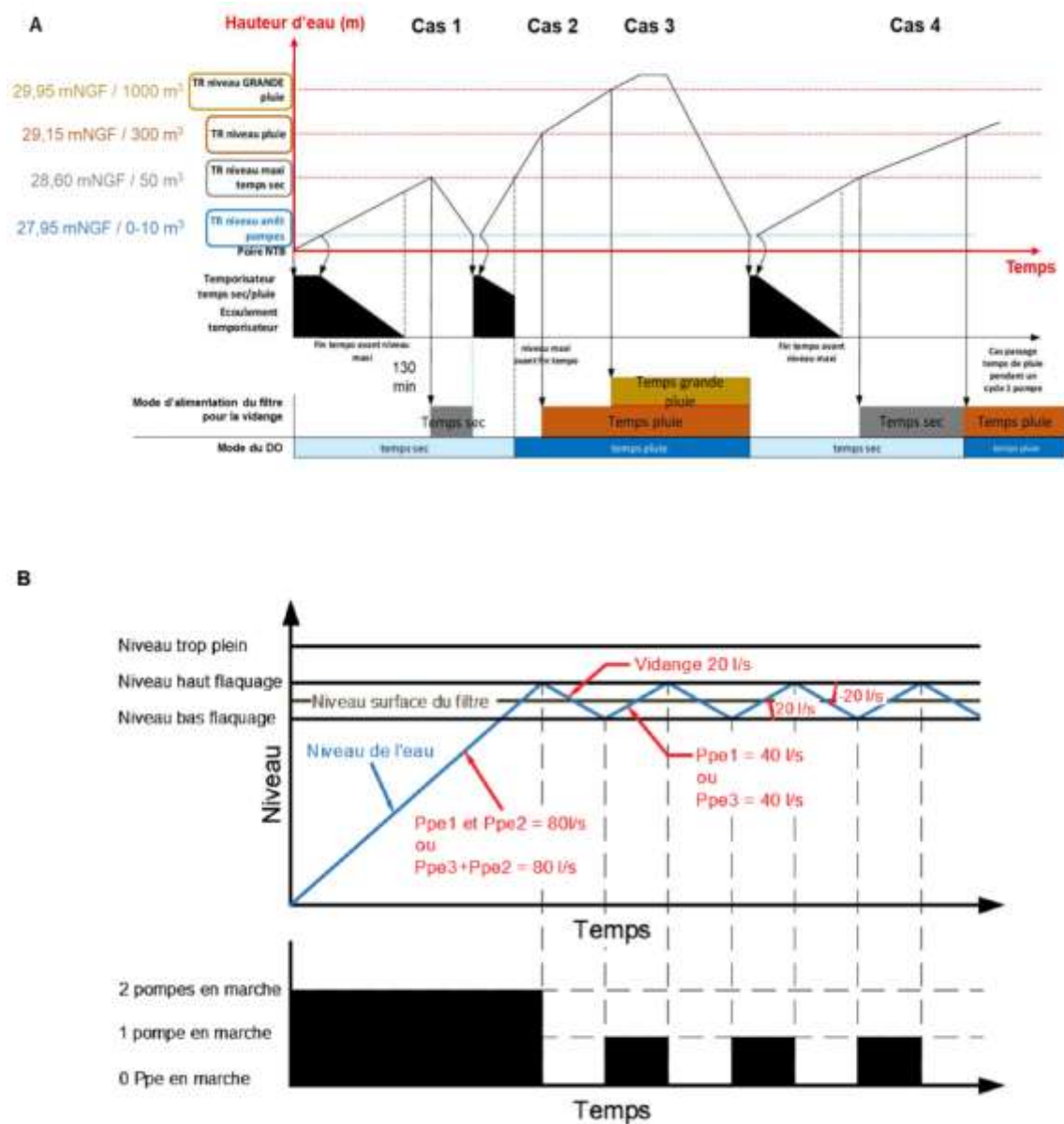


Figure 4 : Principe du fonctionnement hydraulique du filtre. A : Principe de fonctionnement dans la bache, selon les hauteurs d'eau accumulées et le temps. Les modes de fonctionnement de l'ouvrage sont détaillés en bas du graphique. B : Principe de fonctionnement de l'alimentation du filtre en eau par temps de pluie. Le graphique représente la hauteur d'eau dans le filtre selon le temps (Payet et al., 2025)

formé et suivi les agents de Semeru en charge du projet sur les différentes phases (Erreur ! Source du renvoi introuvable.):

Tableau 2 : Paramètres analysés, contenant du flaconnage pour analyse

Paramètre	Contenant	LABO	Volume verre (l)	Volume plastique (l)
Matières en suspension (MES)	flacon plastique	SGS		1
MES estimation	cf. flacon verre (micropolluants orga)	LEESU-UPEC		
pH	flacon plastique	SGS		3
Conductivité électrique	flacon plastique	SGS		
NO ₃ , NO ₂ , PO ₄ , Cl, SO ₄ (dissous)	flacon plastique	SGS		
NH ₄ (dissous)	flacon plastique	SGS		
NTK/ NTKd	flacon plastique	SGS		
Ptot/Ptodd	flacon plastique	SGS		
COT/COD	flacon plastique	SGS		
Ca, Na, Mg, K (dissous)	flacon plastique	SGS		
Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn total/dissous	flacon plastique	SGS		
Alkylphenol (6 composés) +BisphenolA + phtalates (6 composés) (dissous/particulaire)	Verre	LEESU-UPEC	3	
HAP (dissous/total)	Verre	SGS	2	
HcT (dissous/total)	Verre	SGS	1	
granulométrie MES	flacon plastique	SGS		
Vitesses de chute	flacon plastique	LEESU-ENPC	5	1

Microbiologie (E. Coli, entérocoques, coliformes)	Flacon plastique stérile + thiosulfate de Na	SGS		
Test écotoxicologique	verre	LEESU-UPEC	1	1
<i>TOTAL</i>			13	5

Pour chaque prélèvement, les agents de Semeru réalisent une fiche d'échantillonnage (cf. Annexe 3).

Il était prévu de réaliser, pour chaque file, 15 prélèvements répartis sur la durée du suivi (2,5 ans) pour le temps de pluie et 9 prélèvements de temps sec



Préleveur réfrigéré avec à gauche flacon en plastique en sortie de la bache de pompage et à droite flacon en verre en sortie du filtre.



Collecte des flacons après prélèvements à gauche en sortie de bache de pompage à droite en sortie de filtre.



Arrivée des échantillons au laboratoire SGS et répartition dans les flacons pour analyse.

Figure 6 : Etapes de la chaîne de prélèvement.

Les vitesses de chute des matières en suspension

La décantabilité des matières en suspension dans les eaux alimentant le filtre planté a été évaluée par la mesure de la vitesse de chute. Celle-ci a été déterminée au moyen du protocole VICAS (Chebbo et al 2003), qui est recommandé pour la mesure des vitesses de chute dans les eaux pluviales urbaines. Il s'agit d'un essai de décantation en colonne, mené sur une suspension homogène de l'effluent et en condition statique. L'essai est réalisé dans les 24h suivant le prélèvement sur un effluent n'ayant fait l'objet d'aucun prétraitement.

Les mesures ont été réalisées au LEESU-ENPC sur 7 échantillons – moyens 24h ou moyen événementiel – prélevés au niveau du point "sortie de bêche", ainsi qu'un échantillon moyen événementiel prélevé au point P115, en amont de la galerie de stockage qui alimente le filtre. La mesure a également été réalisée pour un échantillon prélevé en sortie de filtre (08/01/25)

*Analyses écotoxicologiques sur Daphnies (*Daphnia spp.*)*

Les analyses écotoxicologiques ont été réalisées au LEESU-UPEC sur la daphnie (*Daphnia spp.*) un des organismes modèles les plus utilisés. Ces analyses se sont concentrées sur les prélèvements effectués entre 2024 et 2025 disposants à la fois d'un échantillon « entrée » et d'un échantillon « sortie ».

A la suite du prélèvement, les échantillons ont été conservés au frais et transportés jusqu'au LEESU pour leur traitement. Le lendemain de la réception, ces échantillons sont filtrés sur GF/F (0,7µm, Whatman™) au laboratoire, puis congelés à -20°C dans des tubes Falcons de 50mL. La veille de leur utilisation, les échantillons sont décongelés, puis stockés en chambre froide. Le jour de l'exposition des daphnies, les échantillons sont réoxygénés pendant 2 heures grâce à un bulleur. Les paramètres physico-chimiques (pH, température et O₂ dissout) sont ensuite mesurés après un temps de stabilisation de 1h30 post-bullage (pH-mètre : WTW™ pH-mètre portable ProfiLine™ pH 3210 – Multimètre pour mesure de la concentration O₂ dissout : WTW™ Multiparamètre ProfiLine™ MULTI 3320).

Deux tests ont été réalisés sur ces échantillons :

- Test de létalité

Chez la daphnie, la mobilité étant nécessaire à la respiration et donc à la survie des individus, l'immobilité est assimilée à la mortalité. Ce paramètre facile à observer est la base du test de létalité effectué, inspiré de l'essai OCDE (2004).

Pour les individus juvéniles de moins de 24 heures, l'exposition aux échantillons se fait en plaque de 96 puits transparentes (Costar®) avec un seul individu par puit (volume par puits = 250µL). Pour chaque condition, 12 juvéniles sont exposés.

Pour les individus adultes de 7 jours, l'exposition aux échantillons se fait en plaque de 24 puits transparente (Falcon®) avec 3 individus par puits (volume par puits = 3mL). Pour chaque condition d'exposition, 30 daphnies sont exposées.

Après 24 heures d'exposition, les individus sont observés à la loupe binoculaire (OPTIKA) un à un et le nombre d'individus immobiles est recensé pour chaque condition d'exposition.

Le test est poussé jusqu'à 48 heures d'exposition pour les individus juvéniles.

En parallèle des échantillons, une condition contrôle avec de l'eau reconstituée (milieu de culture) est systématiquement incluse.

- Test de mobilité sur individu adulte : ZebraBox

La ZebraBox permet de caractériser les effets précoces ou discrets de la toxicité avant qu'une mortalité ne soit observable.

Après 24 heures d'exposition, les individus adultes sont transférés dans une plaque de 96 puits transparente (Costar®) avec un seul individu par puits. Le milieu est toujours celui de l'exposition. Les plaques sont ensuite placées dans un dispositif de suivi et d'analyse en continu du déplacement des daphnies : la ZebraBox (Viewpoint) et les daphnies sont soumises à un stress lumière-obscurité : 30 minutes d'acclimatation à la lumière, suivies de 3 répétitions de 5 minutes d'obscurité puis 10 minutes en lumière – 1h15 d'analyse au total avec acquisition de données toutes les minutes. Les déplacements sont enregistrés et les données collectées.

Les jeux de données collectés sont traités grâce à une chaîne de traitements sous R spécifiquement développée par Antoine Turret (doctorant au LEESU) pour les données de ZebraBox.

Suite aux traitements, des analyses statistiques ont été réalisées sous R (version 4.4.2) dans le but de comparer les différents types d'échantillons. Avant d'effectuer les comparaisons, un test de normalité de Shapiro-Wilks ($p > 0,05$), suivi d'un test d'homogénéité de Barlett ($p > 0,05$) sont réalisés.

Dans le cas où les données sont normales et homogènes, un test paramétrique de type ANOVA à un facteur suivi d'un test post-hoc de TukeyHSD sont effectués. Si ce n'est pas le cas, un test non-paramétrique de type Kruskal-Wallis suivi d'un test post-hoc de Dunn sont appliqués.

2.3 Compartiment filtre (dépôts, substrat, végétaux) : prélèvements ; analyses

Pour caractériser le FPR dans son ensemble et son évolution dans le temps et l'espace, quatre campagnes de prélèvements ont eu lieu entre 2020 et 2024.

La campagne T0 a eu lieu du 1 au 4 septembre 2020, avant que l'alimentation en eau de ruissellement ne débute. La campagne T1 a eu lieu du 21 au 22 septembre et les 7 et 19 octobre 2021, un an après la première campagne, mais 7 mois après le début de l'alimentation du FPR en eau de ruissellement et eau claire (février 2021). La campagne T2 a eu lieu le 27 septembre et 27 octobre 2022, deux ans après la campagne T0, et 19 mois après le début de l'alimentation du FPR (1 an et 7 mois). Les campagnes T1, T2 et T4 ont été réalisées sur deux mois distincts en raison de l'alimentation par alternance des FPR (prélèvement dans le filtre non alimenté). La campagne T4 a eu lieu le 14 octobre pour le filtre FR) et le 13 novembre 2024 pour le filtre F, deux ans après la campagne T2.

2.3.1. Méthodologie de prélèvement des substrats

Des échantillons de sédiments et des différents substrats présents dans la couche filtrante ont été échantillonnés. La stratégie de prélèvement pour obtenir les échantillons composites, décrite ci-dessous, était similaire pour les quatre campagnes.

Dans un premier temps, les deux filtres ont été séparés en trois parties : une zone amont (zone d'alimentation du filtre), une zone centrale et une zone aval, afin de prendre en compte les niveaux de sollicitation différents de la surface des filtres.

Au T0, l'eau de ruissellement n'alimente pas encore le filtre, la surface entière présentait donc du sable en surface. La délimitation a alors été réalisée de manière théorique. La zone amont la plus sollicitée par temps de pluie étant d'environ 80 m² (20 m de long). Pour les deux zones suivantes, la surface restante a été divisée par deux pour avoir deux zones de même surface environ. Ainsi, la zone amont mesurait 104 m² et 84 m², la zone centrale mesurait 325 et 240 m² et la zone aval mesurait 254 et 285 m² dans le filtre FS et FR respectivement.

Au T1 et T2, les zones ont été définies selon l'accumulation de sédiments à la surface. En effet, en amont, une couche continue et centimétrique de sédiment était présente, tandis qu'au centre, une couche millimétrique laissant entrevoir encore le sable en dessous était présente (couche de dépôt discontinue). Enfin, en aval du filtre, aucun dépôt de sédiment n'était visible au T1, et très peu de sédiment s'était déposé au T2 et au T4. Ainsi, lors de la campagne T1, la zone amont avait une surface de 177 et 143 m², la zone au centre mesurait 349 et 238 m² et la zone aval avait une surface de 157 et 229 m² dans le filtre FS et FR respectivement.

Lors de la campagne T2, la zone amont avait une surface de 287 et 197 m², la zone au centre mesurait 221 et 171 m² et la zone aval avait une surface de 175 et 242 m² dans le filtre FS et FR respectivement.

En ce qui concerne la campagne T4, la zone amont garde la même surface que lors de la campagne T2, la zone centrale étant un peu plus grande et la zone aval un peu plus réduite et ce pour les deux filtres.

Finalement, cette stratégie a permis de prendre en compte l'évolution des zones des deux FPR avec le temps, donnant alors une vision dynamique du filtre. Les positions géographiques des délimitations des zones ont été relevées à l'aide d'un GPS différentiel (DGPS Trimble Geo 7x). La Figure 7 montre l'évolution des trois zones 2 ans (de T0 à T2).

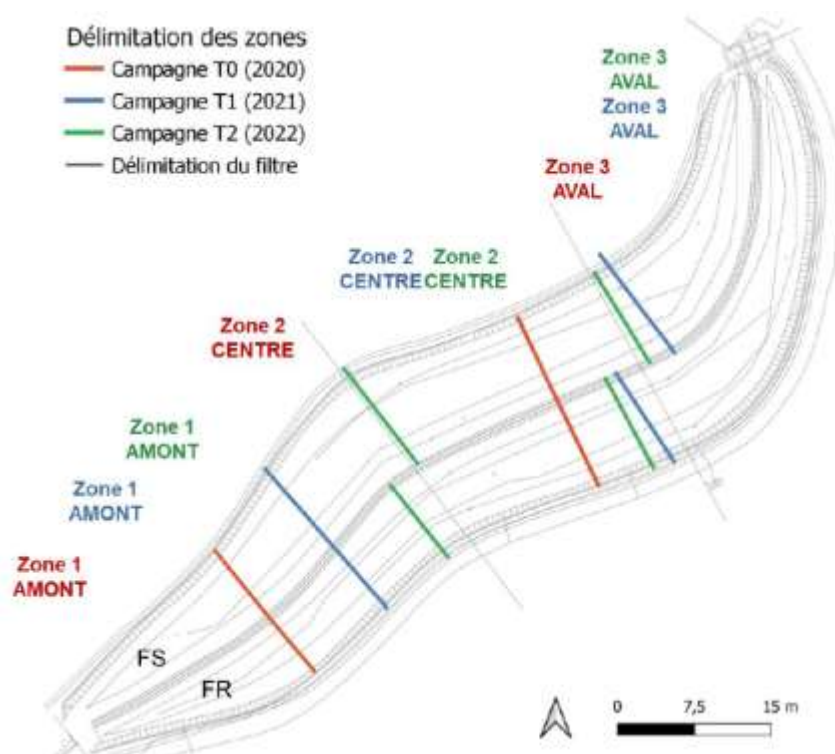


Figure 7: Carte de l'évolution du zonage du filtre (amont-centre-aval) entre les trois campagnes de prélèvement, T0 (2020), T1 (2021) et T2 (2022). Le filtre FS est sur la gauche et le filtre FR sur la droite. La campagne T4 (2024) n'est pas représentée. (Roux, 2023)

Durant chaque campagne 6 à 8 points de prélèvement équidistants ont été définis au sein de chaque zone. Pour la zone amont, la plus sollicitée, 8 points de prélèvement étaient définis (6 lors de la campagne T0 car la variabilité était moins importante) et pour les deux autres zones, 6 points de prélèvement étaient définis. Les points de prélèvement étaient situés le long de l'axe central de chacun des deux filtres, les points étant à peu près équidistants les uns des autres. Au niveau de la zone 1, plus petite, deux points de prélèvement côte à côte étaient réalisés. Lors de la campagne T0, les points de prélèvements étaient définis le long de l'axe central du filtre ; au T1, les points étaient légèrement décalés vers la rive gauche du filtre ; au T2, les points étaient légèrement

décalés vers la rive droite. Cette stratégie a été adoptée afin d'éviter de prélever deux fois au même endroit entre deux campagnes.

En chaque point défini précédemment des carottes sur toute la profondeur de la couche filtrante ont été réalisées dans chaque filtre (de 0 à 40 cm de profondeur plus le sédiment à partir de la campagne T1) afin de prélever des échantillons de substrats et dépôts (Figure 8). Pour chaque carotte récupérée, une subdivision de celle-ci était ensuite réalisée en tranches, selon les substrats présents dans chaque FPR (Figure 9) : le sédiment si présent (au-dessus de la surface des filtres, aux campagnes T1, T2 et T4), le sable de surface (0-10 cm), le Rainclean® dans le cas du FR (10-30 cm) et le sable profond (30-40 cm ou 10-40 cm pour le filtre FR et FS respectivement). Les échantillons de chaque couche d'une même zone (amont, centre ou aval) étaient alors placés dans un bac en inox différent. Enfin, une fois les 6 ou 8 points de prélèvements réalisés et séparés, chaque bac est alors mélangé à l'aide de cuillères en inox pour obtenir un échantillon moyen (= composite) représentatif de la couche et de la zone.

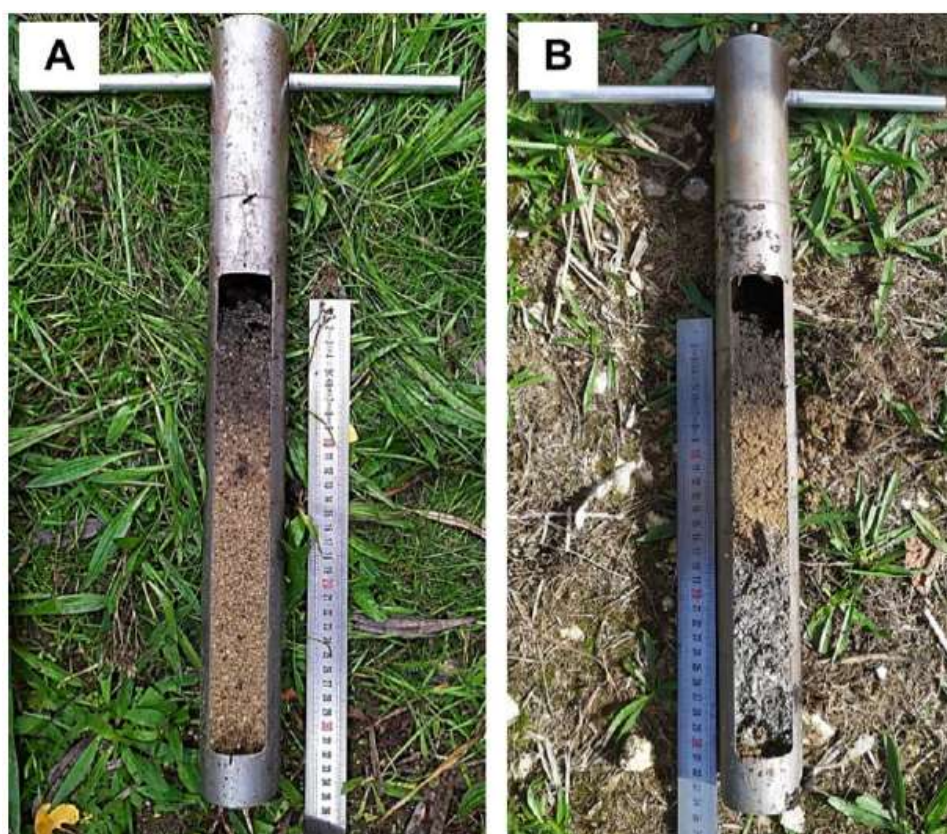


Figure 8 : Photographies du carottier et des carottes réalisées dans les deux filtres. La hauteur possible de prélèvement est de 40 cm. A : Photographie d'un exemple de carotte récupérée au niveau du filtre FS ; B : Photographie d'un exemple de carotte récupérée au niveau du filtre FR (Crédit : J. Roux, 2021).

Cela a finalement permis de récupérer des échantillons composites, représentatifs :

- d'une campagne de prélèvement : T0, T1, T2 ou T4,
- d'un filtre : FS ou FR,
- d'une zone : amont, centre ou aval,
- d'une couche: sédiment, sable de surface, Rainclean®, sable profond pour le filtre FR ; sédiment, sable de surface, sable profond pour le filtre FS.

65 prélèvements de sédiments et substrats ont ainsi été prélevés au cours des 4 ans de suivi (Annexe 5).

Pour chaque point de prélèvement, les informations suivantes étaient relevées : présence/absence de sédiment et épaisseur de cette couche, présence/absence d'une couche de transition (sable sombre) entre le sédiment et le sable de surface et épaisseur de cette couche, épaisseur totale de la couche de sable de surface, épaisseur de la couche de Rainclean® lorsqu'elle était présente, profondeur maximum où les racines sont présentes, profondeur du trou.

Après chaque campagne, les différents points de prélèvement étaient rebouchés une fois les prélèvements réalisés avec du substrat neuf, en respectant les épaisseurs de couches afin de conserver la structure de chaque filtre.

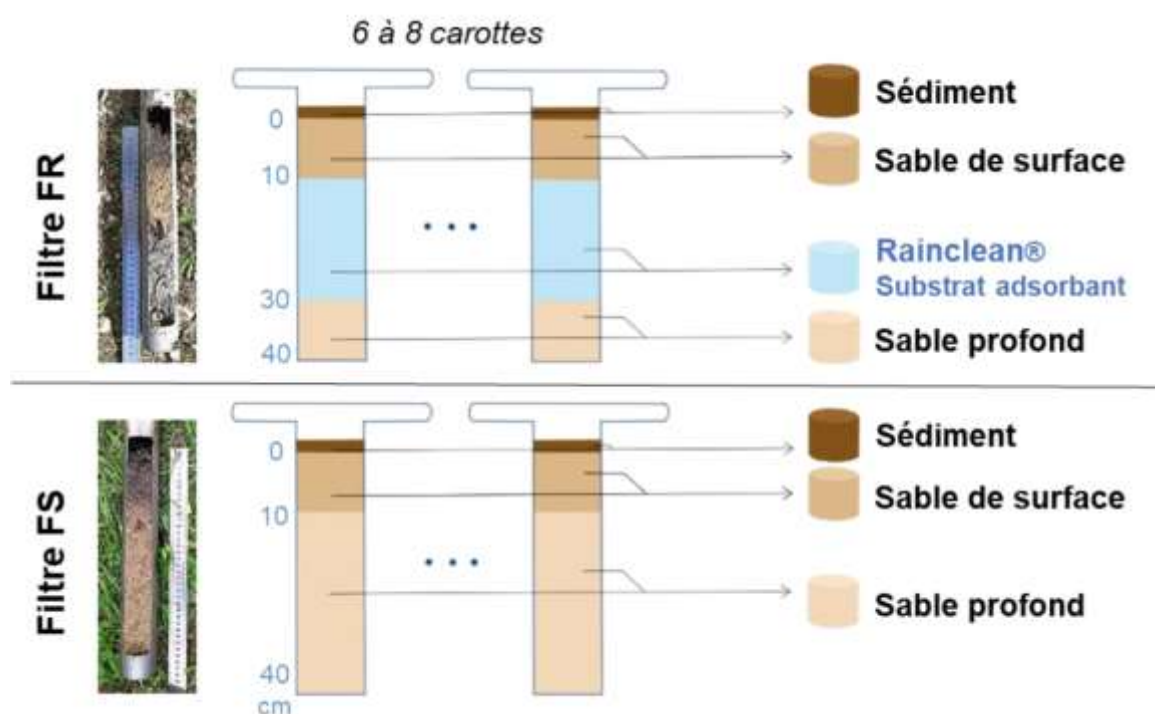


Figure 9 : Schéma du principe de réalisation des échantillons composites dans une zone. Cette homogénéisation des carottes est répétée pour chaque zone. (Roux, 2023)

Pour finir, une fois ces échantillons obtenus, ils ont été séparés en sous-échantillons, conditionnés différemment selon les analyses ciblées (Annexe 6).

Ainsi, un même échantillon était subdivisé en 5 parts (grammage différent selon les masses nécessaires aux analyses) pour:

- les analyses physico-chimiques réalisées en sous-traitance au labo SGS,
- les analyses des micropolluants organiques (MPO), réalisées par le LEESU - Univ Créteil,
- les analyses des éléments traces métalliques (ETM), réalisées au LAS d'INRAe.

Tous ces échantillons étaient ensuite placés dans des glacières à 4 °C le temps de les amener aux laboratoires

Arrivés au laboratoire, les échantillons ont subi une préparation spécifique (Annexe 6).

Le Erreur ! Source du renvoi introuvable. présente les différentes analyses qui ont été réalisées sur les échantillons, ainsi que les méthodes analytiques utilisées. Le laboratoire sous-traitant SGS a réalisé les analyses suivantes : mesure du pH (eau), teneurs en carbonates totaux, carbone organique, matière organique, azote total, azote ammoniacal, calcul du rapport C/N, mesure de la Capacité d'Echange Cationique (CEC), dosage du K₂O, MgO, CaO, Na₂O, P₂O₅ et mesure de la granulométrie. Les limites de quantification et incertitudes associées à ces différentes mesures sont présentées dans le Erreur ! Source du renvoi introuvable..

Tableau 3: Analyses physico-chimiques réalisées sur les substrats lors des trois campagnes de prélèvement et les normes et méthodes associées (Roux, 2023).

Laboratoire	Analyse	Norme T1	Norme T0-T2	Méthode T1	Méthode T0 et T2
SGS	pH eau	NF EN 13037	NF ISO 10390	Mise en suspension de l'échantillon dans l'eau, rapport volume 1/5 (solide/liquide)	
	Azote total	Méthode interne	NF ISO 13878	Méthode Kjeldahl	Méthode Dumas
	Azote ammoniacal	NF ISO 14256-2		Extraction KCl 1M et dosage colorimétrique	
	Matière organique	NF EN 13039	NF ISO 14235	Perte au feu	Spectrocolorimètre après oxydation en milieu sulfochromique
	Carbone organique total	NF ISO 10694	NF ISO 14235	Combustion sèche	
	Rapport C/N	-	-	Calcul	
	Carbonates totaux (CaCO ₃)	NFU 44-001	NF ISO 10693	-	Méthode volumétrique
	Capacité d'échange cationique	NFX 31-130		Méthode Metson (acétate d'ammonium)	
	Phosphore (P ₂ O ₅)		NF ISO 11263		
	Potassium (K ₂ O)	Méthode interne selon		Extraction à l'eau régale puis dosage	Méthode Olsen : extraction puis dosage ICP-AES
	Calcium (CaO)	NF EN 16174	NFX 31-108	ICP-MS	
	Magnésium (MgO)				
	Sodium (Na ₂ O)				
	Granulométrie	NF ISO 13320-1		Granulométrie laser	
LEESU	Masse volumique apparente	Méthode interne		Séchage d'un volume connu d'échantillon humide non remanié	
	Capacité au champ	Méthode interne		Saturation en eau (24h) puis ressuyage (48h) et pesée de l'eau retenue	

Des analyses granulométriques par diffraction laser (selon norme ISO 13320:2020) ont été réalisées sur les substrats et sédiments par le laboratoire SGS.

Différents micropolluants ont été analysés dans les échantillons (Tableau 4).

Afin de quantifier les teneurs totales en Cr, Cu, Cd, Ni, Pb et Zn dans les différents échantillons composites, ils ont été envoyés au laboratoire LAS de l'INRAe pour un dosage selon la norme ISO 11466 après minéralisation à l'eau régale. Les limites de quantification et les incertitudes associées à ces analyses sont présentées en Annexe 7.

Tableau 4: Micropolluants organiques et métalliques analysés dans les sédiments et substrats et laboratoires responsables. (Roux, 2023)

Micropolluant dosé	Composés	Laboratoire
Éléments traces métalliques (ETM)	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	LAS-INRAE
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)	16 HAP prioritaires : Nap, Acyl, Acen, F, A, Phen, Fluo, Pyr, BaA, Chry, BaP, BbF, BkF, DahA, Bper, IP	SGS
Indices Hydrocarbures (HC)	Indice C10-C40, Indice C10-C11, Indice C11-C12, Indice C12-C16, Indice C16-C21, Indice C21-C35, Indice C35-C40	SGS
Alkylphénols (AP)	4-NP, NP1EO, NP2EO, NP1EC, 4-OP, OP1EO, OP2EO	LEESU
Bisphénol A (BPA)	BPA	LEESU
Phtalates (PAE)	DMP, DEP, DiBP, DBP, DMEP, DMPP, DEEP, DPP, BBP, DNHP, DBEP, DEHP, DNOP, DNP	LEESU

Le dosage des HAP et de l'indice hydrocarbures (HC) a été sous-traité au laboratoire SGS. Les 16 HAP prioritaires ont été quantifiés dans les substrats selon la norme NF ISO 18287. Il s'agit d'une méthode d'extraction par l'utilisation d'acétone et d'éther de pétrole, suivi d'une quantification par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (GC-MS).

Les indices HC (indice C10-C40 et par tranches : C10-C11, C11-C12, C12-C16, C16-C21, C21-C35 et C35-C40) ont été quantifiés selon la norme NF EN 14039. C'est une méthode d'extraction avec l'utilisation d'un mélange acétone/n-heptane, suivi d'une quantification par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire avec détection par ionisation de flamme.

Les limites de quantification et incertitudes de mesure associées à l'analyse de ces deux familles de polluants sont présentées en Annexe 8.

Les autres micropolluants organiques, Bisphénol A, Alkylphénols et phtalates ont été analysés au LEESU-UPEC. La description du mode d'extraction et d'analyse est détaillée dans Roux (2023). Les limites de quantification et incertitudes associées aux analyses sont présentées en Annexe 9.

En ce qui concerne la présentation des résultats, pour les micropolluants organiques (MOP) il a été choisi, que ce soit pour la phase aqueuse ou solide, de se focaliser sur les concentrations en hydrocarbures C10-C40, en la somme des concentrations des 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les concentrations en 4-t-OP (dénommé par la suite OP), en 4-NP (dénommé par la suite NP) en bisphénol A (BPA), en DEHP et en la somme des concentrations en phtalates.

2.3.2. Prélèvements complémentaires

- Mesure de la masse volumique

Pour évaluer la masse volumique apparente et son évolution dans le temps et l'espace, des prélèvements ont été réalisés lors de chaque campagne. A l'aide d'un porte cylindre et de cylindres calibrés les différents substrats (sable de surface, Rainclean® et sable profond) et sédiments ont été récoltés. Au cours de la campagne T0, des cylindres du sable à 10 cm de profondeur pour le filtre FS (représentatifs de l'ensemble de la couche filtrante) et des cylindres de sable de surface et Rainclean® à 5 cm et 15 cm respectivement ont été réalisés dans le filtre FR dans les trois zones du filtre, avec deux répétitions par zone. Lors de la campagne T1, des cylindres de sable de surface et profond ont été prélevés à 5 cm et 15 cm dans le filtre FS et des cylindres de sable de surface, Rainclean® et sable profond ont été réalisés à 5 cm, 15 cm et 35 cm de profondeur dans le filtre FR, avec trois répétitions à chaque fois, mais uniquement dans la zone amont. Le sédiment n'était pas assez épais pour remplir le cylindre. Pendant la campagne T2, le sédiment, sable de surface, Rainclean® et sable profond ont été prélevés dans des cylindres aux mêmes profondeurs que lors de la campagne T1 pour les filtres FS et FR. Il y avait 3 répétitions réalisées pour chaque zone. Lors de la campagne T4 3 répétitions ont été réalisées sur chaque zone, prélevant du sédiment uniquement dans la zone amont, pour FR et F. Pour F, le sable de surface plus ou moins sombre et le sable profond ont été prélevés dans chaque zone. Pour le FR, le sable de surface, le Rainclean® et le sable profond ont été prélevés certains échantillons de sable profond n'ont pas pu être prélevés

Les prélèvements ont été réalisés en parallèle des prélèvements composites pour les campagnes T0, T1 et T4. Pour la campagne T2, la biomasse végétale trop dense a rendu ces prélèvements complexes. Ils ont alors été réalisés le 13 février 2023, après faucardage de la végétation.

La masse volumique apparente est mesurée sur les cylindres de volume connu (100 cm³) prélevés sur site. Ils sont tout d'abord pesés humides, puis ils sont séchés à 105 °C jusqu'à masse constante et repesés secs. Cela permet de connaître la masse de substrat dans le volume connu, donc de rapporter les résultats en g/cm³. Cette mesure est importante pour réaliser les bilans de masse d'accumulation de polluants dans les différentes couches du filtre.

- Cartographie fine de l'accumulation de sédiment et de sa contamination en éléments traces métalliques

En complément des échantillons composites, des prélèvements selon une maille plus fine ont été réalisés sur le sédiment uniquement aux campagnes T1, T2 et T4 (pas de sédiment au T0) afin de cartographier la répartition spatiale du dépôt de sédiments et de ses teneurs en ETM.

Pour cela, de petites quantités de sédiment (50 g environ) ont été prélevées dans des piluliers dans la zone amont de chaque FPR pour T1 et T2 (seule zone possédant une couche de sédiment).

La zone amont a été subdivisée en tronçons perpendiculaires à l'allongement du FPR et de même épaisseur environ ; il y avait 15 tronçons dans le filtre FS et 16 dans le filtre FR lors de la campagne T1, et 14 et 16 tronçons dans le filtre FS et FR lors de la campagne T2. Puis, au sein de chaque tronçon, 1 à 3 prélèvements de sédiments étaient réalisés dans la largeur du filtre, avec un nombre de prélèvements plus faible, le plus en amont à cause de la végétation très dense, et la faible largeur du filtre faible (Figure 2.14). Lors de la campagne T1 (Figure 10), 39 et 38 échantillons de sédiment ont été récupérés dans la zone amont du filtre FS et FR respectivement. Pour la campagne T2, 38 et 44 échantillons de sédiment ont été récupérés dans la zone amont du filtre FS et FR respectivement (Figure 10). Pour la campagne T4 une autre méthodologie a été suivie, tout en respectant le zonage amont, central, aval. Au sein de chaque zone, les échantillons sont répartis uniformément sur la distance. Aucun échantillon de sédiment n'a été prélevé en zone 3. Pour chaque point un échantillon de sédiment et de sable de surface ont été prélevés. Pour le FR, et le F 8 échantillons de chaque couche ont été prélevés pour la zone amont, 7 pour la zone centrale. Pour la zone aval, 5 et 4 échantillons ont été prélevés pour les filtres FR et F, respectivement (mais uniquement du sable, les sédiments y étant absents).

Les échantillons lyophilisés et tamisés à 2 mm ont été analysés au Cerema à Trappes (78) Les teneurs en ETM ont été quantifiées en utilisant un analyseur à fluorescence X portatif (Niton XL3t GOLDD+, Thermo Scientific). Pour la campagne T4, les échantillons ont été broyés à l'aide d'un mortier, puis tamisés à travers un filtre de 2 mm.

Ces analyses ont été réalisées en triplicat.

Pour chaque prélèvement de sédiment, l'épaisseur de la couche de sédiment était également mesurée en chaque point pour suivre ce paramètre dans le temps et l'espace. Enfin, comme pour les cylindres, ces prélèvements de sédiments ont été réalisés pour T2 après le faucardage des roseaux, le 5 avril 2023.

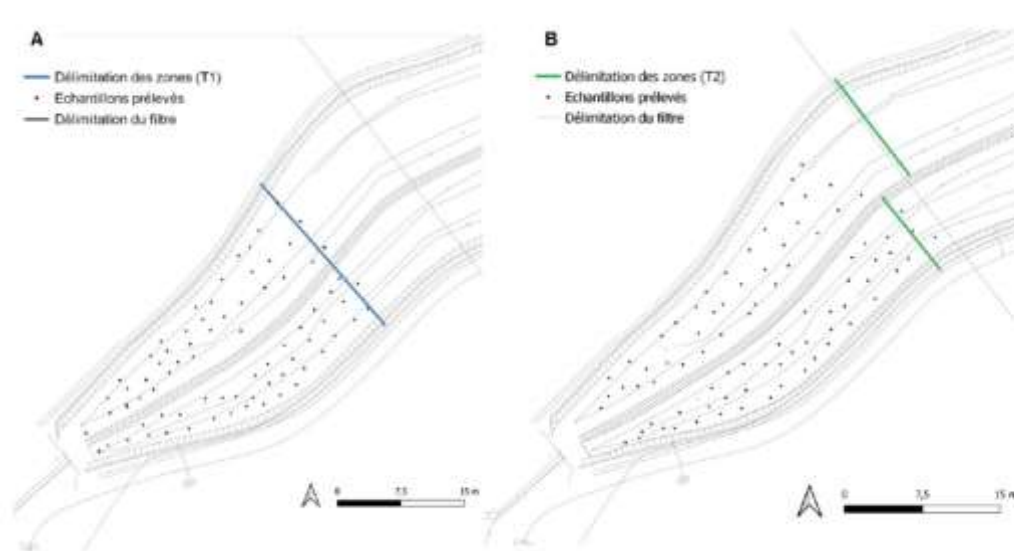


Figure 10 : Carte des prélèvements des sédiments en amont des FPR (points noirs) pour la réalisation de leur cartographie fine. A : lors de la campagne T1. B : lors de la campagne « T2 » (en avril 2023, six mois après T2).

Les prélèvements pour la campagne T4 ont été réalisés en même temps que les autres échantillons. Sur les échantillons de la T4 des analyses granulométriques ont été réalisées à l'aide d'un analyseur de particules par diffraction laser Beckman Coulter LS230 au Laboratoire Navier Equipe Géotechnique de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées (ENPC).

- Prélèvements des déchets

Des échantillons pour qualifier et quantifier les déchets ont été prélevés le 13 novembre 2024 (campagne T4). Aucun déchet n'a été retrouvé à plus de 45 m de l'entrée du filtre (limite entre les zones centrale et aval). L'échantillonnage des déchets (macroplastiques) a été effectué à des distances de 2,5, 5, 11 et 22 mètres pour le lit filtrant FS, et à des distances de 3, 6, 11 et 22 mètres pour le lit filtrant FR. Des points d'échantillonnage de 0,25 m² (0,5 x 0,5 m) ont été sélectionnés et tous les déchets présents, principalement des macroplastiques, ont été excavés et rassemblés. L'excavation s'est étendue jusqu'à la limite inférieure du sédiment, car aucun déchet de plus de 2 mm ne subsistait sous cette couche. Une première séparation des déchets et des sédiments a été réalisée sur place.

Au laboratoire, les déchets collectés ont été soigneusement nettoyés à la main avec de l'eau pour éliminer les sédiments et les matières organiques. Les déchets ont ensuite été placés dans un four à 50°C pendant au moins huit heures. Une fois secs, les déchets ont été triés et comptés selon le système de classification OSPAR/DCSMM avant d'être pesés par catégorie (Figure 11). Cette méthode de classification permet de classer les macro-déchets en fonction de leur source et de leur secteur économique à l'aide de codes étiquetés (Tramoy et al., 2022). Certains échantillons ont été conservés dans leurs catégories respectives dans des enveloppes séparées en vue d'une éventuelle analyse ultérieure.

La catégorisation a permis d'évaluer la répartition des macro déchets et leur composition en en cinq types : plastique, bois, métal, textile et caoutchouc.



Figure 11: Séparation des différents types de déchets/macroplastiques trouvés dans un échantillon selon le système de classification OSPAR/DCSMM. Crédits: Henri Verscheure (2024).

- . Prélèvements de *Phragmites australis*

La croissance des roseaux dans le FPR avec le temps et leur évolution selon la localisation spatiale ont été évaluées au cours des campagnes T0 et T1. Lors des campagnes T0, une étude préliminaire avait été réalisée pour mettre en place le protocole d'étude du développement des différentes parties des roseaux : aériennes (tiges et feuilles) et souterraines (racines et rhizomes). Puis, il a été appliqué lors de la campagne T1 à plus grande échelle sur chaque zone des deux FPR. Les parties aériennes et souterraines ont été prélevées à l'aide de quadrats d'1 m². Les données n'ont pas été exploitées dans ce rapport. Lors de la campagne T2, la végétation était trop dense pour réaliser les mêmes observations et prélèvements. Un autre objectif était alors visé, l'évaluation de l'exportation de micropolluants lors du faucardage des parties aériennes des roseaux des FPR en fin d'hiver.

Nous avons donc profité du faucardage des roseaux en février 2023 pour évaluer la masse des parties aériennes exportées et conserver sur place un quadrat de 1 m² de végétation dans chaque zone (amont, centre et aval) (Figure 12A).

Ces quadrats de végétation ont ensuite été récoltés le 13 mars 2023 en coupant à ras du sol à l'aide de ciseaux en inox et couteau en céramique les parties aériennes. Elles étaient finalement placées dans des grands sacs plastiques, soit 6 sacs de végétation aérienne récupérés au total (3 zones * 2 filtres) et amenés au laboratoire pour quantifier leur masse et leur contamination. Ces six prélèvements ont été géoréférencés, la Figure 12B représente leur position sur le filtre.



Figure 12: Prélèvements des parties aériennes de *P. australis* réalisés en mars 2023. A : photographie des quadrats conservés sur place lors du faucardage (Crédit : J. Roux, 2023) ; B : localisation des prélèvements sur les filtres.

Les parties aériennes des roseaux récupérées ont été conservées dans des sacs plastiques et ont été mises à sécher à température ambiante jusqu'à atteinte de la masse sèche. Les végétaux n'ont pas été lavés avant analyse, contrairement à ce qui est classiquement fait pour quantifier l'accumulation en polluants dans les tissus, via les racines. Dans notre cas, on s'intéresse également aux souillures par l'eau et les sédiments pour s'intéresser aux flux de polluants exportés lors d'une opération de faucardage.

Les échantillons ont ensuite été envoyés au laboratoire SGS pour le dosage des 16 HAP et d'ETM. Pour l'analyse des micropolluants organiques (BisphénolA et alkylphénols), environ 100 g de chaque échantillon (tiges et feuilles) ont été directement lyophilisés jusqu'à masse constante, pour ensuite être broyés en poudre.

Les ETM ont été extraits par une minéralisation au micro-onde, suivi de leur analyse en ICP-MS (protocole interne, MLR-ME418). Les HAP ont été extraits et analysés selon la norme NF EN 15527 adaptée au laboratoire. Les analyses de ETM et HAP ont été réalisées en triplicata pour chaque échantillon et permettent d'obtenir les teneurs en mg/kg. Les LQ et incertitudes des HAP sont les mêmes que celles décrites plus haut pour les substrats et sédiments). Celles des ETM sont fournies en Annexe 10.

Des caractérisations de la biomasse aérienne et racinaire ont également été menées dans le cadre du projet Life Adsorb, elles sont en cours de traitement et n'ont pas été intégrées dans ce rapport.

2.4 Calculs des performances épuratoires

2.4.1 La réduction des concentrations

La première façon d'évaluer les performances épuratoires, c'est de comparer paramètre par paramètre, les concentrations moyennes événementielles entre l'entrée et la sortie du filtre selon la formule :

$$TR_x = ([X]_{\text{entrée}} - [X]_{\text{sortie}}) / [X]_{\text{entrée}}$$

Avec TR_x : taux de rétention du paramètre X,

$[X]_{\text{entrée}}$, la concentration événementielle du paramètre X en entrée de filtre

$[X]_{\text{sortie}}$, la concentration événementielle du paramètre X en sortie du filtre

Le calcul est possible lorsqu'au cours du même événement les concentrations sont mesurées en entrée et en sortie du filtre et qu'au moins une des concentrations est supérieure à la LQ. Lorsque les concentrations sont inférieures à la limite de quantification, la concentration retenue est la valeur de la LQ

Une rétention positive indique que à l'échelle de l'événement la substance est retenue dans le filtre. Une rétention négative indique une possible émission à partir du filtre et une rétention nulle une potentielle inertie du paramètre au sein du filtre.

2.4.2 La réduction des flux

Afin de prendre en compte l'abattement des volumes associés à ces techniques de traitement qui reposent notamment sur la rétention d'une partie de l'eau d'alimentation dans le filtre et son évapotranspiration par les roseaux. Il est alors nécessaire d'associer à la concentration moyenne événementielle d'un paramètre, un volume. Dans le cas de notre suivi du filtre, plusieurs difficultés se posent : les méthodes de mesure des débits ne sont pas les mêmes entre l'entrée et la sortie du filtre (cf. plus haut) et le fait que lors de nombreux événements il existe des alimentations croisées entre les filtres par débordement).

Il n'a donc pas été possible d'appliquer cette méthode basée sur la réduction des flux dans notre cas.

2.4.3 Le bilan annuel

L'objectif de cette approche est d'utiliser le suivi hydraulique effectué en continu sur le filtre et de lui associer des concentrations en entrée et en sortie de filtre. Il n'est pas nécessaire dans ce cas d'avoir des concentrations appariées en entrée et en sortie. Lorsque les

concentrations sont inférieures à la LQ c'est cette LQ qui a été adoptée comme concentration.

Cette approche repose sur l'hypothèse que le volume en sortie du filtre est le même qu'en entrée à l'échelle annuelle.

Différentes concentrations ont été retenues pour les calculs : médiane et moyenne de la distribution des concentrations, médiane et moyenne de la distribution log des concentrations.

3 Résultats

3.1 Retour sur le fonctionnement du filtre, de l'instrumentation, sur la vie du filtre

Le FPR a été alimenté en eau de ruissellement à partir du 16 février 2021. Auparavant, les eaux du réseau d'eau non potable de la ville de Paris alimentaient le filtre pour favoriser le développement des plants de roseaux les deux FPR par l'amont, et des tests d'alimentation par temps de pluie avaient été réalisés. L'enregistrement des données par la supervision n'a quant à lui débuté que le 1er mai 2021.

Les données ont été exploitées sur la période du 01 mai 2021 au 31 décembre 2023.

Fonctionnement hydraulique

Il est important de connaître et si possible maîtriser le fonctionnement hydraulique du filtre dans l'optique de réaliser des prélèvements représentatifs d'événements, qu'il s'agisse de temps sec ou de temps de pluie.

Temps sec

Le débit par temps sec, au niveau du point amont P115, peut fluctuer dans le temps. Une augmentation du volume journalier « de temps sec » a ainsi été constatée sur les périodes de mars 2022 à août 2022 et de décembre 2022 à janvier 2023. Cette augmentation ne semble pas avoir une origine saisonnière et est probablement liée à des rabattements de nappe dans le bassin versant.

Une autre variabilité, intra journalière celle-ci est probablement associée à des rejets d'eau d'exhaure liés à des travaux (pompages de relevage d'épuisement) en amont du point P 115 (Figure 13).

Le fonctionnement théorique de la station de stockage/pompage a été décrit dans la partie de ce rapport intitulée « 2.1 Présentation du filtre et de son bassin versant ». Le suivi montre cependant qu'une augmentation du débit de temps sec trop importante entraîne des passages inopinés en mode temps de pluie. Dans le cas d'un cycle de prélèvement associé au temps de pluie l'échantillon moyen sera constitué uniquement d'eau de temps sec. Au contraire, une diminution du débit de temps sec a un impact sur le fonctionnement en mode temps de pluie.

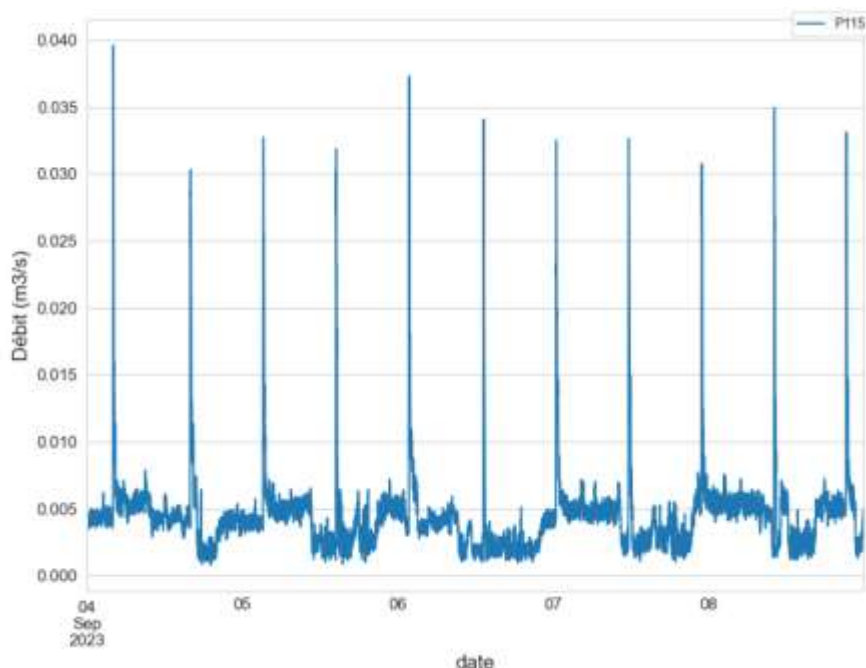


Figure 13: Exemple de variation intra journalière des débits (m³/s) d'eau par temps sec au niveau du point amont -P115- (Livrable B2 .2., Payet et al. ; 2025)

Temps de pluie

Le terme « dégradé » est utilisé pour qualifier les types de fonctionnement pour lesquels le pompage en mode temps sec est lancé avec pour conséquence l'envoi d'un volume d'eau d'origine pluviale vers le filtre alors que le mode temps sec est toujours actif. Dans ce cas et durant les phases de prélèvement ce volume d'eau pluviale ne sera pas pris en compte dans les analyses de qualité de l'eau car les prélèvements d'eau par temps de pluie ne se font que lorsque le mode temps de pluie est actif.

Réglages nécessaires

En cours d'étude, des réglages dans l'automatisme ont été nécessaires soit pour pallier des dysfonctionnements constatés lors de l'analyse des données, soit afin d'optimiser le fonctionnement du système. Ainsi, les réglages suivants ont été apportés :

- réduction de la temporisation « temporisation vidange bache temps sec » de 150 min initialement à 130 min car des passages inopinés en mode temps de pluie ont été constatés par temps sec (absence de pluie et d'augmentation du débit dans le réseau) ;
- augmentation du débit de pompage en mode temps sec. De 20 l/s initialement à 40l/s car la bache n'arrivait pas à se vidanger avant la fin de la temporisation « temporisation vidange bache temps sec » ce qui entraînait des passages en mode temps de pluie par temps sec ;
- modification du seuil « seuil stockage bache pluie normale », de 500 m³ initialement, à 300 m³ car le volume généré par les pluies courantes ne permettait

pas d'atteindre ce volume de 500m³. La bache finissait de se remplir avec de l'eau claire parasite

En cours d'étude, des passages d'eau intempestifs ont été observés entre les deux compartiments. Dans l'exemple de temps sec de la Figure 14, une partie de l'eau pompée vers le compartiment FR prioritaire se retrouve en sortie du compartiment FS pour chacune des banchées de temps sec. Il est constaté également qu'en sortie du compartiment prioritaire FR, de l'eau coule en permanence car la vidange n'a pas le temps de se faire entre deux banchées. Dans un autre exemple de temps de pluie, un débit est constaté en sortie du compartiment FR pendant toute la durée du flaquage alors que le pompage est dirigé vers le compartiment FS. Un transfert partiel de l'eau du compartiment FS se fait donc vers le compartiment FR.

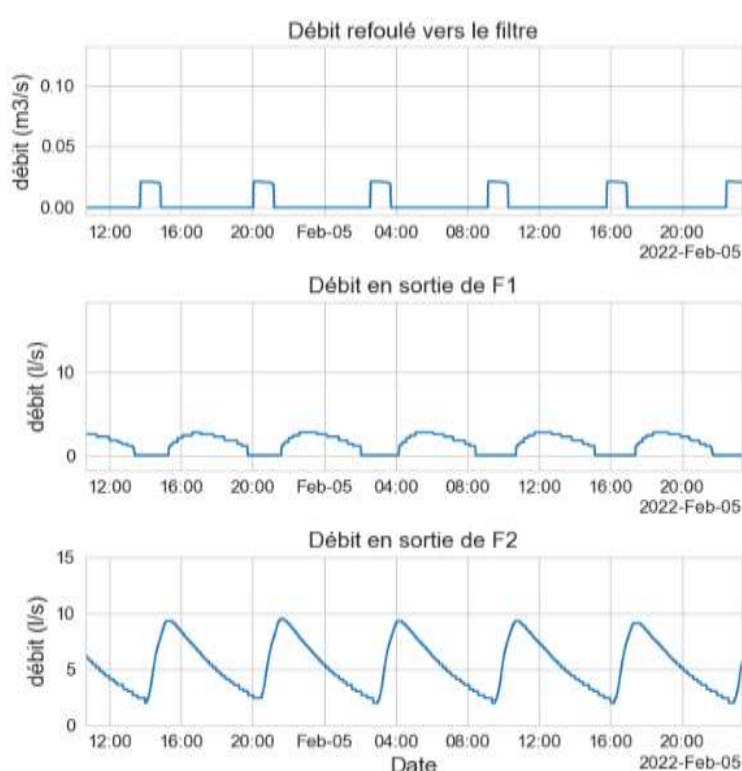


Figure 14: Exemple de dysfonctionnement du filtre pour des banchées de temps sec, débordement du filtre R (F2) prioritaire vers le filtre S (F1) (cf. Livrable B2.2, Payet et al, 2025).

Ces dysfonctionnements ont également été confirmés par observation sur place (Figure 15).



Figure 15: Débordement du filtre FR vers le filtre FS au niveau des regards de tranquillisation à l'arrivée des conduites de refoulement en amont des filtres ((septembre 2021).

Les échanges d'eau entre les deux compartiments constatés dans les exemples ci-avant sont la conséquence de la présence d'une fissure dans le merlon central séparant les deux compartiments près des ouvrages d'entrée (Figure 16).

Des réparations ont été apportées par la ville de Paris notamment le renforcement du merlon central par la mise en place de sacs de sable recouverts par de la terre végétale (Figure 17). Les débordements sont réapparus en cours d'étude Figure 18 et Figure 19) notamment en raison de la présence de quantité considérable de sédiments et résidus de roseaux en sortie des regards de tranquillisation. La situation s'est aggravée à l'été 2024, la hauteur d'eau à l'entrée du filtre étant telle que l'eau entraînait dans les cheminées d'aération des deux filtres ; situation qui a pu occasionner des courts-circuits, l'eau non traitée arrivant en profondeur dans le filtre. Les cheminées ont été rehaussées en septembre 2024 pour éviter ces courts-circuits (Figure 20).

Pour remédier à l'accumulation des sédiments et végétaux en entrée de filtres, un curage a été réalisé durant l'été 2024 avec une hydrocureuse après humidification des sédiments. Environ 7 tonnes ont été évacuées vers un centre agréé spécialisé dans le traitement des matières inorganiques (cf. Livrable B1.4, Routet, 2025).



Figure 16: départ de la digue de séparation entre les filtres au niveau des regards de tranquillisation l'eau passe d'un filtre à l'autre (11/02/2022)



Figure 17: Reconstruction du merlon central dans la partie amont des filtres pour empêcher l'eau de passer d'un filtre à l'autre (28/03/2022).



Figure 18: Déversement d'eau du filtre Fr vers le filtre F en raison d'un dépôt (sédiments végétaux) obstruant la sortie du regard de tranquillisation (13/06/2024). A gauche on aperçoit un bouillonnement de l'eau dans le regard du filtre S alors que c'est le R qui est alimenté.



Figure 19: A gauche Eau très turbide arrivant de la station de pompage et alimentant le filtre F. Débordement vers le filtre R. Eau très claire débordant du filtre R vers le filtre S (13/06/2024).



Figure 20: Cheminée d'aération sous l'eau à gauche et réhaussée ensuite à droite (livrable B1.4).

Fin 2024 des débordements du filtre FS vers le filtre FR ont également été constatés à l'aval du filtre. Ce débordement était lié à la mise en charge du filtre, même par temps sec en raison du colmatage de la surface du filtre dans la partie amont.

A l'hiver 2024-2025, il est apparu qu'une partie (au niveau de la zone centrale) de la digue centrale s'est affaissée laissant libre court à l'eau de divaguer d'un filtre à l'autre de la même façon. L'alimentation du filtre F en temps sec entraîne un flaquage sur toute la longueur du filtre, en raison de la non infiltration de l'eau, ce qui a pour conséquence d'entraîner la connexion entre les deux filtres par débordement. Le choix a été fait de réhausser le merlon central sur l'ensemble du linéaire afin de rétablir la séparation des deux filtres. Des planches ont été installées au niveau du merlon, puis consolidées avec de la terre végétale (cf. Livrable B1.4, Routet, 2025). Ces travaux ont été menés entre les mois de mai et juin 2025 (cf. <https://life-adsorb.eu/fr/actualites/digue-reparee-systeme-optimizeidéo>).

Il est important de signaler que des arrivées d'eau turbide couleur rouille se sont produites à plusieurs occasions dans la bache de pompage et dans le filtre (principalement Filtre FS). Ces matériaux semblent associés à des eaux de vidanges de bache mises en œuvre dans des chantiers sur le bassin versant (Figure 21). Ce matériau fin répandu à la surface du filtre S a probablement eu une influence sur la capacité d'infiltration du sédiment (Zone amont et centrale), voire du sable de surface (zone centrale et à l'aval).



Figure 21: A gauche : Présence de dépôts riches en oxyde de fer dans la bache de pompage vers le filtre en fin de bâchée (Octobre 2020). A droite : arrivée importante d'oxydes de fer dans le filtre FS (30/02/2023).

Bilan du suivi hydraulique mené du 01/05/2021 au 31/12/2023 (cf. livrable B2.2)

Le bilan hydraulique est construit sur la base des mesures de débit réalisées de l'amont du réseau à la sortie des filtres. Les débits ont été mesurés en trois points : en amont de la bache, au niveau du P115 (capteurs hauteur-vitesse), en sortie de bache de refoulement (débitmètres électromagnétiques) et en sortie de filtres (débit calculé par mesure de hauteur d'eau à l'aide d'une loi de type orifice calibré).

D'importants écarts sont constatés entre les volumes pompés vers le filtre par rapport au débit P115 (23% d'écart) et au débit en sortie de filtre (30% d'écart).

Ces écarts peuvent être expliqués par : d'une part, la mauvaise qualité des données à P115 pour les petits débits, d'autre part, une incertitude dans l'estimation du débit en sortie d'ouvrage du fait d'une mesure approximative de la hauteur d'eau en amont de l'orifice et d'une absence de vérification de la loi d'orifice.

Le bilan présenté dans le Tableau 5 s'appuie sur les données jugées les plus fiables, celles de sortie de bêche.

Les filtres FS et FR ont ainsi reçu un total assez proche, 224 883 et 242 237 m³ d'eau respectivement (tous modes confondus), entre le 01/05/2021 et le 31/12//2023. Ce volume traité correspond à une charge hydraulique moyenne de 124 et 149 m/an pour FS et FR, respectivement. La répartition entre temps sec et temps de pluie est la même avec 63 % du volume reçu correspondant à du temps sec.

Tableau 5: Bilan hydraulique du FVPR et de ses 2 files (FS et FR) en fonction des modes d'alimentation

01/05/2021 au 31/12//2023	Temp Sec		Temps de pluie (m3) Total		Tout mode confondu	
	Volume (m3)	Charge hydraulique (m/an)	Volume (m3)	Charge hydraulique (m/an)	Volume (m3)	Charge hydraulique (m/an)
FS	141 189	78	83 644	51	224 883	124
FR	150 709	83	91 528	56	242 237	149
FVPR	291898	85	175 172	51	467 070	136

En plus du bilan de fonctionnement hydraulique du filtre, il faut également s'intéresser au fonctionnement des systèmes de prélèvement. La complexité du fonctionnement hydraulique conjuguée aux dysfonctionnements de la chaîne de prélèvement ont constitué le principal obstacle pour évaluer l'efficacité de l'ouvrage.

Les figures suivantes (Figure 22, Figure 23, Figure 24) présentent quelques-unes des pannes récurrentes survenues sur les préleveurs. Il est à noter que les plaques poreuses installées dans le FR de part et d'autre du matériau innovant Rainclean® n'ont jamais été utilisées. Les préleveurs réfrigérés automatiques de la station de pompage n'ont plus été utilisés à partir du 28/11/2024 en raison de l'obstruction récurrente du système d'alimentation. Ils ont été remplacés par des préleveurs réfrigérés de la société Semeru prélevant directement dans la bêche de pompage avec un mode de prélèvement moyen sur 24H déclenché lorsque les conditions météo étaient favorables et les laboratoires d'analyses prêts à les recevoir.

Ce mode de prélèvement 24h00 a également été programmé sur les préleveurs du point amont P115 et du point aval en sortie des filtres. De février 2021 à novembre 2024, seuls 5 événements ont pu être prélevés et seulement 2 de manière synchrone pour les trois points ; 2 événements correspondaient à du temps de pluie (Tableau 6). A partir du changement de méthode en novembre 2024 13 événements ont été prélevés dont uniquement 3 par temps de pluie (avec filtre S prioritaire) et 6 avec FR prioritaire mais par temps sec. Pour rappel, l'objectif initial était de réaliser, pour chaque filtre (FS et FR), 15 prélèvements répartis sur la durée du suivi pour le temps de pluie et 9 prélèvements de temps sec. Si l'asservissement au temps des préleveurs et le remplacement des préleveurs de la bêche de pompage ont permis d'augmenter considérablement le nombre d'échantillons, ce dernier est faible par rapport à l'objectif initial. Ce point est pénalisant par rapport à la bonne avancée du projet LIFE ADSORB, les données qualitatives de suivi étant indispensables à la bonne réalisation des tâches B3 (Aide au dimensionnement) et C2.4 (analyse du cycle de vie du prototype). La typologie (temps sec/temps de pluie) des cycles de prélèvement 24h, la réalité de la sollicitation d'un filtre prioritaire, la représentativité du prélèvement réalisé directement dans la bêche et le rattachement à des événements hydrauliques demeurent des points d'interrogation ne permettant pas pour l'instant d'associer des flux de polluants à ces cycles de prélèvements.

Les données acquises par les sondes multiparamètres de mesure en continue du pH, de la conductivité électrique, de la température, du potentiel redox et de la turbidité n'ont pas été exploitées dans ce travail par manque de temps.



Figure 22: Dysfonctionnement du cycle de prélèvement d'un des préleveurs de la station de pompage en raison de l'obstruction du bol de prélèvement par un ballon de baudruche (29/07/2021).



Figure 23: dysfonctionnement du groupe froid d'un des préleveurs de la station de pompage.



Figure 24: A gauche : Prise sous pression dans la conduite de refoulement pour alimenter les préleveurs dans la bache de pompe. A droite : Alimentation des préleveurs dans la bache de pompage obstruée par des dépôts noirs

Tableau 6: Bilan des prélèvements et de leur typologie réalisés sur la durée du suivi.

DATE	DRY/RAINY WEATHER	P115	Filter 's inlet	Filter's outlet
21/09/2022	Dry Weather	X	X	F2
09/10/2022	Dry Weather	X	X	F1
13/04/2023	Rainy Weather	X		F1
12/07/2023	Dry Weather			F1
28/02/2024	Dry Weather	X		F1
23/09/2024	Rainy Weather	X	X	F2
02/12/2024	Dry Weather		X	F1
05/12/2024	Rainy Weather	X	X	F1
12/12/2024	Dry Weather	X	X	F1
18/12/2024	Dry Weather	X	X	F1
07/01/2025	Dry Weather	X	X	F1
08/01/2025	Rainy Weather		X	F1
21/01/2025	Dry Weather	X	X	F1
22/01/2025	Rainy Weather		X	F1
29/01/2025	Dry Weather	X	X	F2
05/02/2025	Dry Weather	X	X	F2
13/02/2025	Dry Weather	X	X	F2
24/02/2025	Dry Weather	X	X	F2
06/03/2025	Dry Weather	X	X	F2

Entretien de la végétation

Les P. australis du filtre ont été faucardés trois fois au cours du suivi, une première fois en février 2022, une seconde fois en février 2023, février 2024 et février 2025 (Figure 25) . La totalité des parties aériennes des roseaux (tiges et feuilles) a été coupée en laissant environ 10 cm de hauteur de tiges pour limiter la moisissure des tiges en hiver avec l'arrivée d'eau.



Figure 25: Opération de faucardage des roseaux (cf. livrable B1.4 « Rapport d'autosurveillance du prototype pendant la démonstration » Routet, 2025).

3.2 Eau (concentrations, flux)

L'ensemble des résultats analytiques sont fournis dans le livrable « C1.1 base de données ». Les tableaux de cette partie présentent, pour les paramètres globaux et composants majeurs, les paramètres bactériologiques, les micropolluants métalliques et les micropolluants organiques, des statistiques descriptives des paramètres en fonction du point de prélèvement (sortie de bache, sortie de filtre et du filtre concerné (FS : filtre planté avec sable, FR : filtre planté innovant avec sable et Rainclean ®).

Les concentrations dans les eaux d'entrée seront discutées au regard de la connaissance de la qualité des eaux pluviales acquise dans le cadre du projet Roulepur, en région parisienne sur différents sites de gestion des eaux de ruissellement routières.

Le point dénommé entrée de filtre représente en fait les eaux en sortie de bache de pompage. Cette terminologie est choisie pour faciliter la lecture du document.

Les données présentées par la suite sont traitées globalement (sauf cas explicité) en regroupent les données issues de temps de pluie et de temps sec et celles associées au FS et au FR.

Dans l'objectif de préciser les performances épuratoires du filtre, il est nécessaire de choisir quel point du système de traitement est considéré comme représentatif des eaux à traiter, le point P115 situé dans le réseau en amont de la bache ou le point de sortie de bache de stockage qui correspond à l'entrée du FVPR. La Figure 26 illustre la différence de comportement de ces deux points par rapport au paramètre concentration en matières en suspension (MES), les concentrations étant plus faibles au P115 avec une concentration médiane de 9 mg/L par rapport au point entrée de filtre caractérisé par une concentration

médiane en MES de 188 mg/L. Cette différence illustre potentiellement la capacité de la bêche à stocker les MES et à les re-mobiliser lors du fonctionnement des pompes.

En ce qui concerne la conductivité électrique, la distribution des données est proche pour les deux points, illustrant le peu d'impact de la remobilisation des dépôts lors du pompage pour ce paramètre caractérisant la phase dissoute.

Le choix a alors été fait de retenir le point entrée de filtre représentant mieux ce qui est réellement apporté au filtre pour calculer les performances épuratoires. Ce choix est également appuyé sur le fait que d'éventuels curages réalisés dans la bêche pendant la vie du système n'ont pas été intégrés dans notre suivi que ce soit d'un point de vue quantitatif ou qualitatif.

Les résultats acquis au point P115 sont repris en annexe 3 sans être présentés dans le texte. Le jeu de données n'étant pas suffisant pour discriminer le temps sec du temps de pluie, l'ensemble des événements a été considéré (cf. partie 3.1).

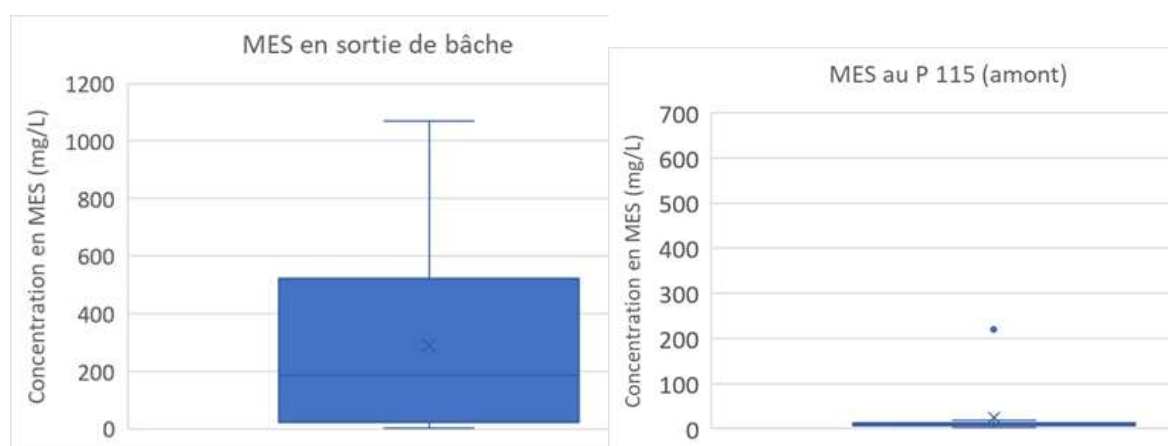


Figure 26: Distribution des concentrations en mg/L analysées en entrée de filtre (à gauche) et au P115 (à droite). Le rectangle bleu rassemble 50% des données, le trait noir dans ce rectangle représente la médiane et la croix la médiane. Les valeurs minimale et maximales sont représentées soit par des points (qui sont des valeurs anormales dans la distribution, ou des barres horizontales).

3.2.1. Décantabilité des eaux et vitesses de chute

Afin de caractériser la différence de comportement des MES des eaux au sein de la bêche de stockage/pompage des vitesses de chutes ont été mesurées sur un certain nombre d'échantillons, la distribution de ces vitesses est présentée en Erreur ! Source du renvoi introuvable. avec les dates de prélèvement. Ces échantillons présentaient des concentrations en MES entre 106 et 857 mg/L, avec une médiane à 358 mg/L. A cela s'ajoutait un échantillon prélevé en sortie (08/01/25) pour lequel la concentration en MES de 15 mg/L était supérieure aux concentrations normalement mesurées en sortie du filtre. Les particules en suspension présentes dans l'eau d'alimentation du filtre couvrent une gamme de vitesse de sédimentation allant de moins de 0,2 m/h à plus de 10 m/h. La vitesse de chute médiane V50 (vitesse de chute dépassée par 50% en masse des particules) des

MES constituant les eaux d'alimentation du filtre varie d'un prélèvement à l'autre. Elle se situe usuellement dans la gamme $V_{50} = 0,6$ à 2 m/h, avec une valeur médiane à 1 m/h. Un seul échantillon présente une décantabilité nettement plus faible avec un V_{50} de $0,25$ m/h (échantillon du 23/01/25, second jour de pluie d'un épisode pluvieux long). Le V_{30} (vitesse de chute dépassée par 70% des particules en masse) varie entre $0,2$ à $0,9$ m/h.

La forte décantabilité de ces eaux, couplée à l'absence de différence notable entre l'échantillon du P115 et les échantillons entrée de filtre, indique qu'il n'y a pas de prétraitement notable par décantation dans la galerie du déversoir d'orage. Si une décantation peut avoir lieu dans cette galerie durant des phases de stockage, des remises en suspension importantes sont probables durant les phases de pompage alimentant le filtre. La décantation puis remise en suspension des particules dans la galerie de stockage pourrait favoriser une agglomération des particules et donc une fraction de MES à forte décantabilité. Ces hypothèses sont cohérentes avec celles retenues pour le choix du point de mesure représentatif des eaux amont (cf. plus haut).

Une fraction des MES présente des vitesses de chute nettement plus faibles : 8 à 30% des MES en masses sédimentent avec une vitesse de chute inférieure à $0,2$ m/h. Pour ces MES le traitement dans le filtre se fera essentiellement par filtration physique dans la couche de sable.

On note une corrélation nette entre la vitesse de chute médiane V_{50} des effluents et leur concentration en MES : les échantillons sont d'autant plus décantables que la concentration en MES est élevée.

La vitesse de chute des MES n'a pas été mesurée sur les échantillons d'alimentation de temps sec qui présentaient une très faible concentration en MES. Pour ces échantillons une très faible décantabilité est attendue et le traitement visé est la filtration physique.

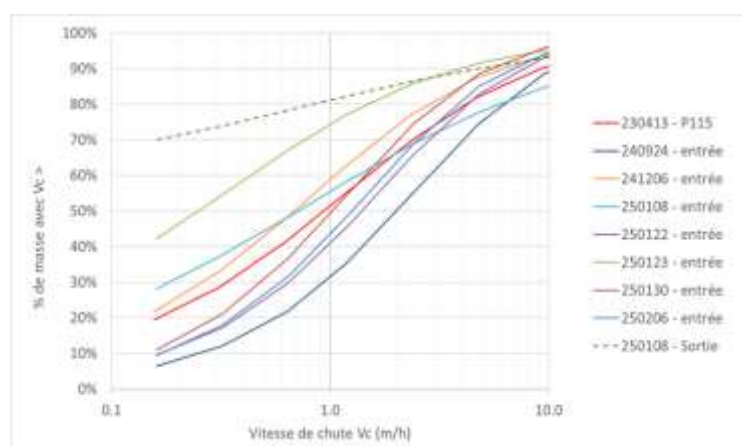


Figure 27: courbes de distribution des vitesses de chute des MES.

3.2.2. Paramètres globaux et majeurs

Les données concernant les eaux “entrée de filtre” sont présentées dans le Tableau 7. Elles intègrent les différents modes d'alimentation (temps de pluie, temps sec)..

En entrée de filtre, les concentrations en MES s'échelonnent de 3 à 1070 mg/L avec une médiane à 188 mg/L qui sont des valeurs cohérentes par rapport aux suites routiers suivies dans le projet Roulepur. Les valeurs de conductivité électrique, de 570 à 5830 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une valeur médiane à 790 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sont élevées au regard des valeurs dans le ruissellement routier (médiane des événements comprise entre 135 et 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Ces fortes valeurs peuvent être associées à la contribution des eaux claires parasites d'origine souterraine qui peuvent être chargées en sulfate, nitrates, ...Ce constat est cohérent avec le jeu de données d'autosurveillance de la ville de Paris (données antérieures à 2017) qui indique pour le point de référence amont (P115) des valeurs médianes de 775 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en temps sec et de 462 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en temps de pluie. Les valeurs maximales supérieures à 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ peuvent indiquer d'autres contributions telles que le salage des routes.

Tableau 7: Statistiques descriptives pour les paramètres globaux et majeurs du jeu de données (paramètres globaux et majeurs) acquis, temps de pluie et temps sec confondus, au niveau du point “entrée de filtre”.

	pH	Conductivité	MES	N-NO ₂	N-NO ₃	N-NH ₄	NK-T	PO ₄	Ptot	COT	COD
	unité pH	$\mu\text{S}/\text{cm}$	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Moyenne	8,0	1286	289	0,050	5,88	0,19	2,5	0,04	0,85	6,5	5,31
CV	3%	111%	108%	64%	41%	55%	79%	67%	65%	90%	38%
Min	7,5	570	3	0,014	2,17	<0,02	<0,5	0,01	<0,50	3,4	3,3
P25	7,9	762	37	0,035	5,22	0,13	0,875	0,01	0,50	4,05	3,95
Médiane	8,0	790	188	0,045	5,66	0,20	1,75	0,03	0,59	5,3	5
P75	8,2	863	511	0,054	5,92	0,28	4,275	0,04	0,92	6	5,75
Max	8,4	5830	1070	0,140	13,92	0,38	6,3	0,08	2,41	27	11
Nb	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	15

Les concentrations en N-nitrates sont relativement élevées par rapport à des eaux de ruissellement routier classique, entre 2 et 14 mgN/L (correspondant à 10 et 62 mg NO₃/L)

Les concentrations en ammonium sont relativement faibles comprises entre <0,02 et 0,38 et pour le NTK entre <0,5 et à 6,3 mg/L et ne permettent pas de mettre en évidence une contribution significative à partir d'un réseau d'eau unitaire (lié à la présence en amont d'un déversoir d'orage) pendant la durée du suivi. Ces concentrations pourraient être compatibles avec des eaux de nappes. Les concentrations en COT sont comprises entre 3,4 et 27 mg/L avec une médiane à 5,3 mg/L. L'essentiel de la charge organique est dissout (Tableau 8) et les MES sont donc principalement minérales ce qui est cohérent avec les données de la bibliographie. L'azote est lui présent majoritairement sous forme dissoute (79 %) et oxydée (Tableau 8). Le phosphore quant à lui est principalement présent sous forme particulaire (96%) - Tableau 8. Le pH est basique, avec une valeur médiane de 8 (min : 7,5; max : 8,4).

Tableau 8: Statistiques descriptives de la répartition des fractions particulaires et dissoutes des paramètres azote, phosphore et carbone organique au niveau du point "entrée de filtre".

	NK-P	N-D	P-D	P-P	CO-P	CO-D
	%	%	%	%	%	%
Moyenne	24%	52%	6%	94%	6%	94%
CV	63%	58%	89%	6%	237%	16%
Médiane	20%	60%	4%	96%	2%	98%/L
Nb	16	16	16	16	15	15

Les données analysées en "sortie de filtre" sont présentées dans le Tableau 9. Elles correspondent à un ensemble d'échantillons intégrant les différents modes d'alimentation et les différents filtres. En effet, en sortie de filtre, il n'existe pas de différence significative entre les filtres, FS et FR.

Les concentrations en MES sont inférieures à la LQ (2 mg/L) pour 50% des événements avec une médiane de 2 mg/L. Deux événements échappent à cette tendance avec des concentrations de 63 et 89 mg/L, jugées anormales pour un traitement par filtre planté mais qui pourraient être associées à des passages de MES par les cheminées d'aération créant ainsi des courts circuits. Le phénomène de passage de MES en sortie de filtre a été observé de visu fin 2024. Ce qui est cohérent avec les dates de prélèvement de ces échantillons, 03/12/2024 et 22/01/2025, mais pas avec la réhausse des cheminées qui a été réalisée en septembre 2024.

Si on fait abstraction de ces valeurs, les concentrations atteintes en sortie de filtre permettent de respecter la valeur seuil de 50 mg/L associée à la Directive Cadre sur l'eau.

Le pH reste basique avec une médiane à 8 et une gamme de valeurs allant de 7 à 8,5.

La conductivité électrique médiane est de 772 $\mu\text{S}/\text{cm}$ proche de celle des eaux en entrée de filtre. Les concentrations en N-NO_3 n'évoluent pas après le passage de l'eau dans le filtre (médiane de 5 mg/L en sortie contre 6 mg/L en entrée).

L'ordre de grandeur des concentrations en ammonium est le même en sortie de filtre qu'en entrée. Les paramètres associés à une fraction particulaire (NK, Ptot) sont associés à des concentrations plus faibles en sortie qu'en entrée (Tableau 10. La fraction dissoute domine pour l'azote (98%) et la fraction particulaire pour le Pt (91%).

En ce qui concerne les concentrations en COT il y a peu de changement par rapport à l'entrée de filtre en termes de concentrations. Le carbone organique est essentiellement du carbone dissous (médiane de 97 %).

Le cycle de l'azote classiquement représenté dans les filtres plantés : adsorption de l'ammonium sur le substrat puis nitrification, ne semble donc pas s'exprimer que ce soit dans le FS ou le FR, ce dont témoigne également la conductivité électrique constante.

Tableau 9: Statistiques descriptives du jeu de données pour les paramètres globaux et majeurs acquis au niveau du point "sortie de filtre". (Fréq < LQ correspond à la fréquence d'occurrence d'une concentration inférieure à la limite de quantification).

	pH	Conductivité	MES	N-NO ₂	N-NO ₃	N-NH ₄	NK	P-PO ₄	Pt	COT	COD
	unité pH	$\mu\text{S}/\text{cm}$	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	$\mu\text{g}/\text{L}$	mg/L	mg/L
Moyenne	8	912	11	0	5	0,11	0,6	0,04	<0,5	4,8	4,5
CV	5%	78%	211%	85%	23%	129%	43%	42%	0	52%	56%
Min	7	462	2	0	3	<0,02	0,5	0,01	<0,5	3,2	1,5
P25	8	701	2	0	4	0,03	0,5	0,03	<0,5	3,6	3,4
Médiane	8	772	2	0	5	0,05	0,5	0,04	<0,5	4,0	3,9
P75	8	848	6	0	6	0,13	0,7	0,06	<0,5	4,4	4,4
Max	9	3690	89	0	7	0,59	1,4	0,08	<0,5	12,0	11,0
Nb	18	18	18	18	18	18	18	18	17	18	18

Freq <LQ	0	0	50%	6%	0	17%	56%	11%	100 %	0	0
-------------	---	---	-----	----	---	-----	-----	-----	----------	---	---

Tableau 10: Statistiques descriptives pour la répartition des fractions particulières et dissoutes des paramètres azote, phosphore et carbone organique au niveau du point "sortie de filtre".

	NK-P	N-D	P-P	P-D	CO-P	CO-D
	%	%	%	%	%	%
Moyenne	10%	90%	91%	9%	7%	93%
CV	52%	6%	4%	41%	220%	16%
Médiane	8%	92%	91%	9%	3%	97%
Nb	18	18	17	17	18	18

3.2.3. La charge bactériologique

La charge bactériologique est systématiquement présente dans les eaux en entrée de filtre (Tableau 11) et peut être élevée traduisant l'origine des eaux et leurs conditions de séjour dans le système. La charge maximale est de 240 000 germes/100mL pour les coliformes à 37°C, 24 196 000 germes/100 mL pour les coliformes totaux (non analysés sur les mêmes échantillons), 19 000 germes/100 ml pour les Escherichia Coli et 58 000 germes/100 mL pour les entérocoques intestinaux. Cette valeur maximale (échantillon du 22/09/2024) est associée à l'échantillon ayant la concentration en ammonium la plus élevée.

Tableau 11: Statistiques descriptives du jeu de données pour paramètres bactériologiques analysés au niveau du point entrée de filtre.

	Coliformes à 37°C	Escherichia Coli	Coliformes Totaux	Entérocoques intestinaux
	germe/100 mL	germe/100 mL	germe/100 mL	germe/100 mL
Moyenne	85 290	3316	11583	5189
CV		135%	67%	273%
Min	4870	310	987	120
Médiane		2650	12389	910

Max	240 000	19 000	24 196	58 000
Nb	3	16	12	16

Dans les eaux analysées en sortie de filtre (Tableau 12), le niveau de contamination est plus faible avec une fréquence de quantification des paramètres variable (61 à 100%). L'abattement médian d'une unité Log pour les 4 paramètres n'est pas suffisant pour participer à préserver le milieu récepteur et les usages associés. Cet abattement relativement limité est cependant classique pour cette filière en raison des temps de séjour de l'eau dans le système (Torrens et al. 2009). De plus la présence la présence des animaux sur le filtre peut contribuer à la contamination des eaux en sortie de filtre. L'échantillon présentant les plus fortes concentrations est associé au même événement que celui présentant les plus fortes concentrations en entrée (22/09/2024). Ces concentrations sont équivalentes en entrée et sortie pour les coliformes à 37°C, nettement supérieures pour les E. Coli et inférieures pour les entérocoques intestinaux. Les caractéristiques des eaux pour cet événement pourraient traduire une contamination des échantillons.

Tableau 12 : Statistiques descriptives du jeu de données pour paramètres bactériologiques analysés au niveau de la sortie de filtre. (Fréq < LQ correspond à la fréquence d'occurrence d'une concentration inférieure à la limite de quantification)

	Coliforme à 37°C	Escherichia Coli	Coliformes Totaux	Enterocoques intestinaux
	germe/100 mL	germe/100 mL	germe/100 mL	germe/100 mL
Moyenne	49 224	18 903	2 522	471
CV	217%	411%	110%	170%
Min	310	<38	38	<15
Médiane	430	346	1 789	47
Max	240 000	330 000	7590	2700
Nb	5	18	13	18
Freq. <LQ	0%	17%	0%	39%

3.2.4. Eléments traces métalliques

Les gammes de concentrations totales (particulaire + dissous) en éléments traces métalliques analysées (Tableau 13) sont assez classiques pour des eaux de ruissellement (Tableau 15). Elles se distinguent par contre par une distribution essentiellement particulaire (Tableau 14) et des concentrations dissoutes un ordre de grandeur plus faibles que celles analysées dans le projet Roulépur. (Tableau 15).

Les concentrations dissoutes en cadmium sont systématiquement inférieures à la limite de quantification (LQ) de 0,1 µg/L, pour le chrome seule une valeur du jeu de données est supérieure à la LQ (0,5 µg/L), pour le plomb il y en a 5 (LQ = 0,1 µg/L)

Le chrome (à 98%), le cuivre (à 98 %), le zinc (à 96%) et le plomb (à 100%) sont présents essentiellement sous forme particulaire. Suivent le nickel (à 84 %) et le cadmium (à 78%),

Tableau 13: Statistiques descriptives du jeu de données, éléments traces métalliques (ETM), acquis au niveau du point entrée de filtre. (Fréq < LQ correspond à la fréquence d'occurrence d'une concentration inférieure à la limite de quantification)

Concentrations totales	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zinc
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Moyenne	0,8	33,4	216,6	14,2	81,0	583,2
CV	129%	92%	99%	92%	108%	103%
Min	<0,4	0,9	3,9	1,6	0,6	12,9
P25	0,4	3,4	35,9	3,1	9,9	58,1
Médiane	0,4	33,9	193,0	13,4	66,3	498,0
P75	0,7	48,6	312,8	19,4	114,3	841,3
Max	4,8	98,0	708,0	45,3	279,0	2010,0
Nb	16	16	16	16	16	16
Fréq. < LQ	44%	0	0	0	0	0

Tableau 14: Statistiques descriptives pour la répartition des fractions particulaires et dissoutes des paramètres ETM au niveau du point "entrée de filtre" (P = fraction particulaire, D=fraction dissoute).

	Cd-D	Cd-P	Cr-D	Cr-P	Cu-D	Cu-P	Ni-D	Ni-P	Pb-D	Pb-P	Zn-D	Zn-P
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Moyenne	19%	81%	13%	87%	13%	87%	30%	70%	3%	97%	16%	84%

CV	40%	9%	150%	22%	153%	23%	92%	39%	177%	5%	142%	27%
Médiane	22%	78%	2%	98%	2%	98%	16%	84%	0,2%	100%	4%	96%

Tableau 15: range of events mean concentrations (EMC), and distribution between dissolved and particulate fraction, measured during the Roulépur project on four road/parking sites in Paris conurbation – case of trace metals

		As (µg/l)	Cd (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	V (µg/l)	Zn (µg/l)
Total concentration	Minimum – maximum EMC	0.25 - 37	0.01 - 4.8	1.4 - 192	7 - 871	0.7 - 51	1.2 - 243	1.7 - 189	16 - 1650
Dissolved concentration	Minimum – maximum EMC	0.14 - 6.8	0.01 - 0.16	0.2 - 10.6	2.6 - 251	0.2 - 13	0.1 - 3.9	0.5 - 58	2.4 - 362
Particle bound fraction (%)	Minimum - maximum	14 - 93	10 - 100	42 - 100	19 - 98	22 - 100	77 - 100	42 - 98	36 - 98

Les eaux en sortie de filtre sont caractérisées par des concentrations totales en Cr, Cu, Ni, Pb et Zn plus faibles que celles mesurées en entrée (Tableau 16). Les concentrations dissoutes en cadmium et en plomb sont systématiquement non quantifiées, alors que celles en chrome sont quantifiées mais seulement dans 29% des cas. Pour le cuivre, le nickel et le zinc, les concentrations dissoutes sont proches de celles mesurées en entrée de filtre. En termes de fractionnement (Tableau 17), le Cr est partagé entre phases dissoute (56%) et particulaires ce qui contraste avec le fractionnement en entrée de filtre., Cd et Pb sont principalement associés au particulaire (75%). Ni (à 81%), Cu (à 75 %), et Zn (100%) sont essentiellement associés à la phase dissoute.

Il existe un facteur baisse de concentration totale (Concentration en entrée/concentration en sortie) de 4, 68, 51, 10, 663, et 42 pour Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn, respectivement.

Tableau 16: Statistiques descriptives du jeu de données, éléments traces métalliques (ETM), acquis au niveau du point sortie de filtre. (Fréq < LQ correspond à la fréquence d'occurrence d'une concentration inférieure à la limite de quantification)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Moyenne	<0,1	0,6	4,4	2,2	<0,1	12,8
CV	0%	27%	51%	116%	0%	52%
Min	<0,1	<0,5	2,23	0,93	<0,1	4,26
P25	<0,1	0,5	2,8	1,0	<0,1	9,2
Médiane	<0,1	<0,5	3,8	1,4	<0,1	12,0
P75	<0,1	0,5	5,0	1,6	<0,1	14,0
Max	<0,1	1,0	10,4	11,3	<0,1	30,7
Nb	17	17	17	17	17	17
Fréq. < LQ	100	71%	0	0	100	0

Tableau 17: statistiques descriptives pour la répartition des fractions particulaire et dissoute des ETM au niveau du point "sortie de filtre (P = fraction particulaire, D=fraction dissoute).

	Cd-P	Cd-D	Cr-P	Cr-D	Cu-P	Cu-D	Ni-P	Ni-D	Pb-P	Pb-D	Zn-P	Zn-D
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Moyenne	75%	25%	41%	59%	31%	69%	23%	77%	79%	21%	-2%	102%
CV	0%	0%	72%	49%	88%	39%	81%	24%	10%	37%	-1744%	39%
Médiane	75%	25%	44%	56%	25%	75%	19%	81%	75%	25%	-13%	113%

3.2.5. HAP et Indice Hydrocarbures

En ce qui concerne les HAP, les concentrations totales mesurées en entrée de filtre (Tableau 18) sont dans l'ordre de grandeur de ce qui est connu en matière d'eau de ruissellement pluvial routier (Tableau 19). Pour la partie dissoute, la limite de quantification étant relativement élevée, 87% des échantillons ne sont pas quantifiés.

Pour les hydrocarbures les concentrations sont situées dans la partie basse des concentrations totales connues. L'indice hydrocarbure n'est pas quantifié dans 67% des échantillons quant à la fraction dissoute, elle n'a été quantifiée qu'une seule fois.

Tableau 18: Statistiques descriptives du jeu de données, HAP et Indice hydrocarbures, acquis au niveau du point entrée de filtre. Le fractionnement entre fractions totale et dissoute est précisé. (Fréq < LQ correspond à la fréquence d'occurrence d'une concentration inférieure à la limite de quantification)

	Fraction Totale		Fraction Dissoute	
	16 HAP	Ind.Hct	16HAP	Ind. Hct
	µg/L	mg/L	µg/L	mg/L
Moyenne	1,581	0,143	0,160	0,052
CV	131%	205%	25%	8%
Min	<0,145	<0,05	<0,145	<0,05
P25	0,285	0,050	0,145	0,050
Médiane	0,730	0,050	0,145	0,050
P75	2,130	0,095	0,145	0,050
Max	8,180	1,200	0,260	0,063
Nb	15	15	15	15
Fréq < LQ	20%	67%	87%	93%

Tableau 19: range of events mean concentrations (EMC), and distribution between dissolved and particulate fraction, measured during the Roulépur project on four road/parking sites in Paris conurbation – case of organic micropollutants (from XXX, 2022).

		16PAHs (ng/l)	BPA (ng/l)	OP (ng/l)	NP (ng/l)
Total concentration	Minimum – maximum EMC	359 - 13300	86 - 5900	32 - 1830	79 - 2560
Dissolved concentration	Minimum – maximum EMC	22 - 210	61 - 4630	19 - 1010	43 - 4490
Particle bound fraction (%)	Minimum - maximum	59 - 100	3 - 74	15 - 93	15 - 98

Les HAP les plus fréquents (parmi les 16 analysés) sont pour la fraction totale le fluoranthène (100% d'occurrence > LQ), le Pyrène et le Phénanthrène (avec 93 % d'occurrence), le Chrysène, le Benzo-ghi-Pérylène, le Benzo-B-Fluoranthène (avec 87% d'occurrence), l'Anthracène, le Benzo-A-Pyrène, le Benzo-A-Anthracène et le Benzo-K-Fluoranthène (avec 80 % d'occurrence). Les moins fréquemment présents sont le Naphtalène et l'acénaphthène, avec respectivement 7 et 53 % d'occurrence.

2 HAP représentent chacun plus de 15% de la concentration totale dans les 16 HAP (Figure 28), le Fluoranthène (avec 17%) et le Pyrène (avec 16%). En ce qui concerne la phase dissoute, le fluoranthène et le phénanthrène sont systématiquement quantifiés, le pyrène est présent dans 93% des cas.

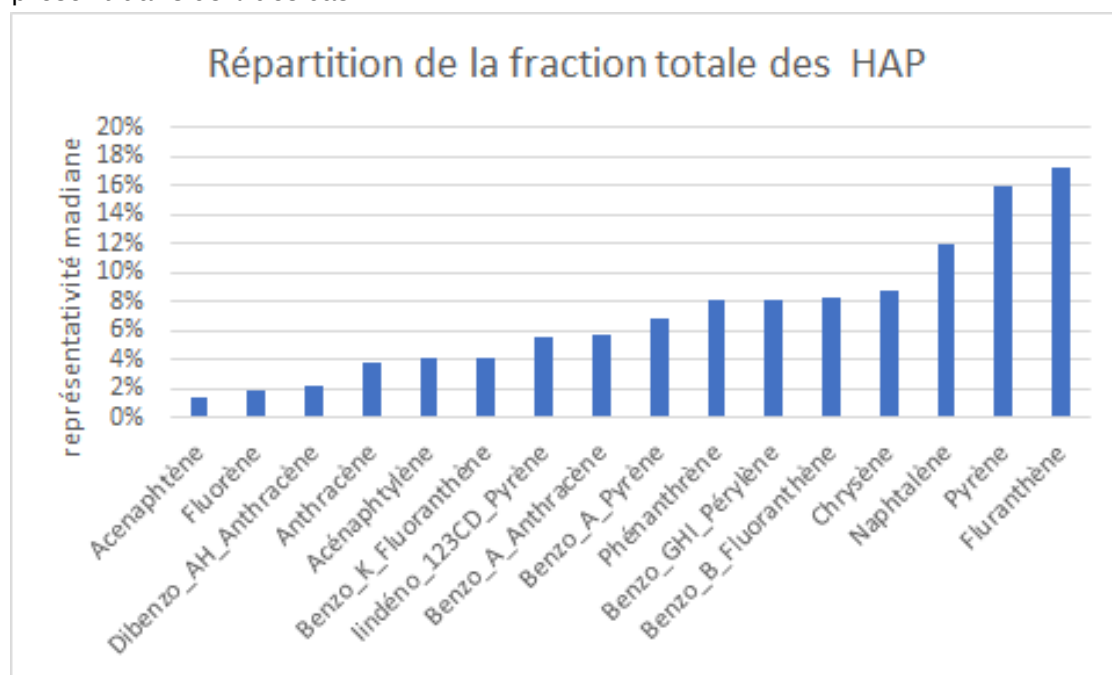


Figure 28: Contribution moyenne de chaque HAP à la concentration totale en 16 HAP.

En sortie de filtres seules les concentrations totales en HAP sont quantifiables (uniquement pour deux événements). Elles sont inférieures à celles analysées en entrée d'un facteur 5 (par rapport aux médianes). Pour les indices hydrocarbures totaux et dissous, les concentrations ne sont pas quantifiées (Tableau 20).

Tableau 20: Statistiques descriptives du jeu de données, HAP et Indice hydrocarbures, acquis au niveau du point sortie de filtre. (Fréq < LQ correspond à la fréquence d'occurrence d'une concentration inférieure à la limite de quantification, nc = non calculé)

	Fraction totale		Fraction dissoute	
	16 HAP (µg/L)	Hct (mg/L)	16 HAP (µg/L)	Hct (mg/L)
Moyenne	0,151	<0,05	<0,145	<0,05
CV	16%	nc	nc	nc
Médiane	0,145	<0,05	<0,145	<0,05
Nb	18	18	18	18
Fréq < LQ	89%	100%	100%	100%

3.2.6. Autres micropolluants organiques (Bisphénol A, Nonylphénol, octylphénols et phtalates)

Pour le point entrée de filtre les concentrations totales en BPA et en OP (

Tableau 21) sont dans l'ordre de grandeur de celles mesurées dans le cadre du projet Roulépur (Tableau 23). Les concentrations en 4-NP mesurées sont par contre plus fortes que celles du projet Roulépur. Pour la répartition dissous/particulaire (Tableau 22) le BPA est essentiellement présent sous forme dissoute (valeur médiane : 84%) ce qui est cohérent avec les valeurs médianes des sites étudiés dans Roulépur (11-36 %). Pour l'OP la fraction particulaire médiane mesurée est de 31 % ce qui est plus faible de ce qui a été mesuré dans Roulépur (gamme des valeurs médianes par site : 48-72 %). Pour le NP la répartition est équitable entre particulaire et dissous (48 % en valeur médiane pour le particulaire) se situe dans gam me des valeurs médianes par site du projet Roulépur (29 à 71 %).

Les phtalates sont majoritairement associées à la fraction dissoute (valeur médiane de 84 %). Le DEP est le phtalate contribuant en moyenne le plus à la concentration totale en PAE (en moyenne 28 % -Figure 29). Ce phtalate est présent à 44% sous forme particulaire. Les concentrations en DEHP analysée (

Tableau 21) sont du même ordre de grandeur (mais en fourchette basse) que les gammes de concentrations totales et dissoutes mesurées dans le cadre du projet Roulépur (Tableau 23).

En ce qui concerne la répartition particulière dissous du DEHP, (77% en médiane sous forme dissoute) elle est également dans la gamme des mesures réalisées dans le projet Roulépur (Tableau 23).

Pour tous ces composants la variabilité entre événements est cependant très forte.

Tableau 21: Statistiques descriptives du jeu de données, concentrations totales en phtalates (somme PAE), Bisphénol A (BpA), nonylphénol (NP) et octylphénols(OP), acquis au niveau du point entrée de filtre.

Concentration totale en ng/L	Somme (PAE)	DEHP	BPA	OP	NP
Moyenne	77473	5517	1439	635	10039
CV	130%	93%	106%	124%	151%
Min	15952	1236	479	84	672
P25	18771	1595	523	164	1354
Médiane	31992	3743	574	215	4392
P75	82934	7267	1712	845	10514
Max	308641	15361	4504	2345	46107
Nb	8	8	8	8	8

Tableau 22: Répartition des concentrations totales) entre les fractions particulières et dissoutes en entrée de filtre pour les phtalates (somme PAE), BPA, OP et 4-NP.

	Somme (PAE)		DEHP		BPA		OP		NP	
	Dis..	Part.	Dis.	Part.	Dis..	Part.	Dis..	Part.	Dis..	Part.
Moyenne	73%	27%	61%	39%	71%	29%	60%	40%	49%	51%
CV	44%	122%	68%	108%	48%	119%	62%	95%	89%	86%

Médian e	84%	16%	77%	23%	84%	16%	69%	31%	52%	48%
----------	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Tableau 23: range of events mean concentrations (EMC), and distribution between dissolved and particulate fraction, measured during the Roulépur project on four road/parking sites in Paris conurbation – case of DEHP (phthalate micropollutant)

		DEHP
Total concentration (µg/L)	Min – max EMC	3.6 - 93
	Range of site median EMCs	5.2 - 47
Dissolved concentration (µg/L)	Min–max EMC	0.9 - 67
	Range of site median EMCs	1.2 - 21
Particle bound fraction (%)	Min - max	9 - 100
	Range of site medians	52 - 95

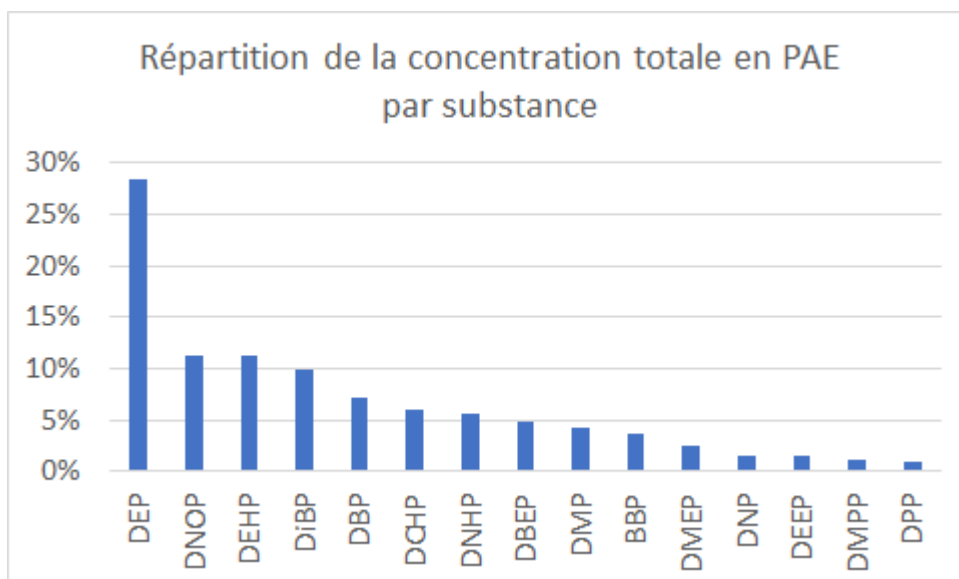


Figure 29: Participation moyenne de chaque PAE à la concentration totale en PAE.

En sortie de filtre, les concentrations totales en phtalates restent fortes (même supérieures à celles mesurées en entrée de filtre), celles en BPA, NP et OP sont plus faibles, d'un facteur 8, 4 et 2 sur la médiane, respectivement.

Les concentrations dissoutes en sortie pour les phtalates sont fortes supérieures à celles mesurées en entrée. Pour le BPA elles sont inférieures d'un facteur 8 (sur les médianes), d'un facteur 3 pour l'OP et du même ordre de grandeur pour le NP.

Pour le point « entrée de filtre » (Tableau 24), les concentrations dissoutes en BPA et OP sont dans la gamme des concentrations rencontrées dans le projet Roulépur. Pour les NP les valeurs médianes mesurées sont supérieures à celles rencontrées dans le projet Roulépur., mais dans le même ordre de grandeur.

Tableau 24: Statistiques descriptives du jeu de données, concentrations dissoutes en phtalates (PAE), BisphénolA (BPA), nonylphénols (NP) et octylphénols(OP), acquis au niveau du point sortie du filtre.

concentration en ng/L	BPA	OP	NP	PAE
dissous	ng/L	ng/L	ng/L	ng/l
Moyenne	147	350	1296	14 4824
CV	157%	249%	58%	106%
Min	16	15	455	21873
P25	37	47	733	38780
Médiane	76	106	1015	49833
P75	120	143	1804	241272
Max	846	3110	2727	486429
Nb	12	12	12	12

En résumé, les eaux alimentant le filtre présentent des concentrations totales en micropolluants relativement fortes, du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les eaux de ruissellement de voiries à fort trafic. Ces concentrations sont marquées par une surreprésentation de la fraction particulaire, qui est globalement bien retenue par le filtre. La composante temps sec semble contrôler la minéralisation de ces eaux. Le suivi réalisé ne permet **pas, alors que c'en était un des objectifs de discuter l'influence du mode d'alimentation (temps sec, temps de pluie) ni le rôle des matériaux filtrants.** Cette vision globale ne met pas en évidence de processus **particuliers liés à l'usage du Rainclean®. L'abattement de la charge bactériologique est** relativement faible et commun à ces dispositifs de FVPR.

Les dysfonctionnements rencontrés dans la vie du filtre semblent avoir ponctuellement une influence sur la qualité des eaux rejetées au milieu naturel.

3.2.7. Ecotoxicologie

Deux axes de comparaison des échantillons ont été retenus, i) l'impact des précipitations et donc du ruissellement sur l'apport en polluants dans le milieu aquatique et ii) l'évaluation de la performance de filtration du filtre intégrant le dispositif Rainclean.

Les prélèvements ont au préalable été soumis à des analyses physico-chimiques au début et à la fin de l'exposition pour s'assurer de leur stabilité. Cette stabilité est essentielle à la validité du test, car elle assure que ce ne sont pas ces paramètres qui induisent un potentiel effet. Le milieu de culture des daphnies, qui est également le milieu contrôle lors des expérimentations, a un pH plus acide que nos échantillons (pH = 7,8). Un contrôle pH, pour tester l'effet de ce paramètre, a été effectué en basifiant le pH du milieu avec de la soude. Les résultats de ces tests indiquent que les paramètres physico-chimiques restent stables au cours de l'exposition et sont très similaires d'un prélèvement à un autre. Les conditions du bio-essai sont donc valides.

Test de létalité sur Individus juvéniles

La mortalité des néonates exposés 48 heures aux échantillons bruts du 23/09/2024, du 05/12/2024 et du 05/02/2025 a été testée.

Pour l'ensemble des échantillons : aucune mortalité significative n'a été observée après 48 heures d'exposition pour l'ensemble des conditions testées : contrôle – contrôle pH - entrée dispositif - sortie dispositif.

Test de létalité sur Individus adultes

La mortalité des adultes suite à 24 heures d'exposition aux 8 lots d'échantillons bruts a été évaluée.

Certains échantillons (23/09/2024 ; 12/12/2024 ; 08/01/2025 ; 29/01/2025) ont été testés après dilution au demi avec du milieu contrôle, au cas où les échantillons bruts se révéleraient trop toxiques. Au vu de l'absence de mortalité lors de ces tests, cette condition a été retirée et les échantillons suivants ont été analysés non dilués (bruts).

Dans l'ensemble, les échantillons bruts entrée et sortie de filtre, quelles que soient les conditions météorologiques ou le type de filtre n'ont pas entraîné de mortalité significative chez les individus adultes exposés pendant 24 heures, ce qui ne permet pas de conclure sur les capacités d'abattement du filtre planté de roseaux, en partie car aucune toxicité n'est observée en entrée du filtre.

Analyses du comportement des individus adultes suite à un stress lumière-obscurité (Zebrabox)

En absence de mortalité significative, l'analyse comportementale peut révéler des toxicités qui peuvent avoir un impact sur la survie des individus à moyens termes et donc potentiellement à l'échelle de la population. Nos premiers tests ont montré une baisse de mobilité statistiquement significative des individus exposés aux échantillons mais aussi au milieu contrôle pH par rapport aux individus exposés au milieu contrôle standard. Ceci montre l'importance du milieu contrôle pH pour une comparaison solide des conditions quelles qu'elles soient.

Comparaison des résultats entre les échantillons en entrée de filtre et les échantillons en sortie de filtre

L'impact des échantillons d'entrée et de sortie de filtre a été testé sur la mobilité des daphnies adultes.

Sur l'ensemble des échantillons analysés, seulement deux (05/12/2024 et 07/01/2025) ont montré une différence significative du comportement des daphnies entre l'entrée et la sortie du filtre planté de roseaux.

De plus, le sens de la variation n'est pas la même entre les deux échantillons. Le 05/12/2025, les daphnies ont montré un nombre total de mouvement significativement supérieur en entrée qu'en sortie de filtre, alors qu'il est significativement inférieur pour les échantillons du 07/01/2025.

Les résultats ont également été comparés à une condition contrôle. Dans l'ensemble, soit les échantillons entrée et sortie étaient tous deux significativement différents du contrôle, soit ils ne l'étaient tous les deux pas.

Les résultats ne permettent pas non plus de conclure sur la capacité d'abattement du filtre planté de roseaux.

Impact des conditions météorologiques

Les tests de mobilités effectués sur les daphnies exposées aux différents échantillons d'entrées ont pu être analysés sous l'angle météorologique.

Les résultats montrent que ces entrées ont un impact très variable sur la mobilité des individus, que ce soit entre les différentes conditions météorologiques (pluie, temps sec) mais aussi au sein d'une même condition (par exemple les temps de pluie du 23/01/2025 et 06/12/2024). Cette forte dispersion ne permet pas d'identifier de tendance claire ni de relation linéaire directe entre la condition météorologique et un effet relatif, rendant difficile toute conclusion définitive sur l'effet isolé du ruissellement ou des précipitations et ce d'autant plus qu'il est difficile avec le mode de prélèvement de s'assurer que les modes d'alimentation théoriques sont corrects (cf. partie 3.1).

Impact du type de filtre

Une comparaison des différences (Entrées -Sorties) de tous les lots d'échantillons selon le type de filtre a été effectuée. Le filtre 1 correspond au FP-S, tandis que le filtre 2 est celui intégrant le dispositif Rainclean. Un pairage aléatoire de la mobilité des daphnies analysé sur les échantillons soit en entrée soit en sortie a été réalisé afin de calculer la différence entre l'activité en entrée et en sortie de chaque filtre. Cette différence est qualifiée par un facteur de filtration. Ce facteur pourra être comparé entre les échantillons, afin de détecter d'éventuelles variations dans l'efficacité des filtres.

Les seuls échantillons ayant eu un impact significativement différent sur la mobilité des daphnies sont ceux du 08/01/2025 (filtre 1 ; temps sec), comparés à ceux du 23/01/2025 (Filtre 1 ; temps pluie) et du 06/12/2024 (Filtre 1 ; temps pluie). Il existe donc une potentielle différence de filtration du filtre 1 en temps de pluie, par rapport au temps sec. Ces différences ne sont cependant pas retrouvées pour tous les échantillons du filtre 1.

En revanche, il n'y a pas de différence significative de facteur de filtration entre échantillons du filtre 1 et 2, et donc, pas d'effet notoire du filtre Rainclean sur la mobilité des daphnies.

Ces conclusions restent partielles en raison des difficultés exprimées plus haut (partie 3.1) qui rendent difficiles d'attribuer un événement à un filtre.

Les résultats obtenus permettent de mettre en avant quelques conclusions quant à la toxicité relative des eaux pluviales en fonction des conditions météorologiques, et à l'efficacité comparative des deux filtres testés, notamment le filtre enrichi Rainclean.

Dans un premier temps, l'absence de mortalité chez les juvéniles et adultes exposés à l'ensemble des échantillons non dilués suggère que, malgré la présence potentielle de contaminants dans les eaux de ruissellement, leur concentration ne dépasse pas un seuil de toxicité aiguë pour la daphnie. Ce résultat est cohérent avec certains travaux antérieurs (Lutterbeck et al., 2018), qui indiquaient que certains effluents urbains peuvent contenir des micropolluants à concentrations faibles, induisant plutôt des effets sub-létaux que létaux.

Les résultats des tests comportementaux montrent que les individus exposés à certains échantillons présentent une réduction de leur activité locomotrice par rapport aux individus contrôles (résultats non montrés). Toutefois, ces altérations ont pu être en partie corrélées à une différence de pH entre les échantillons et le contrôle, comme démontré par la comparaison entre le contrôle pH et le contrôle standard (résultats non montrés). Ceci suggère que le paramètre pH agit comme un cofacteur perturbateur, sans qu'un lien clair puisse être établi avec une toxicité chimique directe.

Ce constat appuie l'idée qu'en contexte urbain, des facteurs physico-chimiques comme le pH ou la conductivité peuvent moduler la réponse des organismes bioindicateurs, et qu'une interprétation fine des effets écotoxicologiques nécessite de considérer ces paramètres (Briand et al., 2018).

De plus, il faut noter que les daphnies ont été exposées aux échantillons pendant un temps très court (exposition aiguë). Il ne peut donc pas être exclu qu'une toxicité puisse apparaître suite à une exposition chronique (21 jours) des daphnies à ces échantillons.

Influence des conditions météorologiques : forte variabilité

Les comparaisons des effets entre conditions de temps de pluie et temps sec révèlent une variabilité importante entre les groupes, y compris parfois au sein d'un même type de météorologie. Bien que certaines différences soient statistiquement significatives, cette hétérogénéité suggère que l'impact des précipitations sur la toxicité relative n'est pas systématique, ni linéaire (Roux, 2024).

Ces résultats sont en accord avec les études de Athanasiadis et al. (2010), qui montrent que les premiers épisodes pluvieux (« effet lessivage ») peuvent générer des pics de contaminants, mais que la réponse écologique dépend de nombreux facteurs contextuels : ancienneté de la pollution, durée de la pluie, type de substrat imperméabilisé, etc.

Efficacité des filtres plantés

Les comparaisons entre les eaux en entrée et en sortie du filtre Rainclean ne montrent pas de différence significative mesurée dans les tests de mobilité sur la daphnie. Ces résultats peuvent à première vue témoigner d'un manque de toxicité en amont du filtre.

En effet, plusieurs éléments soulèvent des limites dans l'interprétation de cette performance:

Effets significatifs non systématiques : Des différences statistiques ont été observées entre certaines paires de conditions (échantillons pluie/sec, entrée/sortie), mais celles-ci ne suivent pas un schéma cohérent ni reproductible. Cela suggère que l'efficacité du filtre pourrait être conditionnelle ou marginale, dépendant fortement du contexte (charge polluante, débit, fréquence de pluie).

Performance écotoxicologique limitée : Dans l'ensemble, les résultats des tests de mobilité ne montrent pas de bénéfice constant et statistiquement robuste en sortie du filtre Rainclean. Les différences observées semblent en partie dues à des facteurs environnementaux (pH, oxygène, température), sous-jacents aux prélèvements, et non exclusivement à une réelle épuration chimique.

Les analyses chimiques sur les échantillons évalués en écotoxicologie ont été réalisées en parallèle de celles-ci, et nécessitent d'être discutées avec les équipes partenaires. Les premières tentatives de corrélations entre les dosages des alkylphénols et les analyses écotoxicologiques ne semblent pour le moment pas concluantes. Cependant, les analyses chimiques menées sur le même dispositif en 2022, au sein du LEESU (tableau 4), ont permis d'identifier la présence de plusieurs micropolluants organiques, dont certains reconnus pour leur toxicité potentielle sur les écosystèmes aquatiques. Toutefois, la majorité des concentrations détectées sont de l'ordre du nanogramme par litre (ng/L), ce qui les situe bien en dessous des seuils d'effet létaux ou sub-létaux classiquement rapportés dans la littérature scientifique.

Parmi les composés détectés, le 4NPG (4-Nonylphénol glycidyl éther) apparaît comme l'un des plus préoccupants en raison de sa nature perturbatrice endocrinienne, et de son potentiel de bioaccumulation (Briand *et al.*, 2018). Cependant, même ce composé a été mesuré à des concentrations maximales de l'ordre de 400 à 1600 ng/L, ce qui reste largement inférieur aux valeurs de EC50 rapportées pour des organismes sensibles (souvent de l'ordre de plusieurs µg/L, soit milliers de ng/L) (Bettinetti et Provini, 2002).

Les résultats de cette étude mettent en lumière la complexité des effets écotoxicologiques associés aux eaux pluviales urbaines. Ces dernières transportent une multitude de polluants (hydrocarbures, métaux lourds, micropolluants organiques) aux effets potentiellement sub-létaux et chroniques sur les écosystèmes aquatiques, affectant poissons, invertébrés, et végétation. Ces impacts sont amplifiés par les conditions environnementales (pH, température, conductivité), qui modulent la réponse des bioindicateurs, tel que la daphnie.

Dans ce contexte, l'efficacité des filtres plantés, en particulier le dispositif enrichi Rainclean, ne démontre pas d'effet remarquable sur les paramètres analysés (mortalité, comportement) entre l'entrée et la sortie du filtre. Cependant, en absence de toxicité marquée en entrée de dispositif, il n'est pas vraiment possible de conclure sur son efficacité. Cela pourrait être expliqué par une efficacité dépendante aux conditions (charge polluante, météo, pH). Le Rainclean montre en effet un potentiel certain de rétention des micropolluants, mais doit faire ses preuves en termes de constance et de robustesse dans

le temps. L'évaluation combinée – chimique et biologique – est donc essentielle pour valider et améliorer ces dispositifs.

3.2.8. Bilan au regard des normes de qualité environnementale et autres valeurs associées au bon état des masses d'eaux proposés par la Directive cadre sur l'eau (DCE)

Les concentrations en sortie de filtre ont été comparées aux NQE et autres valeurs associées à la qualité chimique des milieux proposées par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) pour juger du bon état d'une masse d'eau (Erreur ! Source du renvoi introuvable.).

Pour les paramètres majeurs, la valeur seuil est respectée dans 100% des cas sauf pour le COD (89%). Pour le phosphore, il est impossible de préciser si on a ou non un dépassement des seuils, la limite de quantification associée aux analyses réalisées par SGS est supérieure à la valeur seuil.

Pour les ETM, la NQE concerne uniquement la fraction dissoute, 100 % des échantillons respectent le seuil pour le Cr et le Pb, 88% pour Ni, 18% pour Zn et 0% pour Cu. Pour Cd la limite de quantification est supérieure à la valeur seuil.

Pour les micropolluants organiques, c'est la fraction totale qui est considérée par la DCE. Pour les HAP, le naphtalène et l'anthracène respectent dans 100% des cas la valeur seuil. Ce taux est de 78% pour le fluoranthène. Dans le cas du benzo-a-pyrène, au moins 17% des cas sont supérieurs à la valeur seuil. Pour le reste des échantillons les concentrations sont inférieures à la LQ qui est supérieur à la valeur seuil.

Le BisphénolA respecte dans 100% des cas la valeur seuil, ce taux est de 92% des cas pour le BBP et le DBP (phtalate), 50% des cas pour l' OP, 17% des cas pour le DEHP (phtalate) et dans aucun cas pour le NP.

Si on s'intéresse cette fois à la charge bactériologique, le filtre permet d'atteindre le seuil de qualité suffisante de la directive baignade dans 81 % des cas pour E. Coli (seuil à 900 UFC/100 ml) et les Entérocoques intestinaux (330 UFC/100 ml).

*Tableau 25: Normes de qualité environnementale ou valeurs seuils (proposées par la DCE) associées à différents paramètres suivis dans ce travail et fréquence (en %) de respect de ces seuils dans les échantillons analysés. Ce tableau fait référence au tableau récapitulatif Ineris des VGE (Valeurs Guides Environnementales) et NQE (Normes de Qualité Environnementale) mis à jour le 03/02/2025 et aux valeurs présentées dans la **Circulaire DCE no 2005-12 du 28 juillet 2005 relative à la définition du « bon état » et à la constitution des référentiels pour les eaux douces de surface (cours d'eau, plans d'eau), en application de la directive européenne***

Paramètre	unité	NQE ou valeur seuil	% d'échantillon en sortie de filtre respectant NQE ou valeur seuil
-----------	-------	---------------------	--

MES	mg/L	50	100%
COD	mg/L	7	89%
P	mg/L	0,2	seuil <LQ
NO3	mg/L	50	100%
NH4	mg/L	0,5	100%
Cd	µg/L	0,09	seuil<LQ
Cr	µg/L	3,4	100%
Cu	µg/L	1	0%
Ni	µg/L	4	88%
Pb	µg/L	1,2	100%
Zn	µg/L	7,8	18%
Anthracène	µg/L	0,1	100%
Benzo-a-pyrène	µg/L	0,00017	<83.3 % (16,7%>LQ=0,005)
Fluoranthène	µg/L	0,0063	78%
Naphtalène	µg/L	2	100%
BPA	ng/L	1600	100%
40P	ng/L	100	50%
NP	ng/L	300	0%
DBP	ng/L	10000	92%
BBP	ng/L	7500	92%
DEHP	ng/L	1300	17%

3.3 Substrats et sédiments (concentrations/stocks)

Cette partie présente les résultats issus des quatre campagnes de prélèvement ayant eu lieu sur le filtre vertical planté de roseaux (FVPR) en quatre ans de suivi : état initial (T0,

septembre 2020), un an après (T1, septembre-octobre 2021), deux ans après (T2, septembre-octobre 2022) et quatre ans (septembre-octobre 2024). L'objectif était de caractériser les substrats et sédiments des deux FPR et d'évaluer leur évolution dans le temps et l'espace en termes de propriétés physico-chimiques des substrats, des dépôts de sédiments et des végétaux. Cette partie s'appuie pour les tâches T0, T1 et T2 le travail de thèse de Julia Roux (2023) et une partie de la T4 sur le travail de stage d'Henri Verscheure (2025).

3.3.1. Caractérisation et évolution des propriétés physico-chimiques des substrats et sédiments

3.3.1.1. Propriétés physico-chimiques initiales des substrats

Le Tableau 26 résume les principaux résultats des quatre campagnes. Les filtres utilisent deux types de substrats, le sable et le Rainclean® (uniquement pour le filtre FR).

Le sable (filtre FS et FR) était initialement caractérisé par une granulométrie grossière (en moyenne, plus de 97 % de sable, de 2 % de limon et de 0,5 % d'argile), un pH basique, de 8,6 en surface et en profondeur pour le filtre FS et de 8,6 et de 9,0 en surface et profondeur (sous le Rainclean®) pour le filtre FR. Ce substrat présentait également des teneurs faibles en carbonates, carbone organique et en azote (< 5 g CaCO_3/kg , entre 0,8 et 1,3 g Corga/kg et $< 0,1$ g N Total/kg au T0). Enfin, la capacité d'échange cationique (CEC) du sable était autour de 1,1 me/100g dans le sable de surface dans les deux FPR et de 1,3 dans le sable profond du filtre FR. La masse volumique du sable était de 1664 Kg/m³. Les résultats ne montraient ainsi aucune différence de propriété physico-chimique selon la localisation (amont-centre-aval) dans les FPR au T0. Les caractéristiques de ce sable étaient cohérentes avec celles présentées dans la fiche technique produit (sable 0/4 filtrant correspondant à une alluvion siliceuse, semi-concassé et lavé).

Le Rainclean® (RC, uniquement dans le filtre FR) avait une granulométrie grossière mais avec une proportion de limon supérieure à celle du sable (90 % de sable, 9 % de limon et 1 % d'argile en moyenne) que le sable). Le pH du RC était plus basique que celui du sable, avec en moyenne un pH de 9,1 et était plus riche en carbonates (47,7 g CaCO_3/kg en moyenne), en carbone organique (21,3 g Corga/kg en moyenne) et en azote (0,20 g N/kg en moyenne). Enfin, avec des valeurs de CEC de 27,5 me/100 g en moyenne, ce substrat possède de nombreux sites de sorption par rapport au sable (26 fois plus de sites en moyenne). Sa masse volumique (460 Kg/m³) était très faible par rapport au sable. Ces caractéristiques sont cohérentes avec celles fournies par le producteur (Funke Gruppe, 2020). De plus, contrairement au sable, de légères différences entre les trois zones étaient observées dans le RC pour les teneurs en carbone organique et CEC.

Les valeurs légèrement plus élevées de pH et de CEC constatées dans le sable profond du filtre FR peuvent s'expliquer par la présence du RC juste au-dessus : son lessivage et élution par les eaux pourraient impacter la couche profonde. Des hétérogénéités spatiales peuvent également s'expliquer par le tassement du Rainclean® lors de son transport et de sa mise en œuvre.

Tableau 26 : Evolution des principales propriétés physico-chimiques des différents substrats étudiés selon le filtre, la localisation et le temps. Sdt : sédiment (jaune) ; Ss : sable de surface (blanc) ; Rc : Rainclean (gris) ; Sp : sable profond (blanc). CEC : Capacité d'Echange Cationique. nd : non disponible. Les valeurs « < x » sont celles en dessous de leur limite de quantification (x).

Filtre		pH				Carbone (C) organique (g/kg)				Azote (N) total (g/kg)				CEC (me/kg)				Masse volumique (kg/m3)			
		T0	T1	T2	T4	T0	T1	T2	T4	T0	T1	T2	T4	T0	T1	T2	T4	T0	T1	T2	T4
Fs	Sdt-Amont	np	7,7	7,9	7		141	142	140		5,21	5,56	5,4		175	230			607	607	467
	Sdt-Centre	np	np	np	6,4				148				6,1								
	Ss-Amont	8,4	9,0	8,1	1,3	0,8	5,0	27,0	7,8	<0,1	<0,1	1,08	0,49	11	15	27		1604	1563	1543	15523
	Ss-Centre	8,6	9,2	8,4	1,2	1,2	5,0	7,0	14,1	<0,1	<0,1	0,27	0,53	10	11	17	nd	1604	1563	1543	1600
	Ss-Aval	8,7	8,9	7,9	1,4	1,1	2,9	4,8	11,4	<0,1	<0,1	0,19	0,53	11	12	18	nd	1604	1563	1543	1555
	Sp-Amont	8,4	8,9	7,9	0,4	0,8	1,9	1,6	2,6	<0,1	<0,1	0,13	0,16	11	9,7	13	nd	1604	1438	1579	1581
	Sp-Centre	8,6	9,0	7,8	0,5	1,2	1,9	1,4	4,1	<0,1	<0,1	0,12	0,21	10	9,6	14	nd	1604	1438	1579	
	So-Aval	8,7	8,6	7,8	0,6	1,1	<1,6 7	1,2	1,6	<0,1	<0,1	0,12	0,12	11	11	15	nd	1604	1438	1579	1565

Fr	Sdt-Amont		7,3	7,9	7,1		161	152	167		4,99	5,46	5,2		193	198	nd		628	628	576
	Sdt-Centre	np	np	np	7,1	np	np	np	173	np	np	np	5,3	np	np	np	nd	np	np	np	np
	Ss-Amont	8,6	8,6	8,2	7,5	1,3	8,0	12,0	16,1	<0,1	<0,1	0,53	0,25	11	26	22	nd	1563	1473	1475	1447
	Ss-Centre	8,5	9,2	8,4	7,6	1,1	3,8	9,0	11	<0,1	<0,1	0,35	0,17	9,6	15	15	nd	1563	1473	1475	1508
	Ss-Aval	8,5	9,3	8,5	8,3	1,1	2,9	5,8	11	<0,1	<0,1	0,26	0,91	11	14	22	nd	1563	1473	1475	1563
	RC-Amont	9,1	9,1	8,5	7,8	19,5	19,7	22,8	22,3	0,19	<0,1	0,37	0,1	246	262	374	nd	460	550	576	668
	RC-Centre	9,1	9,1	8,7	8,1	20,1	18,9	19,7	23,7	0,22	<0,1	0,39	17,5	298	284	334	nd	460	550	576	575
	RC-Aval	9,2	9,0	8,8	8,2	24,4	23,4	21,8	46,7	0,2	<0,1	0,37	0,6	280	292	338	nd	460	550	576	624
	Sop-Amont	9,0	9,4	8,8	8,4	0,8	2,8	1,9	<5	<0,1	<0,1	< 0,1	<0,0 05	13	20	19	nd	1604	1438	1579	1482
	Sp-Centre	9,0	9,3	8,9	8,8	0,8	1,9	1,8	<5	<0,1	<0,1	0,11	<0,0 5	13	15	19	nd	1604	1438	1579	1590
	Sp-Aval	9,0	9,3	8,9	na	0,8	1,9	1,8	na	<0,1	<0,1	0,11	na	13	15	19	nd	1604	1438	1579	1660

3.3.1.2. Evolution temporelle des propriétés physico-chimiques des substrats et sédiments

Le sédiment initialement absent à T0 a été apporté progressivement par les eaux de ruissellement dont les matières solides ont été retenues à la surface du sable (décantation, filtration). Sa caractérisation a donc débuté un an après sa mise en eau (T1), et uniquement où il était présent, c'est-à-dire dans la partie amont des deux filtres sollicités par les arrivées d'eau de ruissellement. La granulométrie du sédiment était bien plus fine que celle des substrats, avec une dominance de la fraction limoneuse (29 % de sable, 64 % de limons et 6,6 % d'argile en moyenne) et 90 % des particules avaient un diamètre inférieur à 200 µm. Le pH était proche de la neutralité (pH moyen de 7,5). Ce dépôt était caractérisé par des teneurs élevées en carbonates (187 et 259 g CaCO₃/kg dans le filtre FS et FR respectivement), carbone organique (141 et 161 g Corga/kg dans le filtre FS et FR) et azote (5,21 et 4,99 g N/kg dans le filtre FS et FR). La CEC du sédiment était plus faible que celle du RC mais restait élevée, avec des valeurs entre 17,5 et 19,3 me/100g dans le filtre FS et FR respectivement et la masse volumique (585 Kg/M³) était proche de celle du RC.

Les trois matériaux étudiés sont ainsi dès le début de l'étude caractérisés par des propriétés physico-chimiques très différentes, en raison de leur nature différente. Le sable est minéral et basique tandis que le Rainclean® et sédiment sont plus riches en carbone organique (surtout le sédiment) et sites de sorption mais le premier est plus grossier et basique tandis que le second est plus fin et neutre.

Avec le temps et les sollicitations par les eaux de ruissellement, les propriétés physico-chimiques des substrats et sédiments ont évolué. Les propriétés physico-chimiques des sédiments ont quant à elles peu évolué dans le temps.

Pour le sable, mis à part le pH, les valeurs des paramètres mesurés (teneur en carbone organique, en azote total, CEC, pourcentage de limon et teneurs en carbonates) ont eu tendance à augmenter avec le temps et d'autant plus en se rapprochant de la zone amont (Tableau 30). En ce qui concerne le carbone organique, en amont des deux filtres, le facteur de concentration ou d'enrichissement (concentration T4/concentration T0) était de 11 tandis qu'en aval, il n'était que de 3. Cette évolution s'explique par la filtration des eaux au travers du sable de surface ; les matières en suspension (MES) fines non retenues en surfaces migrent et sont retenues dans les pores du sable de surface, impactant alors ses propriétés physico-chimiques. Ce processus de filtration a lieu en premier lieu en amont mais concerne également les autres zones du filtre ; il procure une couleur sombre au sable. A T4, on note des épaisseurs de sable sombre dans les zones centrales et aval sur une profondeur pluricentimétrique. Cette évolution pourrait traduire en lien avec le dépôt de sédiments dans la zone amont une différenciation des particules les plus fines qui migrent vers l'aval des filtres.

Concernant le Rainclean®, son pH a eu tendance à diminuer au cours du temps. Une diminution des pourcentages en sable liée à une augmentation de limon était également observée pour le RC de l'ensemble du filtre.

Enfin le sable profond est le substrat ayant le moins évolué dans le temps et l'espace. Mis à part le pH, les paramètres ont globalement stagné avec une tendance à l'augmentation entre T0 et T4. Ainsi, en profondeur, le sable évolue bien moins selon le temps et l'espace par rapport au sable de surface.

Pour conclure sur l'évolution physico-chimique de ces 3 substrats et du sédiment, le sable de surface est celui ayant le plus évolué dans le temps et était le plus différencié en fonction de sa localisation dans les deux filtres. Le sable profond a très peu évolué dans le temps et l'espace. Le sédiment et le Rainclean ont peu évolué avec le temps. La majorité des processus de rétention ont donc lieu en surface des deux FPR, impactant alors faiblement la couche de sable profond.

3.3.1.3. Dynamiques spatiale et temporelle d'accumulation de sédiment

Lors des 4 campagnes, en plus des échantillons composites, des échantillons ponctuels ont été réalisés au niveau du sédiment afin d'évaluer leurs épaisseurs et leurs teneurs en ETM. La Figure 30 montre les épaisseurs moyennes mesurées sur site, le long de l'axe des deux filtres en fonction de l'éloignement de la zone d'arrivée d'eau. La Figure 29 représente les résultats de l'interpolation spatiale des épaisseurs du sédiment dans la zone amont des deux FPR, à partir des données mesurées.

Pour rappel, la cartographie fine du sédiment réalisée au T2 a été réalisée en avril 2023 au lieu de septembre-octobre 2022, soit environ un an et demi après la campagne T1.

Dans un premier temps, les sédiments ne se sont déposés que dans la zone amont des deux FPR. Une accumulation significative de sédiments a été mesurée entre T1 et T2 (Kruskal-Wallis KW p-value < 0,0001). Au T1, les épaisseurs variaient entre 0,2 et 12 cm pour le filtre FS et entre 0,6 et 8 cm pour le filtre FR ; au T2, ces épaisseurs variaient entre 0,8 et 9,9 cm et entre 1,1 et 9,7 cm pour les filtres FS et FR.

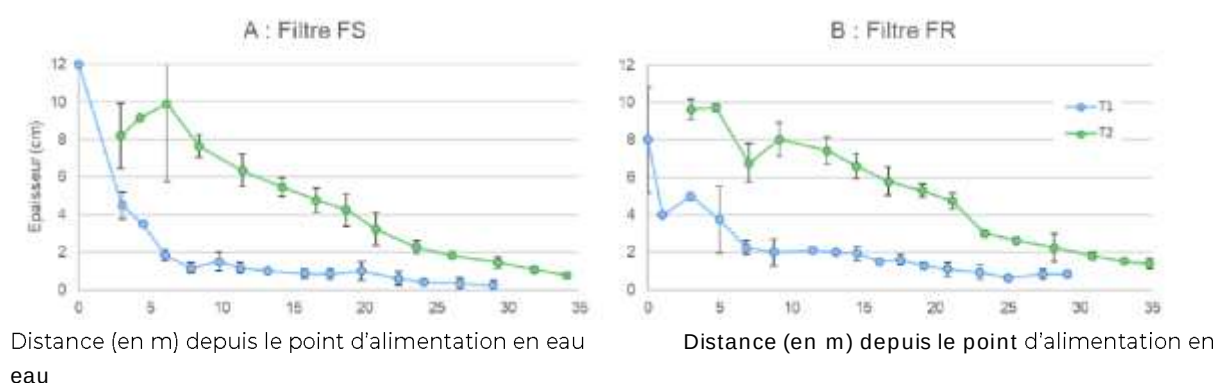


Figure 30: Mesures d'épaisseurs (cm) réalisées lors de la cartographie fine du sédiment dans FS (A) et FR (B) selon la distance à la zone d'arrivée d'eau. L'épaisseur au T1 est représentée en bleu et celle au T2 en vert.

Ces mesures n'ont pas été réalisées lors de la campagne T4 mais les épaisseurs mesurées dans chaque zone du filtre FS lors du prélèvement des cylindres destinés à la détermination de la masse volumique témoignent de l'épaisseur de dépôt présente dans la zone amont. Elles varient de 30 cm dans la partie amont de cette zone à 11 cm dans sa partie aval. Ces épaisseurs reflètent la dynamique de dépôt entre T0 et T4.

La zone d'arrivée d'eau correspond sans surprise à la zone de sédimentation préférentielle à la surface des FPR. La diminution de l'épaisseur avec l'éloignement de l'arrivée de l'eau est également marquée mais avec une distribution pas totalement homogène avec des zones plus ou moins épaisses traduisant probablement un écoulement hétérogène de l'eau en surface.

Au T1, un chemin préférentiel s'observait le long de la partie gauche des deux FPR, avec des épaisseurs plus élevées à ce niveau (Figure 31A). Il était cependant moins net au T2. En comparant les deux FPR, le filtre FS avait tendance à présenter des zones d'accumulation fortes.

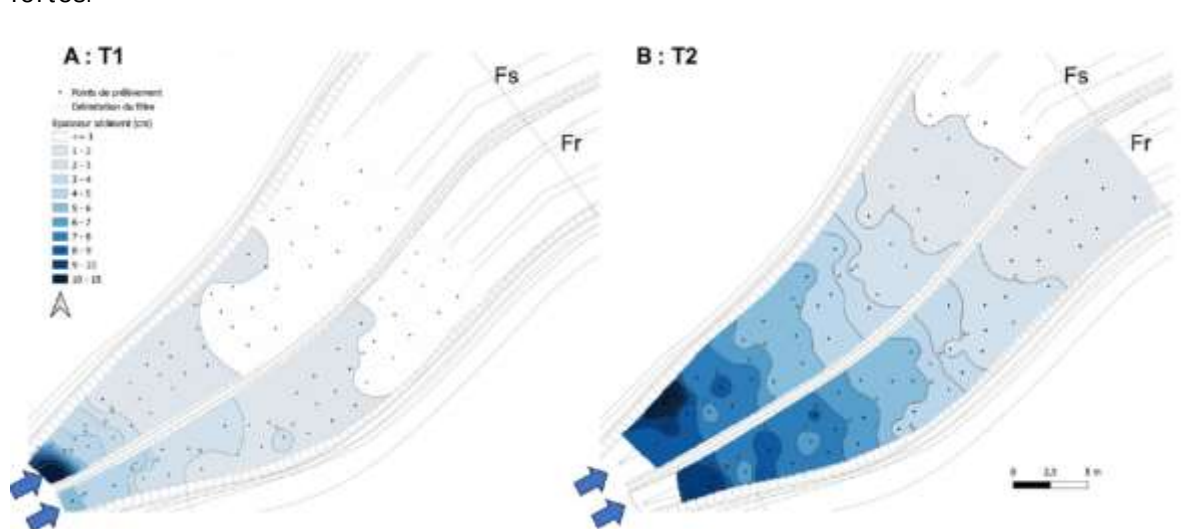


Figure 31: Interpolation IDW de l'épaisseur (cm) du sédiment dans la zone amont des deux filtres, au temps T1 (A) et T2 (B). Interpolation réalisée avec un coefficient de distance de 3 (QGIS 3.26.3), les classes d'épaisseur sont discontinues. Les flèches bleues représentent la zone d'entrée d'eau. (Roux, 2023)

Grâce à l'interpolation réalisée, il est possible d'estimer le volume total de sédiment accumulé dans chaque filtre ainsi que les incertitudes associées (Tableau 27). Ce sont ainsi près de 9,2 m³ de sédiments qui se sont accumulés à la surface du filtre FS et 8,5 m³ pour le filtre FR. La vitesse d'accumulation à la surface de chaque filtre est de 4,1 et 4,0 m³/an, respectivement pour FS et FR. Cela représente 2,4 et 2,3 tonnes/an qui se sont accumulées essentiellement dans les zones amont de chaque filtre. Il n'y a donc pas de différence

significative entre les 2 filtres. Ce qui veut dire que l'on ne voit pas d'influence positive de la présence du Rainclean ® dans le filtre R.

Le prototype est donc responsable d'une pollution évitée en MES au milieu évalué à 4,8 tonnes/an.

Avec environ 4 m³ de sédiment accumulé par an principalement dans les premiers mètres de chacun des filtres, la gestion doit être adaptée, l'hydrocurage réalisé à l'été 2024 (7 tonnes de sédiments mouillés pour l'ensemble des 2 filtres) devrait ainsi être anticipé par la suite pour éviter d'éventuels dysfonctionnements (réduction de la zone de flaquage, obstruction de la zone d'alimentation). Cette opération de curage a cependant empêché de pouvoir calculer l'accumulation totale de sédiments à T4.

Tableau 27: Volume total de sédiment mesuré (m³ ou cm) et accumulé (m³/an) dans la partie amont des filtres FS et FR, lors des campagnes T1 et T2. Les valeurs entre parenthèses sont les incertitudes calculées. Le passage du volume à la masse a été fait sur la base d'une masse volumique moyenne du sédiment de 586 kg/m³.

Stockage	Filtre	Volume (m ³)	Masse (T)
T1	FS	2,35 (1,2)	1,38
	FR	2,43 (0,8)	1,42
T2	FS	9,16 (1,5)	5,37
	FR	8,47 (1,0)	4,96
Accumulation	Filtre	m ³ /an	T/an
Début d'alim / à T1	FS	3,68	2,16
	FR	4,08	2,39
T1 à T2	FS	4,56	2,67
	FR	3,93	2,30

3.3.1.4. Distribution granulométrique du sédiment à T4 (Verscheure, 2025)

La distribution granulométrique des sédiments permet de compléter l'approche basée sur la seule épaisseur de dépôt. La distribution granulométrique du sédiment au sein des filtres FS et FR montre un changement dans la distribution de la taille des particules sur la longueur du filtre (Figure 32 pour le FS). Le pourcentage volumique de particules de taille inférieure à 10µm demeure constant autour de 5-15% sur la longueur du filtre. En revanche, les particules de taille inférieure à 100µm montrent une différenciation, avec un pourcentage volumique de l'ordre de 65 % entre 15 et 30 mètres du point d'alimentation pour le filtre FS alors que pour le filtre FR un pourcentage volumique encore plus élevé, 75 %, est observé entre 40 et 65 mètres. Cette distribution granulométrique du sédiment semble également traduire des mécanismes de transport et sédimentation des matières particulaires différents au sein des filtres.

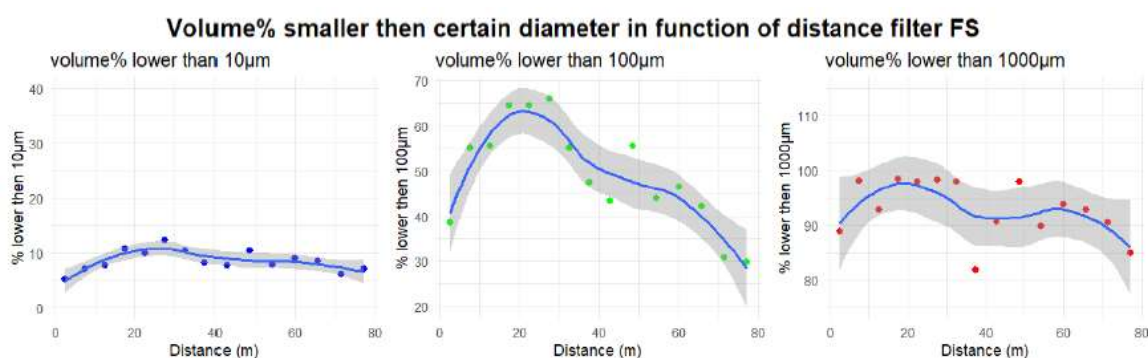


Figure 32: Distribution spatiale (le long de l'axe des filtres) du pourcentage volumique des différentes classes granulométriques au sein du filtre FS (Verscheure, 2025).

3.3.1.5. Dynamique des teneurs en micropolluants métalliques et organiques dans les substrats et sédiments

Teneurs en éléments traces métalliques (ETM)

Evolution des teneurs en ETM dans les différents substrats et sédiments

Le Rainclean® était le substrat contenant initialement le plus d'ETM par rapport au sable (de surface et profond). Il était ainsi 3 à 4 fois plus riche en Cd, 2 à 4 fois plus riche en Cr, 14 à 15 fois plus riche en Cu, 3 à 7 fois plus riche en Ni, 2 fois plus riche en Pb et 5 à 8 fois plus riche en Zn que le sable (Tableau 28: Teneurs (mg/kg) en ETM dans les différents échantillons selon les trois campagnes T0, T1, T2 et T4.). Le sable contenait peu d'ETM initialement. Puis, avec le temps, les teneurs dans les deux FPR ont eu tendance à augmenter, mais différemment selon le matériau considéré.

Dans le sédiment (les deux FPR confondus), initialement absents du filtre, les teneurs sont globalement homogènes au cours du temps pour tous les ETM (Tableau 28).

Dans le sable de surface (les deux filtres confondus), les teneurs pour tous les ETM ont eu tendance à augmenter avec le temps, dès T1 jusqu'à T4 (Tableau 28). Les ratios d'enrichissement (concentration T4/concentration T1) mettent en évidence que ce substrat a été enrichi en ETM après 4 ans d'alimentation, principalement en Zn et Cu .

Les teneurs en ETM du Rainclean® (Filtre FR) ont eu tendance à stagner entre T0 et T1 pour finalement augmenter entre T1 et T4. Un enrichissement en ETM était ainsi observé avec le temps dans ce matériau.

Tableau 28: Teneurs (mg/kg) en ETM dans les différents échantillons selon les trois campagnes T0, T1, T2 et T4.

Sdt : sédiment ; Ss : sable de surface ; Sp : sable profond, RC : Rainclean. Am : zone amont ; C : zone centrale, Av : zone aval.

Filtre	Echantillon	Cd (mg/kg)				Cr (mg/kg)				Cu (mg/kg)				Ni (mg/kg)				Pb (mg/kg)				Zn (mg/kg)			
		T0	T1	T2	T4	T0	T1	T2	T4	T0	T1	T2	T4	T0	T1	T2	T4	T0	T1	T2	T4	T0	T1	T2	T4
Fs	Fs_Am_Sdt		1,5	1,6	1,4		89,9	83,1	87,3		656,2	573,5	565,6		37,8	35,1	35,5		215,3	222,2	218,4		1418,4	1299,8	1453,3
	Fs_C_Sdt		1,5	1,6	1,3		89,9	83,1	94,9		656,2	573,5	644,1		37,8	35,1	37,6		215,3	222,2	201,7		1418,4	1299,8	1521,5
	Fs_Am_Ss	0,0	0,1	0,2	0,1	7,7	13,5	15,8	17,1	3,3	30,5	50,8	41,3	9,6	13,7	12,4	15,0	5,0	19,1	21,7	17,1	12,9	84,6	133,8	123,3
	Fs_C_Ss	0,0	0,1	0,1	0,1	8,3	10,3	13,0	13,5	3,2	12,4	20,5	31,1	9,5	11,9	13,8	12,6	5,5	6,7	9,2	12,1	12,7	41,5	64,9	89,8
	Fs_Av_Ss	0,0	0,1	0,1	0,1	9,4	11,8	12,0	18,7	2,9	11,0	14,7	38,1	10,5	12,8	14,7	17,9	5,1	9,6	6,9	21,5	12,9	36,4	46,2	107,1
	Fs_Am_Sp	0,0	0,0	0,1	0,1	7,7	10,6	10,0	12,1	3,3	5,1	6,5	9,3	9,6	11,6	12,0	12,8	5,0	6,2	4,0	5,0	12,9	18,1	24,0	36,8
	Fs_C_Sp	0,0	0,0	0,1	0,1	8,3	10,5	11,4	13,7	3,2	4,8	6,7	11,3	9,5	12,3	17,2	17,0	5,5	6,1	5,4	5,7	12,7	16,5	21,2	37,6
	Fs_Av_Sp	0,0	0,0	0,0	0,1	9,4	10,2	11,0	13,4	2,9	4,6	5,6	10,5	10,5	12,9	13,4	14,1	5,1	5,9	5,1	6,2	12,9	16,7	19,4	31,8
Fr	Fr_Am_Sdt		1,5	1,8	1,6		90,9	87,5	91,7		574,4	558,6	625,8		36,6	35,2	37,5		204,2	235,6	231,7		1337,0	1271,5	1640,1
	Fr_C_Sdt		1,5	1,8	1,4		90,9	87,5	95,7		574,4	558,6	649,6		36,6	35,2	41,9		204,2	235,6	208,1		1337,0	1271,5	1630,1
	Fr_Am_Ss	0,0	0,1	0,1	0,2	6,0	12,5	14,3	17,1	2,4	21,0	31,9	43,9	7,3	14,6	13,8	15,8	4,2	10,6	16,3	16,3	10,9	65,5	96,7	129,6
	Fr_C_Ss	0,0	0,1	0,1	0,1	14,5	12,3	11,8	17,1	3,4	11,8	21,9	46,3	14,8	14,7	12,1	14,4	5,8	8,1	12,3	18,1	16,4	39,1	65,8	131,9
	Fr_Av_Ss	0,0	0,0	0,1	0,1	8,7	8,7	9,2	15,9	3,1	5,8	12,2	38,9	10,1	9,9	8,6	14,1	4,7	4,9	6,5	15,2	12,4	20,2	37,7	110,9
	Fr_Am_Rc	0,1	0,1	0,2	0,2	26,4	23,7	28,9	30,3	34,2	41,5	60,8	67,1	48,2	32,2	36,2	37,6	9,0	10,2	11,6	12,7	81,9	79,1	118,4	151,6
	Fr_C_Rc	0,1	0,1	0,2	0,3	28,8	37,8	36,5	52,2	41,6	43,6	74,0	131,6	37,2	39,6	47,5	54,4	9,9	11,8	12,4	17,5	86,8	91,2	112,6	199,1
	Fr_Av_Rc	0,1	0,1	0,2	0,1	24,0	36,0	48,2	28,9	47,5	85,1	114,5	48,4	29,8	39,8	57,1	33,7	9,1	12,5	18,9	8,3	77,9	94,1	141,5	100,5
	Fr_Am_Sp	0,0	0,0	0,0	0,1	9,0	11,5	10,3	12,4	3,5	6,1	5,4	11,1	12,2	19,9	13,1	16,4	5,5	6,1	5,1	6,0	14,2	20,0	18,7	40,6
	Fr_C_Sp	0,0	0,1	0,1	0,1	9,0	11,0	13,4	16,2	3,5	5,9	6,4	11,0	12,2	13,9	14,7	20,0	5,5	10,8	6,3	6,4	14,2	20,9	18,5	30,7
	Fr_Av_Sp	0,0	0,1	0,0	0,0	9,0	11,0	10,2	12,4	3,5	5,9	4,7	7,8	12,2	13,9	12,4	15,0	5,5	10,8	5,6	5,0	14,2	20,9	15,5	26,0

Ces tendances sont illustrées dans la Figure 33 par les concentrations en zinc mesurées dans les matériaux et les différents filtres au cours du temps.

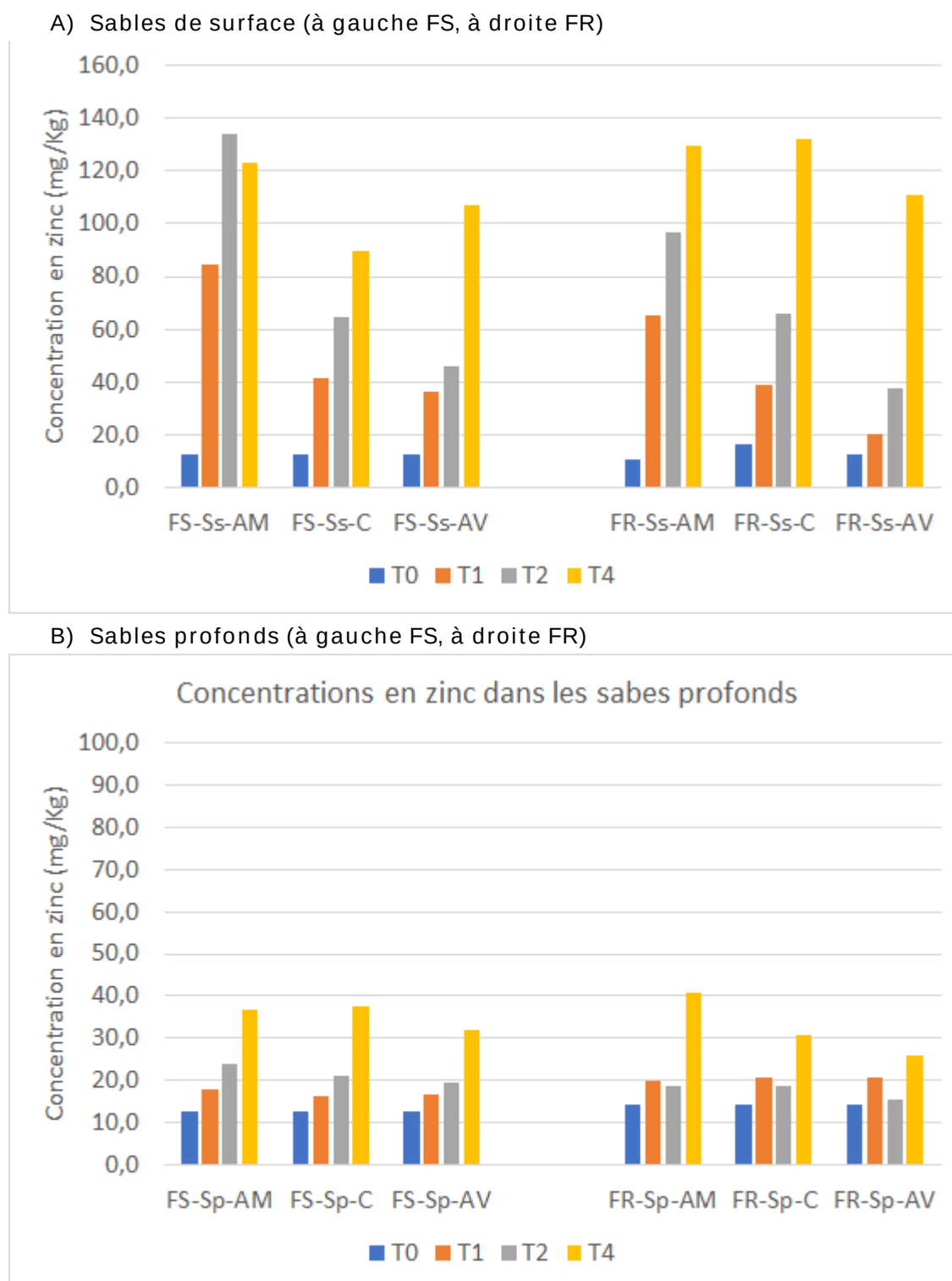


Figure 33: Evolution des teneurs en Zn (mg/kg) dans le sable de surface (A)° et profond (B) selon les quatre campagnes de prélèvement et les zones. A gauche : FS ; A droite : FR .

Sdt : sédiment ; Ss : sable de surface ; Sp : sable profond, RC : Rainclean. Am : zone amont ; C : zone centrale, Av : zone aval.

Enfin, les concentrations en ETM dans le sable profond (les deux filtres confondus), évoluent peu au cours du temps, les teneurs sont restées faibles avec toutefois une légère augmentation au niveau du T4 (Tableau 28).

Ces résultats révèlent que la majorité des ETM sont retenus dans la couche de surface (sédiment et sable) mais que les faibles augmentations des teneurs observées en profondeur témoigneraient du transfert d'une fraction non retenue par ces couches.

Le Tableau 29 illustre les facteurs d'enrichissement calculés entre T0 et T4 pour chaque filtre et chaque matériau le composant.

Il existe un enrichissement des concentrations dans un ordre décroissant des facteurs pour les différents ETM dans le sable de surface (Cu > Zn >> Pb, Cd > Ni, Cr) et profonds (Cu > Zn > Cd, Ni, Cr, Pb). Pour le sable profond, le facteur d'enrichissement est du même ordre de grandeur pour FR et FS. Les facteurs d'enrichissement pour le Rainclean ® sont relativement faibles, d'un facteur 2 pour Cd, Cu et Zn.

Les facteurs d'enrichissement des sables (surface et profond) sont légèrement supérieurs pour FS que pour FR.

Tableau 29 : Facteurs de concentration des ETM entre T0 et T4 pour les substrats des filtres FS et FR

Matériaux	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
FS-Ss	3,3	1,9	11,8	1,5	3,3	8,3
FS-Sp	1,8	1,5	3,3	1,5	1,1	2,8
FR-Ss	3,8	2,0	14,7	1,5	3,4	9,6
FR-RC	2,0	1,4	2,0	1,1	1,4	1,8
FR-Sp	1,2	1,5	2,8	1,4	1,1	2,3

Ces résultats indiquent donc une accumulation des ETM avec le temps dans les différents substrats des deux filtres, particulièrement dans le sable de surface. Le dépôt de sédiments sur les FPR a ainsi induit une forte augmentation de leurs accumulations en ETM.

Le Zn dans les dépôts de filtres plantés est systématiquement le métal le plus concentré, suivi par Pb et Cu, puis par Cr et Ni et enfin Cd (Gill et al., 2014 ; Schmitt et al., 2015 ; Gill et al., 2017 ; Walaszek et al., 2018 ; Lenormand et al., 2022). Les teneurs en ETM caractérisées ici, sont du même ordre de grandeur que celles rapportées dans la littérature, excepté pour le Cu dont les teneurs étaient plus élevées dans cette étude (Tableau 30). Le Cd et Ni étaient légèrement plus concentrés que dans la littérature et le Pb se trouvait dans la tranche haute de la gamme reportée par la littérature.

Tableau 30: Comparaison des concentrations mesurées dans les filtres FS et FR (moyennes T4) et rencontrées dans la bibliographie (Gill et al., 2014 ; Schmitt et al., 2015 ; Gill et al., 2017 ; Walaszek et al., 2018 ; Lenormand et al., 2022).

	Concentrations en mg/Kg					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Littérature	0,9-1,1	17-100	13,7-124	0,1-3,3	10,1-260	269-2270
Moyenne FS	1,4	91,1	604,9	36,6	210,1	1487,4
Moyenne FR	1,4	93,7	638,7	39,7	220,4	1635,1

Au final, les teneurs en ETM étaient les plus élevées au T4 dans le sédiment (exemple du Zn : 1 640 à 1 543 à mg/Kg) puis dans le Rainclean® (Zn : 100 à 199 mg/Kg), puis dans le sable de surface (Zn : 90 à 132 mg/Kg) et enfin dans le sable profond (Zn : 31 à 41 mg/Kg).

Ces observations peuvent s'expliquer par la nature essentiellement particulaire des ETM dans les eaux de ruissellement. Les MES chargées en ETM sédimentent puis sont filtrées par le sable dans le filtre, permettant l'accumulation de sédiments riches en ETM en surface et au sein du sable de surface (entre les grains). Ce processus explique pourquoi les concentrations restent homogènes dans le sédiment et augmentent progressivement dans le sable de surface. Logiquement les ETM dissous faiblement adsorbés par le substrat devraient se retrouver dans le FR adsorbés dans le Rainclean®. Le fait qu'on ait des augmentations de concentration dans le sable profond ne va pas cependant dans ce sens pour le FR notamment.

La distribution horizontale des ETM dans le sédiment en amont des deux filtres était similaire pour le Zn, Pb et Cu, les zones à teneurs élevées et faibles étaient équivalentes dans l'ensemble. Les coefficients de corrélation de Spearman entre les trois ETM étaient significatifs et compris entre 0,89 et 0,97 au T1 (p-values < 10⁻⁵), et entre 0,84 et 0,96 au T2 (p-values < 10⁻⁵). La corrélation la plus élevée était celle entre le Zn et le Cu. Cela indique une distribution homogène des trois ETM dans la couche de sédiment.

En revanche, ces teneurs n'étaient pas corrélées à l'épaisseur de sédiment. En effet, là où une diminution significative et nette avec l'éloignement de la zone d'alimentation en eau était révélée pour l'épaisseur (Figure 31), les teneurs en ETM ne diminuaient pas de façon aussi linéaire (Figure 34). Les coefficients de corrélation de Spearman entre l'épaisseur et les trois ETM dans chaque filtre étaient alors compris entre -0,05 et 0,21 au T1 et entre 0,01 et 0,35 au T2. Comme indiqué plus haut, le processus de sédimentation et filtration des MES explique le fait que les teneurs en ETM ne sont pas liées aux épaisseurs de la couche de sédiment mais à la seule présence de dépôts issus de MES riches en ETM véhiculées par l'eau.

Cartographie des ETM dans les sédiments des deux filtres (Roux, 2023 et Verschure, 2025)

Lors des campagnes, en plus des échantillons composites, des prélèvements ponctuels répartis à la surface de la zone amont des 2 filtres ont été réalisés au niveau du sédiment afin d'évaluer leurs épaisseurs et leurs teneurs en ETM. Cela a permis d'étudier plus

finement l'évolution du sédiment dans le temps et l'espace. La Figure 34 représente les résultats de l'interpolation des teneurs en ETM dans le sédiment, lors des campagnes T1 et T2. Trois ETM ont été représentés, le cuivre, le plomb et le zinc. Le Tableau 31 présente les valeurs moyennes des teneurs mesurées dans les deux filtres lors des deux campagnes. En prenant en compte les moyennes globales des deux filtres, mesurées à chaque campagne (tous les points de prélèvement regroupés), les ordres de grandeur dans le sédiment des deux FPR s'échelonnent de la manière suivante : Zn (1479 et 1290 ppm au T1 et T2) > Cu (649,8 et 541,9 ppm au T1 et T2) > Pb (216,4 et 231,2 ppm au T1 et T2) (Tableau 31). Cela est cohérent avec les teneurs mesurées dans les échantillons de sédiment composites (Tableau 28). Les tests statistiques ont révélé que le sédiment du filtre FS présentait des teneurs moyennes plus élevées que le filtre FR, au T1 (p-values < 10⁻⁵) pour les trois ETM et au T2 pour le Zn et Cu (p-values < 0,0012). Cette situation est visible sur la Figure 34 , où le nombre et la surface des zones à fortes teneurs sont plus importantes dans le FS par rapport au filtre FR.

Tableau 31: Teneurs moyennes (écart-type) en Pb, Zn et Cu dans les deux filtres lors des campagnes T1, T2 (Roux, 2023) et T4 (Verscheure, 2025), en séparant ou regroupant les données des deux filtres. Analyses par pXRF.

	Concentration (mg/kg)		
	Cu	Pb	Zn
FS-T1	718 (82)	240 (33)	1621 (172)
FS-T2	586 (116)	236 (48)	1367 (244)
FS-T4	534	211	1308
FR-T1	580 (109)	192 (49)	1333 (249)
FR-T2	504 (76)	227 (36)	1223 (169)
FR-T4	547	231	1418

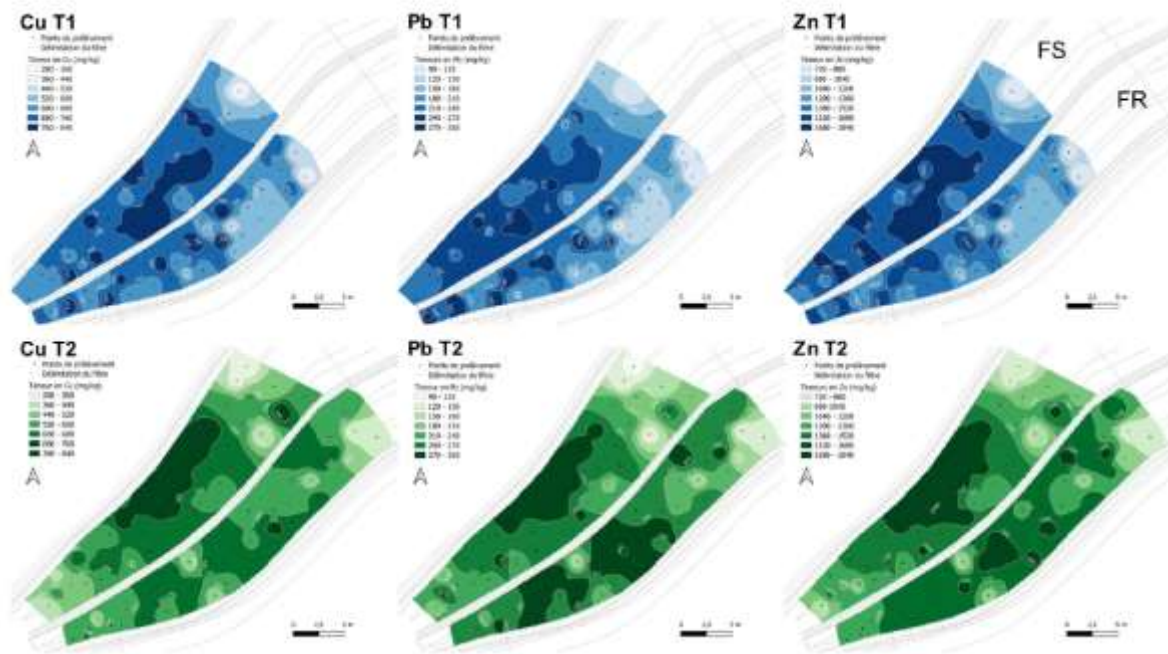


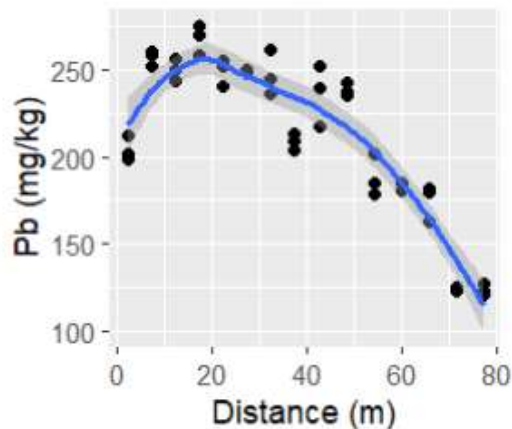
Figure 34: Cartographie des teneurs (mg/kg) en ETM (Cu, Pb et Zn) dans le sédiment en amont du filtre FS et FR, lors des campagnes T1 (en haut) et T2 (en bas). Le nombre de classes a été défini mathématiquement. Les valeurs des classes changent selon l'ETM, mais restent similaires entre les deux campagnes. Les points noirs correspondent aux points de prélèvement (Roux, 2023)..

Pour T4, la logique décrite plus haut, de concentrations en ETM non corrélées à l'épaisseur des dépôts n'est plus vérifiée. En effet, dans les deux filtres, les concentrations en métaux évoluent en partant de concentrations faibles au niveau du point d'alimentation pour atteindre, à une distance dépendant du type de métal, un pic de fortes concentrations. Dans le filtre FS, la plupart des métaux suivent une tendance en forme de U inversé (exemple du plomb dans la Figure 35). Pour FS, les pics de métaux se situent dans une fourchette de distances à partir du point d'alimentation comprise entre 15 et 40 mètres (à l'exception du chrome).

Le filtre FR suit la même tendance que le filtre FS, mais avec une différence liée à la présence d'une zone de faibles concentrations située à environ 60 mètres.

Dans les deux filtres, le chrome présente une tendance distincte par rapport aux autres métaux avec des concentrations variables (forme ondulée) tout au long du profil

FS



FR

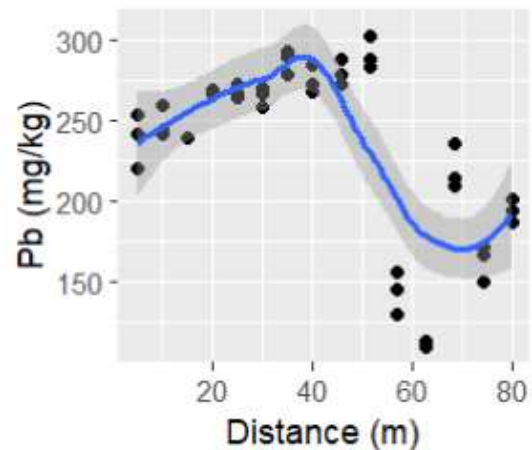


Figure 35: Distribution des concentrations en plomb dans les sédiments en fonction de la distance depuis le point d'alimentation des filtres FS et FR (Verscheure, 2025)..

Dans la littérature, la teneur en métaux associée aux particules fines est généralement plus élevée que celle des particules plus grossières (Gunawardana et al., 2014 ; Huang et al., 2020). Les paramètres tels que la surface spécifique, la teneur en carbone organique, la capacité d'échange cationique effective et la teneur en minéraux argileux diminuent avec l'augmentation de la taille des particules. En outre, la composition minéralogique est surtout bénéfique pour l'adsorption lorsque la taille des particules est inférieure à 150 μm (Gunawardana et al., 2014 ; Huang et al., 2020).

Cette relation entre la taille des particules et la concentration en ETM du dépôt peut également être observée dans les résultats acquis sur les filtres. Le pic des concentrations en métaux entre 15 et 40 mètres dans le sédiment du filtre FS correspond à la présence de particules d'une taille inférieure à 10 et 100 μm en pourcentage volumique élevée. La Figure 36 illustre dans le cas du zinc la corrélation entre ces deux paramètres pour le filtre FS.

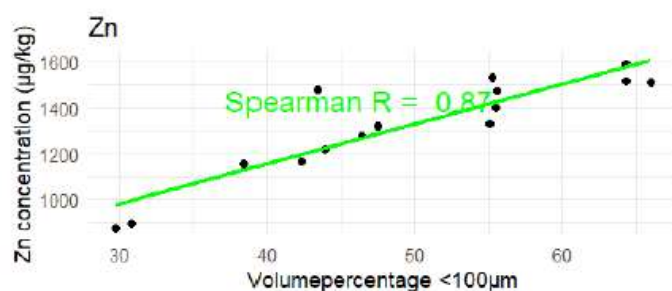


Figure 36: Corrélation entre les concentrations en zinc du dépôt et le pourcentage volumique des particules de taille inférieure à 100 μm , avec visualisation du coefficient de corrélation (Verscheure, 2025).

Pour le filtre FR cette tendance est présente dans les 40 premiers mètres (jusqu'au pic de fortes concentrations). Cependant, au-delà de 40 mètres, les concentrations en métaux diminuent rapidement, tandis que la proportion de particules fines reste élevée. La tendance fluctuante des concentrations en métaux pourrait indiquer que leur concentration dans les sédiments résulte de multiples facteurs d'influence.

La présence de chemins préférentiels semble impacter les teneurs en ETM. Dans le filtre FS, les teneurs étaient les plus élevées dans la zone centrale de la partie amont au T1 tandis qu'au T2, les teneurs étaient plus élevées le long de la rive gauche du filtre, dans sa partie centrale (couleur foncée). Sur la Figure 31 les épaisseurs étaient également plus élevées sur la rive gauche. Dans le filtre FR, les teneurs étaient au T1 globalement plus élevées sur sa rive gauche, et les épaisseurs étaient également légèrement plus élevées dans cette zone (Figure 31). Cependant, au T2, il n'y avait pas de chemin préférentiel d'observable. Pour T4 la relation marquée entre concentration et distance ne prend pas vraiment en compte ces chemins préférentiels, les échantillons étant tous prélevés dans l'axe du filtre.

Ainsi, ces résultats indiquent que les teneurs moyennes par zones en ETM n'étaient pas corrélées avec l'épaisseur de sédiment (absence de diminution des teneurs avec l'épaisseur et teneurs plus faibles dans les premiers mètres) pour T1 et T2 alors qu'une tendance à la décroissance en s'éloignant de la zone d'alimentation était marqué pour T4. En réalisant une cartographie plus fine du sédiment, des hétérogénéités ont été révélées, attribuables au fonctionnement particulier de l'ouvrage (chemins préférentiels et forte sollicitation des premiers mètres des FPR).

Il faut également noter que la rupture de la digue entre les 2 filtres en 2023 peut avoir modifié la distribution des sédiments. De même le curage des sédiments, dans la zone d'alimentation des filtres et la reconstruction de la digue peuvent avoir affecté cette distribution et donc les résultats acquis en T4.

Tout comme pour les sédiments, il est possible de calculer la masse de métal accumulée entre T1 et T2 elle s'exprime dans le Tableau 32 en g de l'élément par an.

Tableau 32: flux annuel de métaux déposés (en g/an) sur chaque filtre (FS, FR) entre T1 et T2.

Vitesse d'accumulation en g/an	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
FS	12	811	3540	1034	698	9128
FR	13	834	4471	684	1006	8543
Ensemble du FVPR	25	1645	8011	1718	1704	17671

Pour finir, l'accumulation surfacique annuelle des ETM peut être comparée sur l'ensemble des deux filtres.

En termes de masse accumulée (g/an), le filtre FS a accumulé en un an (entre T1 et T2) 12 g de Cd, 811 g de Cr, 3 540 g de Cu, 1 034 g de Ni, 698 g de Pb et 9 128 g de Zn. Dans le filtre FR, c'était 13 g de Cd, 834 g de Cr, 4 471 g de Cu, 684 g de Ni, 1 006 g de Pb et 8 543 g de Zn. Il est difficile à ce niveau d'étude de conclure sur quel filtre retient le plus les ETM puisque les deux filtres n'ont pas la même surface, que le filtre FR a reçu des volumes d'eau plus importants (Figure 37) et d'autre part que les incertitudes ne sont pas disponibles empêchant alors de constater la variabilité des résultats obtenus. A ce stade, le Rainclean® dans le filtre FR n'est pas associé à une accumulation des ETM plus importante à l'échelle du FPR total.

Le suivi (4 ans) n'est peut-être pas assez long pour constater si ce substrat joue un rôle important dans un FPR. En effet, on pourrait envisager, à moyen terme, une diminution de la capacité d'adsorption des couches sous-jacentes ce qui permettrait d'observer le rôle effectif du Rainclean®. Cependant, comme montré plus haut la majorité des ETM sont présents sous forme particulaire, les capacités de sorption du sédiment et du sable de surface pourraient suffire à les retenir.

A ce jour, le FPR conventionnel à sable retient aussi bien les ETM que le filtre FR, ne justifiant pas l'utilisation du Rainclean® dans un FPR pour le traitement des ETM dissous.

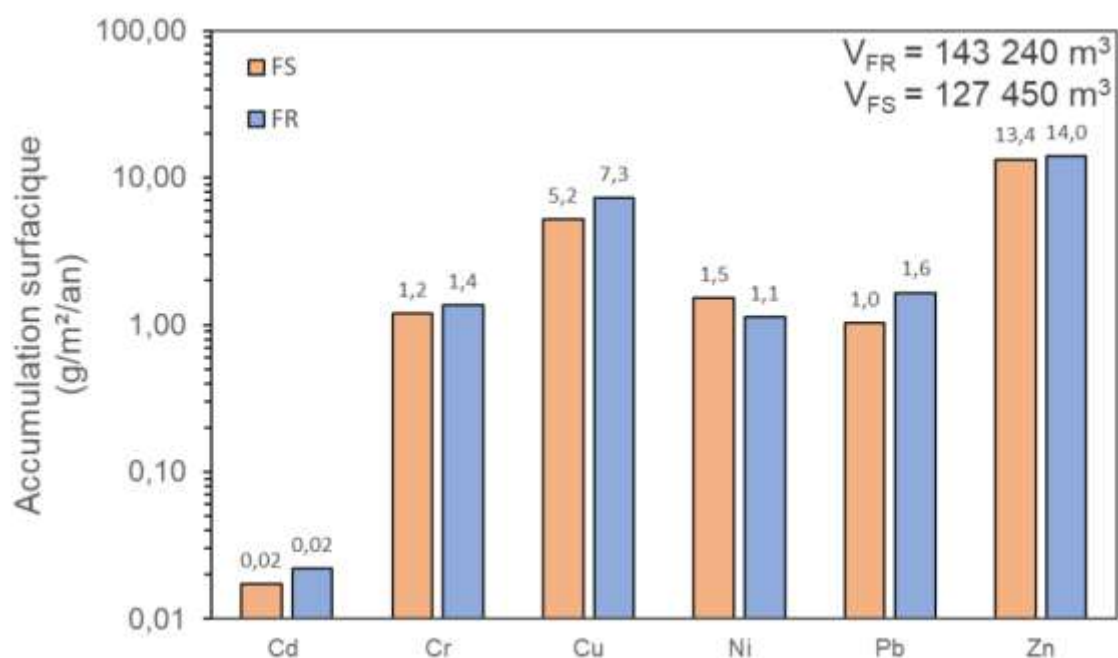


Figure 37: Accumulation surfacique (g/m²/an) des différents métaux entre T1 et T2 pour l'ensemble des filtres FS (orange) et FR (bleu). Les volumes cumulés d'eau ayant alimenté chaque filtre lors de la campagne T2 sont indiqués (Roux, 2023).

- Teneurs en micropolluants organiques (MPO) : HAP, indice Hct, BPA, OP et NP
Les données ont été acquises au cours des campagnes T0, T1, T2 et T4. Les échantillons associés à la campagne T4 sont en cours d'analyse pour les BPA, OP et NP.

Tout comme pour les ETM, le Rainclean® était initialement (T0) caractérisé par des concentrations plus fortes en MPO que le sable (de surface et profond), à l'exception du 4-NP (Figure 38 : Profil de concentration de la somme des 16 HAP pour l'échantillon Fs-Sdt-Am-T4

Tableau 33 et Tableau 34). Aucun HAP n'était détecté dans ces deux substrats initialement (< 0,8 mg/Kg (pour les 16 HAP).

Les teneurs en MPO dans les deux FPR ont ensuite fluctué, différemment selon le matériau. Pour la campagne T1 on observe globalement une baisse des concentrations en hydrocarbures C10-C40, en BPA et en OP et moins nette pour le NP.

Dans le sédiment, l'évolution n'était pas similaire selon le MPO ; certains ont vu leurs teneurs augmenter entre T1 et T2, d'autres ont stagné et d'autres ont diminué. Les résultats des HAP et indices HC au T1 n'étaient pas disponibles (problèmes avec le laboratoire sous-traitant), mais au T2, aucun HAP n'a été détecté dans le filtre FS, tandis que dans FR, cinq HAP sur 16 étaient quantifiés à de faibles teneurs (pyrène, benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène et benzo(b)fluoranthène, soit des HAP de 4 et 5 cycles), totalisant au maximum 2,3 mg/Kg d'HAP. A T4 le sédiment du FS (zone centrale) est caractérisé par des concentrations en HAP de 2,3 mg/kg avec la présence du Pyrène, du fluoranthène, du chrysène, benzo(b)fluoranthène, du benzo(a)anthracène et du benzo-ghi-perylène (Figure 38 : Profil de concentration de la somme des 16 HAP pour l'échantillon Fs-Sdt-Am-T4), alors que les HAP ne sont plus caractérisés dans FR. Enfin, les indices HC détectés au T2 étaient les indices C16-C21, C21-C35 et C35-C40, soit les HC les plus lourds, la somme était de 87 et 3400 dans FS et FR. Ces concentrations ont ensuite fortement augmenté pour FS (3400 en T4) et stagné sur FR (2500 mg/Kg).

Les teneurs en BPA ont généralement stagné avec le temps, bien que le filtre FR ait montré une légère diminution. Le 4-OP a diminué dans FR. En revanche, le NP et OP (uniquement dans FS) ont augmenté. A T2 et pour FS les concentrations étaient de 576,7 ng/Kg, 327,7 ng/Kg et 3992 ng/Kg, respectivement pour le BPA, l'OP et le NP. Pour FR ces valeurs étaient respectivement de 485,2 ng/Kg, 243,7 ng/Kg et 5382,3 ng/Kg.

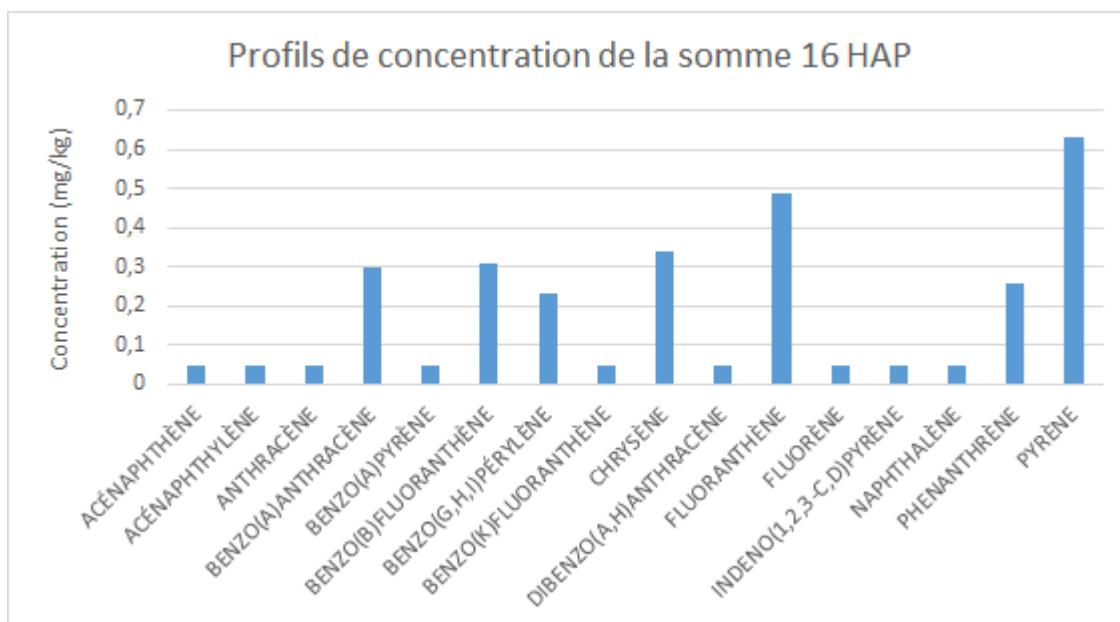


Figure 38 : Profil de concentration de la somme des 16 HAP pour l'échantillon Fs-Sdt-Am-T4

Tableau 33: Teneurs (mg/Kg) en hydrocarbures C10-C40 et en HAP (16 HAP de la liste US-EPA) dans les différentes zones des deux filtres et pour chaque campagne.

Sdt : sédiment ; Ss : sable de surface ; Sp : sable profond, RC : Rainclean. Am : zone amont ; C : zone centrale, Av : zone aval.

		hydrocarbures C10-C40					16 HAP			
	mg/kg	T0	T1	T2	T4		T0	T1	T2	T4
FS	Sdt-Am	-	-	87	3200		-	-	<0,8	<0,8
	Sdt--C	-	-	-	4300		-	-	-	2,56
	Ss-Am	280	140	340	100		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
	Ss-C	310	55	110	110		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
	Ss-AV	290	<10	<10	160		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
	Sp-Am	220	<10	<10	14		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
	Sp-C	310	<10	<10	18		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
	Sp_AV	290	<10	<10	<10		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
FR	FR-Am-Sdt	-	-	3400	2500		-	-	2,3	<0,8
	FR-C-Sdt	-	-	-	2500		-	-	-	<0,8

FR-Am-Ss	390	230	230	<10		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
RR-C-Ss	260	86	140	130		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
FR-Av-Ss	190	<10	79	130		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
FR-Am-RC	120 0	210	100	<10		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
FR-C-RC	100 0	120	36	71		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
FR-Av-Rc	690	99	22	450		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
FR-Am-Sp	220	<10	<10	42		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
FR-C-SP	220	<10	<10	18		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8
FR-Av-Sp	220	<10	<10	13		<0,8	<0,8	<0,8	<0,8

Tableau 34: Teneurs (µg/kg) en micropolluants organiques (alkylphénols AP et bisphénol-A BPA) dans les différents échantillons selon les trois campagnes (T0, T1 et T2). BPA : bisphénol-A, OP : octylphénol; 4-NP : 4-nonylphénol ; Sdt : sédiment (jaune) ; Ss : sable surface ; Sp : sable profond ; Rc : Rainclean (gris) ; Am : amont ; C : centre ; Av : aval. (Roux, 2023).

		BPA (µg/Kg)			OP (µg/Kg)			4-NP (µg/Kg)		
		T0	T1	T2	T0	T1	T2	T0	T1	T2
FS	Sdt-AM		516,6	576,7		106,9	327,7		2909,2	3992,4
	Ss-AM	15,4	2,2	22,2	2,6	18,2	8,1	68,7	99,7	861,1
	Ss-C	20,7	<1,9	14,7	11,1	<1,6	<1,6	29,3	4,9	110,4
	Ss-AV	10,0	5,7	2,0	4,5	<1,6	<1,6	23,5	37,4	30,9
	So-Am	15,4	<1,9	<1,9	2,6	<1,6	<1,6	68,7	<1,7	<1,7
	Sp-C	20,7	5,1	<1,9	11,1	<1,6	<1,6	29,3	<1,7	2,0
	Sp-AV	10,0	<1,9	<1,9	4,5	<1,6	<1,6	23,5	13,6	<1,7
FR	Sdt-AM		600,1	485,2		330,4	243,7		3166,0	5382,3
	Sc-AM	7,5	22,0	19,3	7,0	22,7	4,6	40,0	163,7	648,9

Ss-C	8,2	8,8	10,5	8,3	8,0	2,5	75,8	23,9	349,5
Ss-AV	4,3	4,1	3,7	9,6	<1,6	<1,6	18,1	7,7	34,3
RC-AM	12,3	<1,9	6,5	47,5	14,6	2,4	31,2	22,2	198,4
RC-C	10,3	6,2	4,4	20,8	9,1	3,0	27,6	9,1	137,3
RC-AV	4,7	<1,9	7,9	39,9	1,9	<1,6	11,0	<1,7	126,2
Sp_AM	5,5	14,5	<1,9	4,9	1,7	<1,6	19,4	<1,7	<1,7
Sp-C	5,5	17,9	<1,9	4,9	3,3	<1,6	19,4	16,8	30,5
Sp-AV	5,5	17,9	<1,9	4,9	3,3	1,7	19,4	16,8	<1,7

Les HAP n'ont jamais été détectés dans le sable de surface. Les HC quant à eux ont montré des fluctuations, diminuant entre T0 et T1, puis augmentant entre T1 et T2 à des teneurs proches des initiales, puis stagnant à T4 (

Tableau 33). Là où les HC C12 à C35 étaient initialement présents, les HC C21 à C40 étaient finalement présents, ainsi c'étaient les chaînes les plus lourdes qui dominaient également dans ce substrat. A T4 les concentrations en hydrocarbures dans le sable de surface allaient de 100 à 160 mg/Kg pour FS et de <10 à 130 mg/Kg dans FR, avec dans les deux cas une légère augmentation de l'amont à l'aval.

L'évolution temporelle des MPO dans le sable de surface variait également entre les FPR. En revanche le BPA, 4-OP et 4-NP ont montré plus de variations dans le temps (Tableau 34). Le BPA a montré une diminution suivie d'une augmentation dans le filtre FS tandis que les teneurs ont stagné dans le filtre FR, sauf en amont. Le 4-OP a diminué dans les deux FPR, sauf en amont où les teneurs ont augmenté au T1 avant de revenir à des valeurs plus faibles au T2. Le 4-NP a connu des variations plus importantes, les teneurs ont initialement diminué sauf en amont puis ont toutes augmenté au T2, dépassant les valeurs initiales.

A T2 et pour FS les teneurs en BP, NP et OP allaient de 2 à 22,2 mg/Kg, de <1,6 à 8,1 ng/Kg, de 30,9 à 861,1 ng/Kg pour BPA, OP et NP, respectivement. Pour FR la gamme de valeurs allaient de 3,7 à 19,3 ng/Kg, de <1,6 à 4,6 ng/kg et de 34,3 à 648,9 ng/KG, respectivement pour BPA, OP et NP. Pour ces trois substances on observait une décroissance systématique entre l'amont et l'aval.

Dans le Rainclean®, les MPO ont généralement diminué au fil du temps (Tableau 34). L'OP a diminué entre T0-T1 et entre T1-T2. Les autres MPO sont restés à des teneurs faibles. Le BPA et le 4-NP ont montré une dynamique différente, diminuant entre T0 et T1, puis augmentant entre T1 et T2). Le BPA restait plus faible au T2 qu'au T0. Les HAP n'ont jamais été détectés dans le Rainclean® et les indices HC, détectés initialement entre 690 et 1200 mg/Kg au T0, ont diminué, atteignant entre 22 et 100 mg/Kg au T2 et <10 à 450 mg/KG au T4 (

Tableau 33). Au T2, seuls les indices HC C21-C35 (les trois échantillons de Rainclean®) et C35-C40 (seulement celui en amont) étaient quantifiés, montrant également la présence des composés les plus lourds.

Enfin, dans le sable profond, le BPA a stagné entre T0 et T1 alors que l'OP et le NP ont diminué dès T1 (Tableau 34). Une diminution plus marquée entre T1 et T2 a été observée pour BPA, NP et OP. A T2 pour FS les concentrations étaient <1,9 ng/Kg, <1,8 ng/Kg et entre <1,7 et 2 ng/kg, pour le BPA, l'OP et le NP, respectivement. Pour FR ces mêmes concentrations étaient, <1,9 ng/Kg, <1,6 à 1,7 ng/Kg et <1,7 à 30,5 ng/Kg, respectivement. Les HAP n'ont également jamais été détectés dans ce substrat, et les indices HC étaient inférieurs à la LQ dès T1, indiquant une diminution des teneurs avec le temps (passant d'entre 220 et 310 ppm au T0 à < LQ aux T1 et T2). A T4 les concentrations en hydrocarbures allaient de <10 à 18 mg/Kg pour FS et 13 à 42 mg/Kg pour FR avec une tendance à la baisse de l'amont à l'ava (Tableau 33).

Ces résultats sur les MPO montrent que, contrairement aux ETM, il n'existe pas de tendance à l'augmentation des concentrations en surface, notamment le sable de surface. Il semble donc que l'accumulation (par sédimentation/filtration) ne soit pas le seul processus entrant en jeu. Il est important de rappeler le caractère évolutif des MPO, leur dégradation est possible dans le temps (biotique et abiotique) (Girard et al., 2011). D'autres processus tel le lessivage et ou la lixiviation peuvent également survenir comme pour les ETM).

Tout comme pour les ETM il est possible de caractériser la relation entre les matériaux et les substances par des facteurs d'enrichissement. Le Tableau 35 les présente, calculés entre T0 et T2, pour le BPA, l'OP et le NP. Pour les HAP ils ne peuvent être calculés en raison de concentrations majoritairement inférieures à la LQ, pour les hydrocarbures à T4 ils sont inférieurs à 1 pour tous les matériaux.

Tableau 35: Facteurs d'enrichissement des MPO calculés entre T0 et T2 dans les différents échantillons. En vert les facteurs d'enrichissement supérieurs à 1, en jaune ceux inférieurs à 1 (Roux, 2023).

FS	BPA	4-OP	4-NP	FR	BPA	4-OP	4-NP
Ss-Am	1,4	3,0	12,1	Ss-Am	2,4	0,6	15,3
Ss-C	0,7	0,1	3,6	Ss-C	1,2	0,3	4,4
Ss-Av	0,2	0,3	1,3	Ss-Av	0,8	0,2	1,8
Sm-Am	0,1	0,6	0,0	Rc-Am	0,7	0,1	7,9
Sm-C	0,1	0,1	0,1	Rc-C	0,5	0,2	6,2
Sm-Av	0,2	0,4	0,1	Rc-Av	2,1	0,1	14,4
Sp-Am	0,1	0,6	0,0	Sp-Am	0,3	0,3	0,1
Sp-C	0,1	0,1	0,1	Sp-C	0,3	0,3	1,5
Sp-Av	0,2	0,4	0,1	Sp-Av	0,3	0,3	0,1

Le NP a été globalement le MPO le plus enrichi dans tous les échantillons, les facteurs d'enrichissement variant de 1,3 à 15,3. Le BPA a été enrichi uniquement en amont des deux filtres et au centre de FR également et le OP a été uniquement enrichi en amont de FS.

Une observation importante est que l'enrichissement en MPO émergents était généralement plus prononcé en amont, ce qui s'exprimait également pour les ETM. Le NP, par exemple, présentait un enrichissement bien plus marqué en amont par rapport au centre et à l'aval : enrichissement de 12,1-15,3 en amont, de 3,6-4,4 au centre et de 1,3-1,8 en aval après deux ans d'alimentation (Tableau 34). Cette tendance était également constatée, dans une certaine mesure, pour le BPA et l'OP dans FR). Entre T0 et T2, le Rainclean® a montré un faible enrichissement, uniquement en BPA et en NP, ce dernier étant le plus enrichi (facteur de 6,2 à 14,4, Tableau 35). L'enrichissement en BPA s'est produit uniquement en aval (facteur de 2,1), tandis que le 4-NP a été enrichi dans toutes les zones du Rainclean®.

Le Rainclean® n'a ainsi ni montré un fort enrichissement des MPO avec le temps, ni montré de tendance marquée à être enrichi ou appauvri selon la localisation horizontale pour les MPO.

Dans le sable profond du filtre FR (mêmes échantillons que le sable moyen pour FS), un appauvrissement a également été noté pour tous les MPO émergents, à l'exception du NP dans la partie centrale

Ces résultats ont donc révélé qu'en deux ans, l'enrichissement des MPO émergents a été moins prononcé que celui des ETM, le facteur d'enrichissement moyen de ces derniers était entre 3,1 et 3,6 tandis que celui des MPO était de 1,4 pour les deux FPR. Il était également moins marqué dans l'espace, avec une diminution selon l'éloignement de la zone d'alimentation essentiellement observée dans le sable de surface pour la plupart des MPO. Les facteurs d'enrichissement faibles peuvent s'expliquer par des processus de lessivage, lixiviation ou bien de dégradation.

Les vitesses d'accumulation en MPO ont été calculées de la même façon que pour les ETM, pour chaque échantillon, substrat, zone et filtre. Les résultats sont plus complexes à interpréter pour les MPO que les ETM puisque l'accumulation n'est pas le seul processus dominant dans les substrats, comme vu avant. Ils permettront donc surtout d'observer si

une tendance à l'accumulation ou la diminution des MPO a lieu dans le temps et l'espace. Les vitesses d'accumulation en MPO émergents en un an peuvent être comparées sur l'ensemble des deux FPR. En termes de masse accumulée, le filtre FS a accumulé en un an (entre T1 et T2) 2,4 g de BPA, 1,1 g d'OP et 48,6 g de NP tandis que dans le filtre FR c'était 0,2 g de BPA, -0,5 g d'OP et 56,2 g de NP. Ces trois MPO ont donc été accumulés dans les deux FPR en un an, sauf le 4-OP dans FR. Les ordres de grandeur d'accumulation restaient similaires entre les deux FPR (NP > BPA > OP) et étaient proches du classement des concentrations dans les eaux de ruissellement NP >> BPA, OP (cf. plus haut).

Cependant le filtre FR semble avoir accumulé en un an plus de NP que FS (lié à **l'accumulation plus importante dans le sédiment de FR surtout) et le filtre FS plus d'OP et BPA (lié à l'accumulation négative dans le sédiment de FR)**, ne montrant donc pas de tendance claire selon le FPR.

Le Rainclean ® ne semble pas avoir participé à une accumulation plus importante des MPO que le sable, le NP et BPA ont toutefois été légèrement plus enrichis dans le Rc que dans **le sable moyen de FS. Les processus de rétention et d'élimination ayant lieu en parallèle pour ces composés, il est complexe de comparer à un instant t le stock dans une couche.**

3.4 Déchets – débris plastiques (Verscheure, 2025)

Cette approche prospective qui méritera d'être affinée par la suite a permis de dénombrer un total de 1073 fragments de déchet par échantillon dont 623 dans le filtre FR et 450 dans le filtre FS.

Une grande partie d'entre eux étaient des films plastiques non identifiables d'une taille comprise entre 2,5 et 50 cm

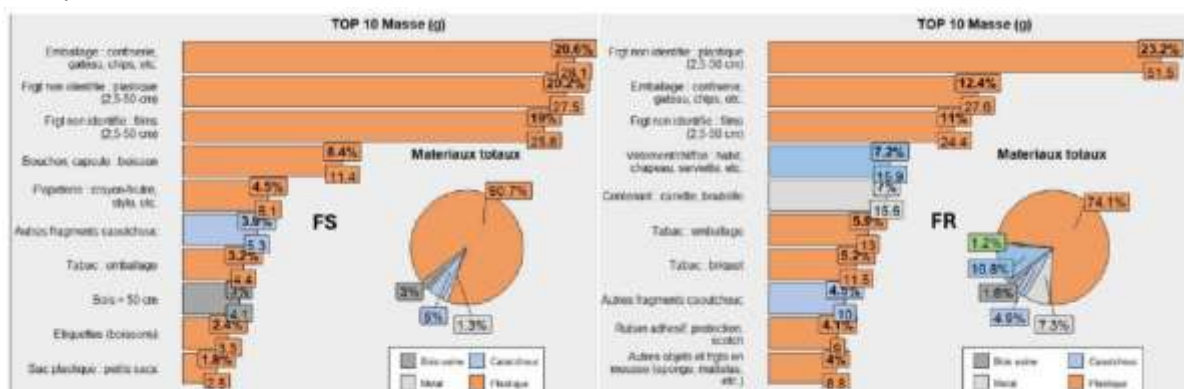


Figure 39). Ces matériaux ont probablement séjourné dans le filtre pendant une longue période, ce qui a entraîné leur détérioration et les a rendus difficiles à identifier. Pour FR, 42,8 % (301) des fragments sont des films plastiques non identifiables tandis que FS en contenait 35,5 % (159)

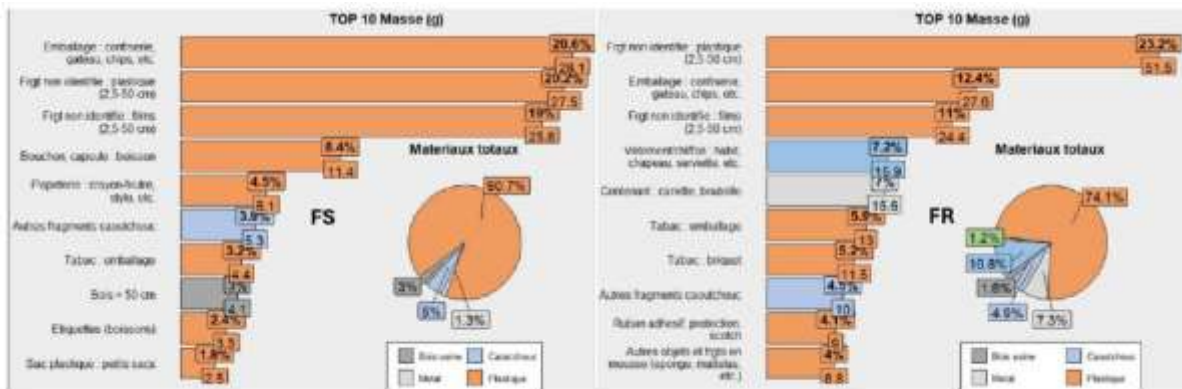


Figure 39). 180 emballages alimentaires en plastique ont été échantillonnés sur FR, soit 25,6 % et 29,6 % (133) pour FS. Il est à noter qu'il y avait également un grand nombre de paquets de cigarettes en plastique, 43 paquets de ce type ont été trouvés dans le FR, et 42 dans FS (

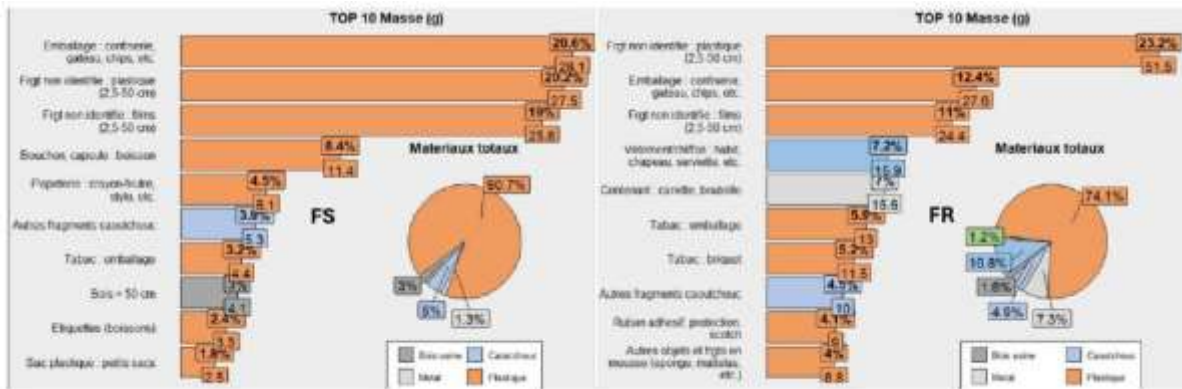


Figure 39). Des quantités importantes de plastiques non identifiées et de films plastiques de moins de 2,5 cm ont également été trouvées. Les fragments non identifiées de films plastiques font référence au fait qu'il s'agit d'un plastique flexible et plus souple, tandis que les fragments non identifiées de plastique sont durs. Les déchets sont principalement à base de plastique (plus de 95%). Outre le plastique, le métal est également présent, principalement sous la forme d'emballages en aluminium. Des composants textiles ou en caoutchouc ont également été trouvés dans le filtre (

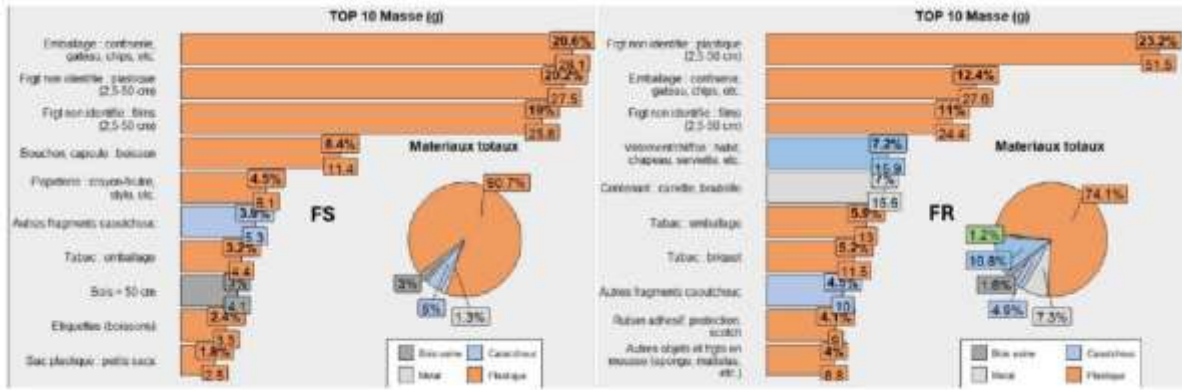


Figure 39).

La distribution des déchets collectés montre que la plupart le sont en amont du filtre (à proximité du point d'alimentation) la quantité diminuant au fur et à mesure de l'éloignement, ce qui peut se rapprocher de ce qui est constaté pour le sédiment. Cette règle est toutefois perturbée par les écoulements préférentiels de l'eau à la surface des filtres, mais aussi de l'opération de curage qui a eu lieu à l'été 2024 avant ces prélèvements. Lors de l'échantillonnage, des zones d'écoulement creusées et des zones d'accumulation de sédiments étaient clairement visibles dans la partie amont, ce qui a permis d'expliquer les différences observées dans la quantité de déchets.

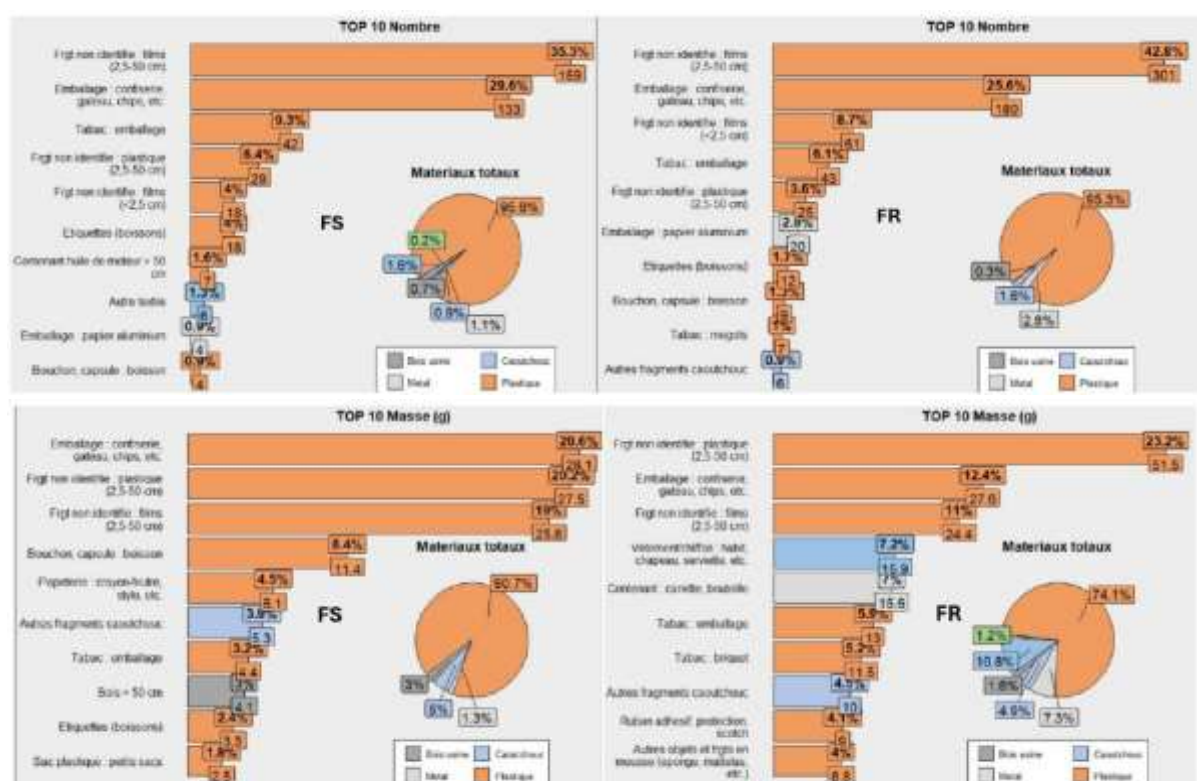


Figure 39 : Classement des différentes catégories de déchets présents dans les filtres. Classement sur le nombre (en haut) et la masse (en bas). Le filtre FS est présenté à gauche, FR à droite. Les diagrammes circulaires visualisent les matériaux dont sont constitués les déchets. (Verscheure, 2025)

La masse de déchets montre également une nette diminution en fonction de la distance. Dans les résultats relatifs à la masse, il existe des valeurs extrêmes, comme par exemple au point d'échantillonnage situé à 5 m dans FS où un briquet en plastique pesant 11,5 grammes et une canette de boisson en métal de 15,6 grammes ont été prélevés. Différents modèles de régression ont été testés pour représenter la distribution du nombre de déchets en fonction de la distance à partir du point d'alimentation des filtres. Pour cela, huit points ont été sélectionnés et combinés pour les filtres FR et FS en excluant les points à valeur nulle à 45 m. La régression exponentielle présente le meilleur ajustement par rapport aux données ($r^2=0,98$). Ce modèle présente le meilleur ajustement que ce soit en nombre ou en masse de déchets, avec une corrélation meilleure pour le nombre de déchets. La fonction qui

présente le meilleur ajustement pour la quantité de déchets (par 0,25 m²) en fonction de la distance dans les deux filtres est présentée dans la Figure 40 .

Si l'on raisonne en masse, en raison de la densité plus élevée de certaines catégories de déchets, la corrélation est moins bonne.

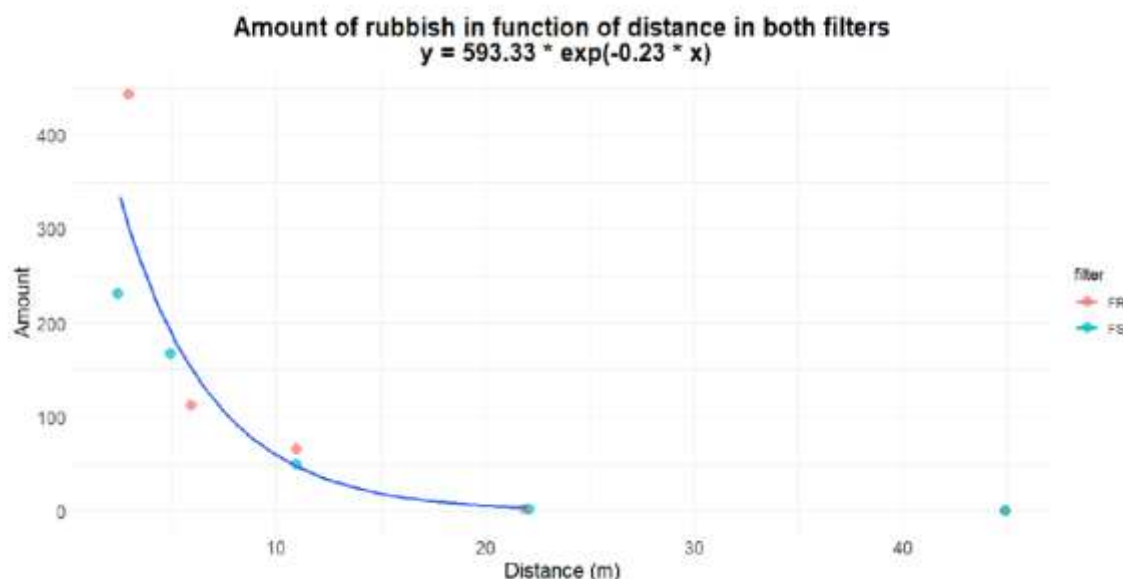


Figure 40: distribution de la quantité de déchets (par unité de prélèvement de 0,25 m²) présents dans les deux types de filtres FR et FS en fonction de la distance du filtre avec un modèle de régression présentant le meilleur ajustement. (Verscheure, 2025).

A partir de ce modèle une estimation du nombre et de la masse de déchets à la surface du filtre est possible en se basant sur la morphologie du filtre. Une estimation de 64 000 déchets composés en majorité de macroplastiques est proposée pour l'ensemble du filtre. Il convient ici de relativiser cette approche en raison du nombre restreint de données toutes acquises la longueur (axe des filtres). Il est donc important d'être prudent avec ce résultat. De plus, il est connu que la sédimentation des déchets au début du filtre est hétérogène.

3.5 Végétaux (Roux, 2023)

3.5.1. Micropolluants dans la biomasse aérienne des *P. australis*

Pour rappel, l'objectif de cette partie est uniquement opérationnel en s'intéressant à la quantité de micropolluants exportée suite à un faucardage, il ne porte pas sur le transfert de micropolluants dans les végétaux mais plutôt sur la vision globale des ETM associés aux plantes faucardées (incluant absorption, adsorption et souillures).

La Figure 41 présente les teneurs moyennes en ETM en regroupant tous les échantillons de chaque filtre. Aucune différence significative de teneurs en ETM n'a été relevée entre les

deux filtres (KW p-values > 0,05). En regroupant les données des deux FPR ensemble, les teneurs en ETM suivaient l'ordre teneurs entre les ETM dans les parties aériennes de *P. australis* Zn (46-53 ppm) > Cu (4,0-5,3 ppm) > Pb (0,59-0,79 ppm) > Cr (0,40-0,43 ppm), Ni (0,42-0,50 ppm) > Cd (0,03 ppm). Le Zn et Cu étaient ainsi les ETM les plus exportés au travers des parties aériennes de *P. australis*. Le Cd n'était jamais quantifié sauf pour un échantillon (centre de FS). En s'intéressant à la variabilité spatiale au sein des filtres, les moyennes des deux filtres indiquent une exportation significativement plus élevée en amont des filtres pour le Zn, le Cu et le Cr par rapport à l'aval (p-values < 0,042).

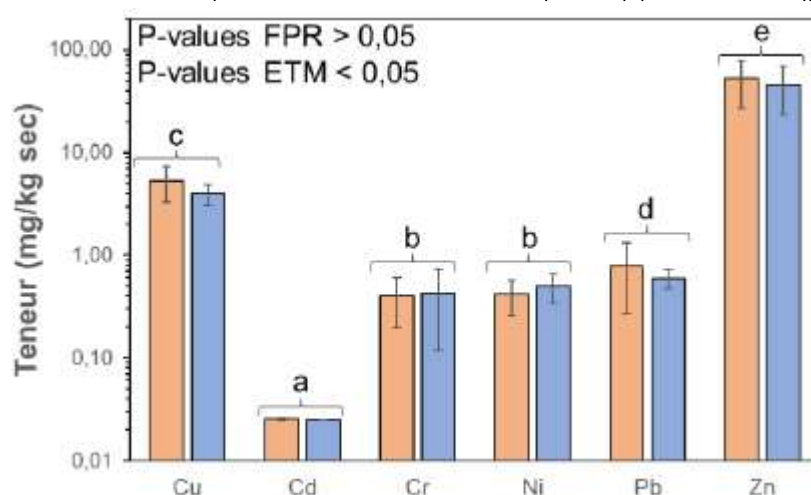


Figure 41: Teneur en ETM (mg/kg) et écart-type associé dans les parties aériennes (feuilles + tiges) de *P. australis*. Teneurs moyennes calculées pour chaque filtre (FS et FR, n = 9). Si la teneur était inférieure à la LQ, la valeur de la LQ était utilisée. Les barres d'erreur avec des lettres différentes indiquent une différence significative (A : entre les ETM ; B : entre les zones d'un même ETM) avec p-value < 0,05 selon le test de Kruskal-Wallis. Les p-values indiquées révèlent la significativité ou non de la comparaison (inter-filtres, inter-ETM, inter-zones) (Roux, 2023).

La Figure 42 représente les teneurs moyennes en MPO, en regroupant les échantillons des deux FPR. Les teneurs des 16 HAP dosés étaient toutes inférieures à la LQ (0,1 mg/kg) ; elles ne sont donc pas présentées.

Les deux FPR présentaient des teneurs similaires en MPO (p-values > 0,05). Le NP était le MPO plus concentré (162-280 µg/kg), que l'OP (40,8-52,6 µg/kg) et que le BPA (<LQ-2,6 µg/kg). Seul un échantillon avait une teneur en BPA supérieure à la LQ (amont de FS).

Dans le filtre FS, une tendance à la diminution, avec l'amont plus concentré que l'aval s'observait. C'était le cas pour le BPA (3,9 ppb contre < LQ en amont et aval), Le OP (61,3 contre 40,6 µg/Kg), l'OP1EO (16,7 contre 9,35 µg/Kg), le NP (358 contre 206 ppb). Le filtre FS semble donc exporter plus de MPO émergents en amont lors du faucardage des roseaux mais plus de répétitions sont nécessaires pour l'affirmer. Le filtre FR n'a, en revanche, pas révélé de tendance particulière selon la localisation horizontale.

Le classement des teneurs observées dans les parties aériennes (Zn > Cu > Pb > Cr, Ni > Cd) était cohérent avec celui dans le sédiment et sable de surface (Zn > Cu, Pb > Cr, Ni, > Cd). Cependant les ratios entre teneurs élémentaires dans les végétaux n'étaient pas ceux

retrouvés dans le sédiment ou des eaux suggérant d'autres mécanismes que la simple souillure des tiges par les eaux ou les sédiments.

Afin de savoir si ces masses de roseaux exportées pourraient être valorisées ou être considérées comme des déchets à gérer, ces teneurs peuvent être comparées à des seuils. Le Tableau 36 synthétise deux documents, une norme (NF U44-051, AFNOR, 2006) et un label écologique de l'Union Européenne (Commission Européenne, 2022) indiquant des valeurs seuils à ne pas dépasser afin d'utiliser des déchets verts comme amendement organique. Il révèle que les teneurs en ETM et quelques HAP ciblés étaient bien en dessous des seuils définis, qui étaient 6 à 291 fois plus élevés. Le Zn était le micropolluant le plus proche des teneurs seuils mais restait 6 à 12 fois plus faible. Cela indique qu'il pourrait être envisageable de valoriser les parties aériennes de *P. australis* une fois fauchées.

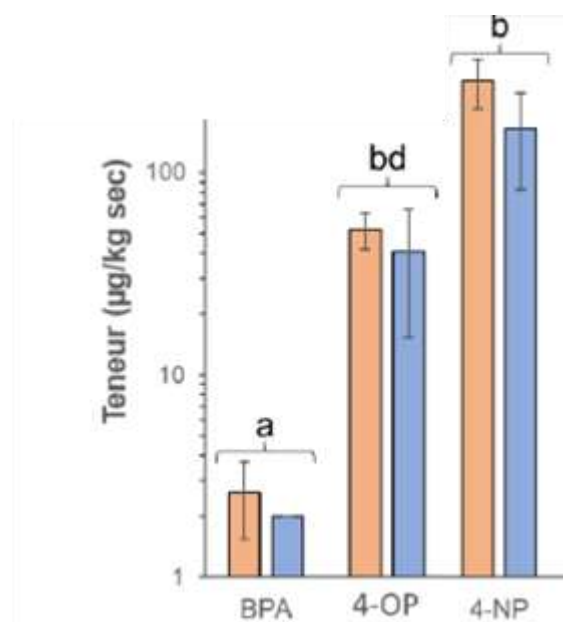


Figure 42: Teneur moyenne en MPO ($\mu\text{g/kg}$) et écart-type associé dans les parties aériennes (feuilles + tiges) de *P. australis* de chaque filtre (FS et FR) ($n = 3$). Les MPO dont toutes les teneurs étaient $< \text{LQ}$ ne sont pas représentés. Pour les autres, si la teneur était inférieure à la LQ, sa valeur était utilisée. Les barres d'erreur avec des lettres et/ou un * différents indiquent une différence significative (lettre : entre les MPO ; * : du MPO entre les deux FPR) avec $p\text{-value} < 0,05$ selon le test de Kruskal-Wallis. Les $p\text{-values}$ indiquées révèlent la significativité ou non de la comparaison (inter-filtres, inter-MPO). (Roux, 2023)

Tableau 36: Comparaisons des teneurs moyennes des deux FPR (mg/kg) avec des seuils définis (AFNOR, 2006 ; Commission Européenne, 2022) pour l'utilisation de végétaux comme amendement organique. (Roux, 2023)

Composé	FPR moyenne	Norme NF U 44-051	Ecolabel européen
Cd (mg/kg)	0,025	3	1
Cr (mg/kg)	0,41	120	100
Cu (mg/kg)	4,63	300	200
Ni (mg/kg)	0,46	60	40
Pb (mg/kg)	0,69	180	100
Zn (mg/kg)	49,2	600	300
Fluoranthène (mg/kg)	0,1	-	4
Benzo(b)fluoranthène (mg/kg)	0,1	-	2,5
Benzo(a)pyrène (mg/kg)	0,1	-	1,5

3.5.2 Exportation de micropolluants par les parties aériennes de *P. australis*

En février 2023, 2 884 kg de roseaux considérés sec (en période hivernale) ont été faucardés sur l'ensemble des deux FPR (la valeur propre à chaque filtre n'est pas connue). Il s'agit de la masse des roseaux qui a été récupérée par une entreprise externe et de celles des 6 zones d'1 m² récupérées au laboratoire. La surface totale des deux FPR étant de 1 293 m², la biomasse aérienne faucardée s'élevait alors à 2,23 kg/m². Ces résultats permettent de calculer l'exportation totale des différents micropolluants suite au faucardage. Les résultats sont fournis dans le Tableau 37. L'exportation massique des ETM était de l'ordre du g à la centaine de g : 141,9 g (Zn), 13,4 g (Cu), 1,99 g (Pb), 1,32 g (Ni), 1,19 g (Cr) et 0,07 g (Cd). Celle des MPO était plus faible, avec aucune masse totale ne dépassant pas 1 g. Le NP et l'OP étaient les seules substances présentes en masses supérieures à 0,1 g (0,64 et 0,13 g respectivement) les autres MPO avaient des masses comprises entre 0,003 et 0,084 g. L'estimation maximale de la somme des 16 HAP (pour 0,1 mg/kg) serait enfin de 4,6 g exportés, soit plus que pour les MPO, le Cd, le Cr, le Ni et le Pb.

Les masses totales en micropolluants stockées dans les massifs filtrants (végétaux, sédiments et substrats des deux FPR lors de la campagne T2 sont connues (Tableau 37). Les ETM adsorbés/absorbés aux racines n'ont pas été quantifiés. C'est une approximation puisque 5 mois ont séparé le faucardage de la campagne T2 et que la saison n'était plus la même, impactant vraisemblablement les teneurs dans les tissus (Duman et al., 2007 ; Kastratović et al., 2013 ; Salem et al., 2014). Cependant, le laps de temps étant court, ces résultats permettent tout de même de comparer le stock des deux compartiments solides. Concernant les ETM, les résultats ont révélé que moins de 0,3 % du stock total de chaque FPR (substrats + sédiment + roseaux aériens) était localisé dans les parties aériennes de *P. australis*. Cela indique une très faible élimination des ETM par l'exportation des parties

aériennes. Le Zn (0,3 %) puis Cd (0,1 %) puis Cu (0,07 %) étaient plus exportés dans les parties aériennes que le Pb (0,02 %), Cr (0,01 %) et Ni (0,01 %). Excepté pour le Cd, ce classement est cohérent avec celui des masses totales en ces différents ETM dans les substrats (Zn > Cu > Pb > Ni, Cr > Cd). En effet, le coefficient de corrélation de Spearman entre les masses totales dans le massif filtrant et les celles dans les parties aériennes des roseaux dans les deux FPR était de 0,83 (p-value = 0,041) indiquant une exportation proportionnelle au stock dans les FPR. La plus forte contribution des parties aériennes au stockage du Cd alors qu'il s'agit de l'ETM le moins concentré s'expliquerait par le fait qu'il s'agit d'une masse maximale dans le scénario où les teneurs seraient celles de la LQ.

Concernant les MPO, les HAP n'ont pas été inclus dans le bilan du stock des substrats, ils ne sont donc pas discutés ici. Les résultats ont révélé que les parties aériennes de *P. australis* contribuaient plus fortement au stockage total des MPO que les ETM : 0,07 à 4,8 % des MPO totaux étaient stockés dans cette partie du végétal (Tableau 37). La contribution de *P. australis* au stockage des MPO reste tout de même faible à l'échelle des FPR. Le 4-OP (2,9 %) était mieux retenu dans les parties aériennes que le 4-NP (0,46 %) et le BPA (0,007 %). Contrairement aux ETM, ce classement était différent de celui dans les substrats des FPR (4-NP >> BPA > 4-OP). En effet, le coefficient de corrélation de Spearman entre les masses totales dans le massif filtrant et les celles dans les parties aériennes des roseaux dans les deux FPR était de 0,36 (p-value = 0,43) indiquant une exportation non proportionnelle au stock dans les FPR. Le BPA a été montré comme très peu exporté par les roseaux ce qui explique son très faible pourcentage. Le 4-NP, bien que très concentré dans les roseaux et substrats par rapport aux autres MPO, avait un pourcentage de contribution au stock total parmi les plus faibles. Cela indiquerait que *P. australis* n'absorberait pas ce MPO préférentiellement.

*Tableau 37: Bilan de l'exportation totale des ETM et MPO (AP, BPA et HAP) hors des deux filtres lors du faucardage des *P. australis* (g ou mg/m²) et comparaison avec les masses totales stockées dans les massifs filtrants (tous les substrats regroupés). (max) : lorsqu'au moins une valeur était inférieure à la LQ, la valeur de cette dernière était utilisée, le résultat correspond alors à la valeur maximum*

EXPORTATION FS + FR	<i>P.au</i> (mg/kg)	<i>P.au</i> (g)	<i>P.au</i> (mg/m ²)	Substrats (g)	% <i>P.au</i>
Cd (max)	0,025	0,07	0,06	73,5	0,1
Cr (max)	0,41	1,19	0,92	10 689	0,01
Cu	4,63	13,4	10,3	20 010	0,07
Ni	0,46	1,32	1,02	11 979	0,01
Pb	0,69	1,99	1,54	8 085	0,02
Zn	49,2	141,9	109,7	46 813	0,30
BPA (max)	0,002	0,007	0,01	9,54	0,07
NP1EC (max)	0,001	0,003	0,002	-	-
4-OP	0,047	0,13	0,10	4,57	2,9
OP1EO	0,029	0,084	0,07	3,52	2,3
OP2EO	0,005	0,014	0,01	1,21	1,1
4-NP	0,221	0,638	0,49	139,5	0,46
NP2EO	0,011	0,031	0,02	0,84	3,6
NP1EO	0,021	0,061	0,05	1,19	4,8
Chaque HAP (max)	0,1	0,288	0,22	-	-
16 HAP (max)	8	4,6144	3,57	-	-

Ces résultats révèlent donc une faible exportation des micropolluants lors du faucardage des FPR : 0,003 à 141,9 g ont été exportés, correspondant à entre 0,01 et 4,8 % des micropolluants stockés dans le système. Schmitt et al. (2015) avaient également révélé que les parties aériennes de *P. australis* représentaient moins de 0,1 % des ETM retenus dans un FPR traitant des eaux de ruissellement. Cela confirme donc le rôle mineur de ces parties dans la rétention des micropolluants véhiculés par les eaux de ruissellement. De plus, en absolu (g), les ETM étaient plus exportés que les MPO en raison de leurs plus fortes teneurs dans le massif filtrant, et de la dégradation des MPO mais en relatif (% du total) ils étaient moins absorbés par les parties aériennes de la plante que les MPO, impliquant une fraction des ETM exportée plus faible par rapport au stock total d'ETM dans l'ouvrage. D'autres auteurs avaient révélé une capacité d'absorption plus importante des HAP par *P. australis* que des ETM, les facteurs de bioconcentration et de translocation étaient plus importants (Cui et al., 2015 ; Olisah et al., 2021). Cela révèle donc que *P. australis* aurait un plus grand rôle dans l'exportation des MPO que des ETM lors de son faucardage.

4 – Discussion Efficacité épuratoire

L'évaluation de l'efficacité épuratoire du prototype doit logiquement s'appuyer sur le calcul d'abattements de l'amont à la sortie :

- des concentrations mesurées pour chaque événement en amont et sortie du filtre prioritaire lors de l'événement,

- des flux massiques calculés pour chaque événement, qui permettent de prendre en compte de la perte ou la rétention d'eau dans le filtre (réserve hydrique, rétention dans les substrats, les végétaux, évapotranspiration). Ce calcul nécessite de disposer en entrée et sortie de filtre des concentrations et les volumes événementiels écoulés,
- des flux reconstitués à l'échelle annuelle qui permettent de faire des bilans à l'échelle du filtre et estimer la masse de polluants interceptée par le filtre.

L'évaluation de l'accumulation de polluants dans les sédiments et substrats (partie 3.3) est un autre moyen d'évaluer l'efficacité du prototype.

Les éléments discutés précédemment sur le fonctionnement du prototype restreignent le champ d'application de ces modes d'évaluation. Ils sont synthétisés ici ;

- Avant novembre 2024 il est possible de calculer des flux et de les associer à un mode de fonctionnement, en séparant chaque filtre, mais cela ne concerne que 6 événements, 4 concernant du temps sec, 4 avec filtre 1 (FS) prioritaire, 3 avec des données, 3 avec des échantillons analysés au niveau des 3 points (P115, entrée de filtre, sortie de filtre), 3 avec un échantillon analysé en entrée de filtre, 6 avec données en sortie de filtre, 5 avec échantillons analysés au point 115
- hiver 2021-2022 : même possibilité avec communication entre les 2 filtres. Les échantillons prélevés en sortie de filtre sont difficilement exploitables.
- printemps 2024 - sept 2024 débordements en tête de filtre entre les 2 compartiments. Courts-circuits d'eau via les cheminées d'aération. Impossibilité d'associer un flux à un filtre, possiblement contamination des eaux en sortie de filtre.
- Nov. 2024 changement du mode de prélèvement, l'asservissement devient temporel. Difficultés à séparer les modes d'alimentation. Représentativité de l'événement remise en cause, les prélèvements étant tous déclenchés en même temps. Mise en place d'un préleveur qui aspire directement dans la bêche. Représentativité du point entrée de filtre en question.
- hiver 2024-2025 à mai. 2025 effondrements de la digue de séparation entre les filtres. Impossibilité d'associer un flux à un filtre. Fonctionnement hydraulique perturbé en mode temps de pluie (pas de flaquage ?)

Il est ainsi difficile d'associer aux différents événements un filtre prioritaire (FS ou FR) et de calculer un volume écoulé événementiel en entrée et en sortie en raison des nombreux débordements de l'un vers l'autre. On peut associer un filtre en entrée (cf. Tableau 6) de filtre (mais pas forcément en sortie. Ces approches sont donc présentées ci-dessous à l'échelle globale (quelque soit le mode d'alimentation ou le filtre alimenté). La valeur ajoutée du Rainclean© n'est donc pas abordée.

4.1 : taux de rétention / concentrations

Le Tableau 38 présente les statistiques descriptives (moyenne, coefficient de variation, médiane) des taux calculés pour les paramètres majeurs.

Pour les MES, les deux événements associés à des concentrations fortes probablement dues à un bypass du filtre ont été exclus des statistiques.

Les MES et le Ptot mis à part, tous les paramètres sont associés à des événements caractérisés par des taux négatifs. Les MES présentent le taux de rétention médian le plus élevé (99 %) et le moins variable (CV = 12%). Parmi les autres paramètres associés potentiellement à une phase particulière, le NK présente un taux médian de 60 %, le Ptot un taux médian de 24% et le COT un taux de 25%. La diversité des taux peut être associée à la fraction majoritaire dans les eaux de ruissellement et la réactivité de ces composés qui peuvent connaître une certaine minéralisation/oxydation dans le filtre. Dans ce dernier cas, la phase dissoute devrait exprimer cette minéralisation (production de nitrates et de phosphates) et donc être associée à des taux de rétention bas (N-NO₃ 7 % en médiane, P-PO₄ -78 % en médiane). La valeur médiane de 77% pour l'ammonium peut être liée à la réactivité du filtre qui va avoir tendance à adsorber l'ammonium et l'oxyder en nitrate. La conductivité présente un taux faible montrant le peu de réactivité de ce paramètre dans le filtre. Le faible taux de rétention associé à la conductivité électrique, illustre une faible réactivité globale des composants ioniques solubles.

Tableau 38: Statistiques descriptives associées aux taux de rétention dans le FVPR pour les paramètres globaux et majeurs. Les statistiques descriptives sont calculées à partir des données événementielles (14 événements).

Taux de rétention	Conductivité	MES	N-NO ₂	N-NO ₃	N-NH ₄	NK	P-PO ₄	Ptot	COT	COD
Min	-30%	63%	-243%	-99%	-378%	-8%	-400%	0%	-15%	-18%
Max	92%	100%	93%	67%	90%	92%	56%	100%	87%	67%
Moyenne	6%	93%	39%	6%	9%	54%	-99%	30%	22%	21%
CV	432%	12%	232%	621%	1702%	67%	-131%	109%	127%	113%
Médiane	1%	99%	74%	7%	73%	60%	-78%	24%	25%	23%
Nb	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14

Les ETM (fraction totale) sont globalement associés à des taux de rétention médians supérieurs à 90% (39). Seul le cadmium fait exception avec un taux médian de 26 % (en partie en raison de teneurs inférieures à la LQ). Les taux de rétention calculés sur la fraction dissoute sont quant à eux faibles voire négatifs (sachant que pour Cd, Cr, Pb les concentrations en entrée de filtre sont majoritairement inférieures à la LQ), -43% pour Cu, 24 % pour Ni et 3% pour Zn. Ces taux ne traduisent donc pas de rétention dans le matériau de la phase dissoute. Les résultats agrégeant les données issues de FR et FS), il est difficile de juger sur l'efficacité du Rainclean ® disposé dans le FR.

Tableau 39: Statistiques descriptives associées aux taux d taux de rétention dans le FVPR pour les ETM. Les statistiques descriptives sont calculées à partir des données événementielles (12 événements).

Taux de rétention	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zinc
Moyenne	26%	81%	81%	68%	94%	87%
CV	117%	40%	37%	59%	12%	29%
Min	0%	-3%	8%	-20%	65%	13%
Max	92%	99%	99%	96%	100%	99%
Médiane	16%	98%	97%	90%	99%	98%
Nb	12	12	12	12	12	12

En ce qui concerne les MPO, les HAP totaux sont caractérisés par un taux de rétention médian de 87% qui est de 21 % pour les hydrocarbures (Tableau 40). Si on enlève les événements pour lesquels les concentrations en entrée et sortie sont inférieures à la LQ on monte à 64% pour les hydrocarbures.

Tableau 40: Statistiques descriptives associées aux taux de rétention dans le FVPR pour les 16 HAP et les hydrocarbures. Les statistiques descriptives sont calculées à partir des données événementielles (13 évènements).

	Somme 16 HAP	Hydrocarbures
Moyenne	73%	21%
CV	48%	155%
Min	0%	0%
Max	98%	96%
Médiane	87%	0%
Nb	13	13

Pour les autres MOP, les taux de rétentions médians sont négatifs pour la somme des phtalates alors que pour le DEHP il est de 56%, du même ordre de grandeur que pour le BPA (64%), de l'OP (44%) et du NP (69%) (Tableau41).

Tableau 41: Statistiques descriptives associées aux taux de rétention dans le FVPR pour phtalates (DEHP et somme des phtalates), au Bisphénol A, à l'octylphénol et au nonylphénol. Les statistiques descriptives sont calculées à partir des données événementielles (8 évènements).

	DEHP	Somme(PAE)	BPA	OP	NP
Moyenne	-189%	-71%	71%	45%	62%
CV	576%	138%	19%	49%	44%
Min	-1592%	-274%	51%	-60%	-39%
Max	91%	86%	96%	98%	98%
Médiane	56%	-77%	64%	44%	69%
Nb	8	8	8	8	8

4.2 : Taux de rétention / flux

Ces taux de rétention qui prennent en compte la réduction des concentrations et celles des flux hydriques entre l'entrée et la sortie du FPR n'a pu être menée en raison des difficultés énoncées plus haut.

4.3 : Extrapolation à l'échelle annuelle

A partir des médianes et moyennes des distributions des concentrations et des distributions des logs des concentrations, il est alors possible de calculer les flux entrant, sortant et retenus dans le filtre (Tableau 42) en faisant l'hypothèse que le volume en sortie du filtre est le même qu'en entrée à l'échelle annuelle. La période entre T1 et T2 a été utilisée pour établir ces bilans en considérant que le volume passé sur l'ensemble du filtre est de 211 080 m³ et que la durée prise en compte est de 1,69 an.

Le bilan peut alors s'exprimer selon l'équation suivante pour tout élément x et en utilisant, la médiane et la moyenne de la distribution des concentrations ou celles de la distribution logarithmique des concentrations.

$$([X]_{\text{entrée}} \times \text{volume traité} - [X]_{\text{sortie}} \times \text{volume traité}) / 1,69 = \text{Masse de X retenue par an}$$

Les concentrations sont exprimées en mg/L, les volumes en L et les masses en mg.

Tableau 42: Bilan massique annuel (entre T1 et T2) des flux entrant et sortant du FVPR

Flux	Entrée	Sortie	Rétention	Taux de rétention (%)
	T/an			
MES	13,25 à 36,13	0,25 à 0,41	13 à 35,7	98 à 99 %
	Kg/an			
N-NO ₃	707 à 735	583 à 601	124 à 134	18%
N-NH ₄	19,1 à 24,4	6,1 à 14,2	10,1 à 18,11	42 à 74%
NK	218 à 307	63 à 81	155 à 226	71 à 74 %
P-PO ₄	3,6 à 4,5	4,9 à 5,5	-1,9 à - 1	-22 à - 52 %
Pt	73,4 à 105,6	62,5	11 à 43,2	15 à 41 %
COT	662 à 810	493 à 600	129 à 211	219 à 26%
COD	625 à 663	487 à 563	100 à 1379	15 à 22%
	Kg/an			

Cd	0,06 à 0,11	0,05	0,006 à 0,056	10 à 53%
Cr	1,8 à 4,2	0,11 à 0,22	1,7 à 4,1	92 à 97%
Cu	11,3 à 27,10	0,66 à 1,17	10,5 à 25,9	93 à 97%
Ni	1,1 à 1,8	0,2 à 0,4	0,8 à 1,5	74 à 87%
Pb	3,4 à 10,1	0,05 à 0,17	3,3 à 9,95	98 à 99%
Zn	28,0 à 72,8	1,3 à 2,4	26,4 à 70,4	94 à 98%
16 HAP	0,09 à 0,20	0,01 à 0,02	0,07 à 0,18	80 à 90 %
Hydrocarbures	6,2 à 17,9	3,1 à 6,2	0 à 11,6	0 à 65 %
	g/an			
DEHP	466,3 à 689,0	433,1 à 804,3	-115,2 à 35,3	-17 à 8%
Somme (PAE)	3900 à 9676	6223 à 18088	-8412 à -2228	-93 à -56%
BPA	36,2 à 86,1	9,3 à 18,4	26,7 à 67,7	74 à 80 %
OP	26,7 à 79,3	12,8 à 43,7	13,6 à 35,6	45 à 70 %
NP	543,7 à 1253,9	126,5 à 161,9	405,1 à 1092	75 à 87 %

La rétention peut exprimer une accumulation (sédiment et substrat), c'est clairement le cas des MES dont la fraction minérale dominante va être stockée. Les particules organiques vont également être retenues mais vont pouvoir évoluer, se minéraliser. Ces généralités valent pour les différents espèces inorganiques (ETM) et organiques (MOP), les uns étant conservatifs (mais potentiellement associés à de possible désorption et lixiviation), les autres pouvant se dégrader. Pour les HAP et les hydrocarbures, les concentrations étant très faibles, la rétention calculée est peu robuste. Les métaux sont bien retenus dans un ordre décroissant de rétention : Pb, Zn, Cu, Cr > Ni > Cd.

Le choix des valeurs de concentration à affecter aux flux peut être sujet à discussion, l'utilisation de la moyenne à la place de la médiane, l'utilisation de LQ/2 pour les concentrations inférieures à la LQ, censure des concentrations < LQ, sont des choix qui auraient pu être réalisés. De la même façon l'étude de la distribution des concentrations, de type normale ou lognormale aurait pu aider à sélectionner les concentrations en entrée et sortie pour calculer les flux. Enfin les calculs d'incertitudes sur les analyses et les mesures de débits auraient pu préciser les choses.

4.4 : Comparaison des approches accumulation sédiment-substrat et suivi du compartiment eau

Il est possible de comparer les flux approchés dans la partie 3.3.1 par des bilans réalisés sur le compartiment sédiment-substrat (sédiments déposés et concentration dans les différentes couches du filtre) à ceux calculés en se basant sur le compartiment Eau. Ces deux approches ont été menées sur la même période de temps, entre T1 et T2. Le Tableau 43 présente le résultat de cette comparaison et la relation entre ces deux variables est illustrée dans la Figure 43. Pour les MES l'écart entre les deux estimations est 2 à 3 fois plus importants dans l'estimation " Eau". Pour les ETM l'écart est faible si on s'intéresse aux gammes de valeurs. Dans le cas de cette estimation eau d'après la régression linéaire de la Figure 43, le ratio entre les flux est compris entre 1,5 et 3. avec une linéarité de la relation pour les ETM et les MES. Si l'on s'intéresse aux MPO la surestimation des flux par l'approche eau est encore plus importante, cela pourrait s'expliquer dans ce cas par la dégradation des polluants sur le filtre qui est intégrée par l'approche "sédiments-substrats" mais pas par l'approche "Eau", la cinétique des réactions étant plus longue que celle du temps de séjour de l'eau dans le filtre. Ces MPO s'accumulent peu car ils sont bien dégradés et leur accumulation est lié à la partie refractaire présente dans les sédiments. Les phtalates sont caractérisés par un flux négatif pouvant caractériser leur relargage à partir du filtre. Ce comportement pourrait être associé au lessivage de phtalates à partir de matériaux constitutifs du filtre tels que la géomembrane ou les drains (Flanagan et al., 2018). Où se situe la surestimation/sousestimation entre les approches ? Deux autres calculs ont été réalisés en utilisant, pour le premier dans l'approche "eau" les concentrations retenues dans le cadre de l'ACV (cf. livrable C2.2) et le deuxième en utilisant l'accumulation moyenne annuelle retenue sur le filtre au cours des 1,7 années de suivi (Tableau 43). Le premier est lié à un choix méthodologique alors que le deuxième illustre la variabilité temporelle des flux pour l'approche sédiment.

Quel que soit le choix méthodologique, les ordres de grandeur des flux sont cohérents pour les différents polluants, seul le flux annuel de BPA varie d'un facteur 10.

Tableau 43: Comparaison des flux “retenus” par le filtre (t/an pour les MES sinon g/an) en fonction de l'approche appliquée “eau” et “Sédiment-substrat” (Roux, 2023, pour les sédiments) (nc : non calculé, - pas de donnée).

Flux retenus (g/an)	Approche “Eau”		Approche dépôt/substrat	
	Avec médiane ou moyenne des distributions de concentrations		accumulation annuelle entre T1 et T2	accumulation annuelle moyenne sur le suivi
	T/an			
MES	13 à 36		7,4	6,0
	Kg/an			
Cd	0,03 à 0,06		0,03	0,03
Cr	1,68 à 4,12		1,65	3,9
Cu	10,45 à 25,89		8,01	10,7
Ni	0,78 à 1,46		1,72	4,4
Pb	3,3 à 10,0		1,70	3,0
Zn	26,4 à 60,9		17,67	46,8
16 HAP	0,07 à 0,18		nc	nc
Hydrocarbures	0 à 11,7		nc	nc
	g/an			
DEHP	-115 à 35		nc	-
Somme (PAE)	--8412 à -2228		nc	-
BPA	26,7 à 67,7		2,12	3,5
OP	13,1 à 35,6		13,267	1,7
NP	405,1 à 1092,0		126,83	51

Dans le livrable C2.4 présentant l'ACV du filtre d'autres choix ont été faits, s'appuyant principalement sur la valeur moyenne de la distribution lognormale pour les différents paramètres ce qui a tendance à diminuer les concentrations au final. De la même façon dans l'ACV les flux hydrauliques représentent la moyenne annuelle des débits calculée sur les 3 ans de suivi. Ces valeurs ont été utilisées pour fournir une autre estimation du bilan de masse.

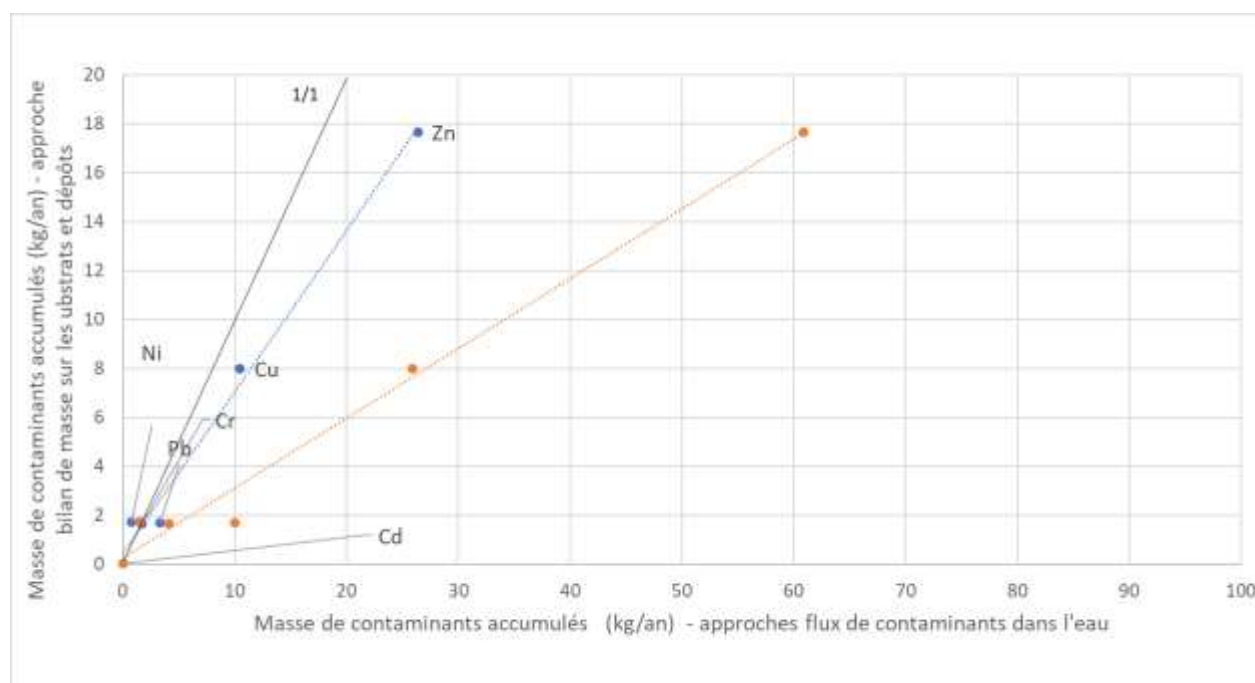


Figure 43 ; Relation entre la masse de contaminants (ETM) accumulés (kg/an) sur le filtre (approche « Sédiment ») et le flux de MES retenues entre l'entrée et la sortie du filtre (approche « Eau »). Les 2 couleurs correspondent aux valeurs minimales et maximales des flux calculés

5 Synthèse - Conclusion

Le suivi du filtre planté de roseaux, prototype au cœur du projet LIFE ADSORB s'est étalé sur 4 ans, de septembre 2020 à mars 2025. L'objectif était d'évaluer la capacité épuratoire de chaque file, une correspondant à un filtre vertical planté de roseau classique avec un substrat sableux et la deuxième innovante utilisant une couche d'un matériau granulaire entre deux couches de sable.

La première étape a été de caractériser le filtre avant sa mise en eau (T0). Le filtre a été alimenté avec des eaux de ruissellement et des eaux claires à partir de février 2021. L'instrumentation active à partir de mai 2021 a permis de suivre les volumes écoulés par temps sec et temps de pluie en trois points, un point amont (P115), en sortie de bêche (=entrée de chaque filtre), en sortie de chaque filtre mais aussi de réaliser des prélèvements moyens représentatifs d'événements de sollicitation du filtre (temps sec, temps de pluie).

La phase de prélèvement a été moins efficace (avec un total de 19 événements suivis, dont 16 avec les points entrée et sortie de filtre en même temps quel que soit le filtre et le mode d'alimentation - temps sec ou temps de pluie) que prévue (15 prélèvements répartis sur la durée du suivi pour le temps de pluie et 9 prélèvements de temps sec pour chaque filtre) en raison de difficultés matérielles (dysfonctionnements) et a été compliquée par des dysfonctionnements au niveau du filtre (débordements entre les deux filtres, rupture de la digue entre les deux filtres, colmatage, court-circuit via les cheminées d'aération ...). Sur ces prélèvements des paramètres physico-chimiques majeurs et globaux (MES, pH, conductivité électrique, COT, COD, Ptot, PO4, NK, NO3, NO2, NH4, E. Coli, coliformes totaux et entérocoques intestinaux), des éléments traces métalliques (cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb, zinc) et des micropolluants organiques (hydrocarbures, HAP, BPA, Alkylphénols, phtalate) ont été analysés et pour les deux dernières catégories sur la fraction dissoute et la fraction totale ou particulaire. Des analyses de la vitesse de chute des particules ont été réalisées sur 9 échantillons, montrant une bonne décantabilité des eaux. Des essais écotoxicologiques sur *Daphnia sp.* ont été réalisés sur des échantillons provenant de 8 événements

Les concentrations mesurées sur la majorité des paramètres sont assez proches de ce qui est mesuré dans la bibliographie sur les eaux de ruissellement urbaines, mais avec une surreprésentation de la fraction particulaire pour les métaux et une charge organique quasi exclusivement dissoute. Les concentrations en 4NP sont plus fortes que celles du projet Roulépur.

Après T0, trois autres campagnes ont permis de suivre l'épaisseur du dépôt sédimentaire qui s'est constitué progressivement avec l'apport des matières issues des eaux de ruissellement qui décantent et sont filtrés et la matière organique issue des roseaux même si ces derniers ont été faucardés et évacués 3 fois au cours du suivi. L'accumulation des micropolluants a également été suivie. Ce sont les sédiments qui portent principalement l'accumulation de matière et de polluants suivis par le sable de surface qui filtre les particules. Les végétaux en place et faucardés portent de faibles concentrations en polluants de quelques centièmes de % pour le Cr et le Ni à 3% pour le NP.

Au final depuis le 01/01/2021 jusqu'à T2 octobre 2023, soit 2,7 ans ce sont près de 10,4 tonnes de matières particulaires qui ont été stockées dans le filtre correspondant à une accumulation d'environ 4 tonnes par an. Cela correspond également à des accumulations moyennes de 27 g/an de Cd, 3939 g/an de Cr, 7355 g/an de Cu, 4403 g/an de Ni, 2972 G/an de Pb, 17027 g/an de Zn, 3,5 g/an de BPA, 1,7g/an d'OP et 51,3 g/an de NP.

Le suivi de la phase liquide et l'accumulation des dépôts et des polluants ont permis d'évaluer l'efficacité épuratoire du filtre mais sans pouvoir mettre en avant la valeur ajoutée du Rainclean ® par rapport au sable. A l'échelle des événements caractérisés l'efficacité épuratoire peut être évaluée à partir de l'évolution des concentrations entre l'entrée et la sortie du filtre, elle est alors de 99% pour les MES, 90% pour NO3, 99% pour NH4, 60% pour NK, 24% pour Ptot, 25% pour COT, 16% pour Cd, 98% pour Cr, 97% pour Ni, 99% pour Pb, 98%

pour Zn, 87% pour la somme des 16 HAP, 21% pour les hydrocarbures (C10-C40), 56% pour DEHP, -77% pour la somme des phtalates, 64% pour BPA, 44% pour OP et 69% pour NP.

En ce qui concerne l'écotoxicologie, en l'absence de toxicité marquée à l'entrée du filtre, il n'est pas possible de tirer des conclusions sur son efficacité.

Pour les phtalates, la rétention négative correspond à des émissions par le prototype. Ceci est probablement dû à la lixiviation de matériaux tels que les géomembranes, l'asphalte, les drains, ...

Quels que soient les polluants, la valeur ajoutée de Rainclean® par rapport au sable n'a pas été démontrée.

L'évaluation peut également porter sur les flux de matière entrant et sortant à l'échelle annuelle du filtre (en utilisant les concentrations et les flux hydriques) et donc les flux retenus.

En fonction des choix retenus la pollution évitée au milieu se chiffre à l'échelle annuelle à plusieurs tonnes de MES (6 à 23), plusieurs kilogrammes de Zn (26 à 61), de Cu (8 à 23), de Pb (2 à 8), de Cr (1,5 à 4), de Ni (0,8 à 4), de HAP (11) plusieurs centaines de grammes d'hydrocarbures C10-C40 (590), de NP (127 à 422), plusieurs dizaine de grammes de Cd (30 à 50), de DEHP (16), de BPA (2 à 34), d'OP (2 à 14).

Différents objectifs étaient assignés au prototype en matière de qualité de l'eau

- réduire de 12,8 tonnes le rejet de MES au milieu. Cet objectif est atteint avec un taux de rétention de 90%.
- obtenir un centile 90 des concentrations des eaux traitées par le filtre planté de roseaux inférieur aux seuils de qualité suffisante de la directive baignade. L'abattement d'un log de la charge bactérienne ne permet pas d'atteindre cet objectif.
- obtenir une concentration moyenne des eaux traitées par le filtre planté de roseaux inférieur aux NQE. L'objectif global, notamment pour les micropolluants et particulièrement leur phase dissoute, n'est pas atteint. Pour les paramètres majeurs, la valeur seuil est respectée dans 100% des cas sauf pour le COD (89%). Pour les ETM, 100% de respect sont atteints pour le Cr et le Pb, 88% pour Ni, 18% pour Zn et 0% pour Cu. Pour Cd la limite de quantification est supérieure à la valeur seuil. Pour les HAP, le naphthalène et l'anthracène respectent dans 100% des cas la valeur seuil. Ce taux est de 78% pour le fluoranthène. Dans le cas du benzo-a-pyrène, au moins 17% des cas sont supérieurs à la valeur seuil. Pour le reste des échantillons les concentrations sont inférieures à la LQ qui est supérieur à la valeur seuil. Le BPA respecte dans 100% des cas la valeur seuil, ce taux est de 92% des cas pour le BBP et le DBP (phtalate), 50% des cas pour l'OP, 17% des cas pour le DEHP (phtalate) et dans aucun cas pour le NP.

Un des objectifs de ce suivi était également de comparer l'efficacité relative du filtre classique (substrat sableux) par rapport à celle du filtre innovant (substrat sableux et Rainclean ®) n'a pu être atteint en raison de l'expérimentation qui n'a pas eu d'incidence majeure, si ce n'est le court-circuitage des eaux pendant quelques semaines, sur le fonctionnement épuratoire du filtre.

Le dispositif de prélèvement reste problématique au niveau du point "sortie de bêche" et ne permet pas de caractériser les événements de manière satisfaisante. Il conviendrait de remédier à ce problème si l'on veut envisager de réactiver ponctuellement le suivi dans les années à venir. L'activation des plaques poreuses mises en place dans le filtre FR, et l'analyse des micropolluants dissous, permettrait d'avoir une vision locale du rôle du Rainclean ® dans le devenir des polluants dissous.

Une source de données reste non exploitée à ce jour c'est celle de la mesure en continue (turbidité, pH, conductivité électrique) équipant les points entrée et sortie de filtre. Son exploitation pourrait affiner l'évaluation de l'efficacité épuratoire du filtre.

De manière opérationnelle, il pourrait être proposé de poursuivre le suivi annuel ou bi-annuel du dépôt de sédiment (et des macrodéchets), et de ses teneurs en polluants, à la surface du filtre et de la rétention des particules fines dans le substrat pour suivre le bilan de masse des polluants retenus dans le filtre qui traduit un rejet évité au milieu. Ce suivi pourrait être complété par des analyses des rejets au milieu naturel, pour suivre d'éventuelles évolutions des concentrations.

Il est également conseillé d'organiser des visites régulières afin de prévenir d'éventuels dysfonctionnements et d'annualiser les opérations d'enlèvement des dépôts au niveau de l'ouvrage de tranquillisation/alimentation des filtres et de la zone immédiatement à son aval.

Pour compléter la compréhension du système, il serait intéressant d'étudier les processus de décantation remobilisation des MES dans la chambre de stockage/pompage mais aussi les cheminements préférentiels de l'eau à la surface du filtre et des zones de dépôts. La cartographie spatiale (profondeur comprise) fine des dépôts sédimentaires, de leurs contaminants et de leur granulométrie pourrait ainsi être réalisée lors des campagnes annuelles ou bi-annuelles.

Références bibliographiques

Adepte, 2019,

Athanasiadis, K., Horn, H. and Helmreich, B. (2010) 'A field study on the first flush effect of copper roof runoff', *Corrosion Science*, 52(1), pp. 21–29. <https://doi.org/10.1016/j.corsci.2009.08.048>

Berger, R. 2020. « Mobilité – Donner une nouvelle « voix » à l'Île-de-France ». https://www.rolandberger.com/publications/publication_pdf/MKT_Publi_2020_005_Kisio_Blue_V4.pdf

Bettinetti, R. and Provini, A. (2002) 'Toxicity of 4-Nonylphenol to Tubifex tubifex and Chironomus riparius in 28-Day Whole-Sediment Tests', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53(1), pp. 113–121. Available at: <https://doi.org/10.1006/eesa.2002.2206>

Briand, C. et al. (2018) Que sait-on des micropolluants dans les eaux urbaines ? ARCEAU IdF ; AFB - Agence française pour la biodiversité. <https://enpc.hal.science/hal-0180331>

Chebbo, G., Gromaire M. C., Lucas E. (2003). "Protocole VICAS - mesure de la vitesse de chute des MES dans les effluents urbains." *Techniques Sciences et Méthodes*. 12 (2003): 39–49.

Duman, F., M. Cicek, et G. Sezen. 2007. « Seasonal Changes of Metal Accumulation and Distribution in Common Club Rush (*Schoenoplectus Lacustris*) and Common Reed (*Phragmites Australis*) ». *Ecotoxicology* 16 (6): 457-63. <https://doi.org/10.1007/s10646-007-0150-4>.

Funke Gruppe. 2020. « D-Rainclean® - Traitement des eaux pluviales avant infiltration. Avis technique du DIBt ». https://www.funkefrance.fr/fileadmin/pdf/prospekte_FR/Funke-France-D-Rainclean-brochure-03-2020.pdf.

Gill, L. W., P. Ring, B. Casey, N. M. P. Higgins, et P. M. Johnston. 2017. « Long Term Heavy Metal Removal by a Constructed Wetland Treating Rainfall Runoff from a Motorway ». *Science of The Total Environment* 601-602: 32-44. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.182>.

Gill, L. W., P. Ring, N. M. P. Higgins, et P. M. Johnston. 2014. « Accumulation of Heavy Metals in a Constructed Wetland Treating Road Runoff ». *Ecological Engineering* 70: 133-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.056>.

Gourmand C. (2022). Adsorption de "métaux lourds" par des silices mésoporeuses fonctionnalisées par des ligands bioinspirés : de l'élaboration du matériau à son application à la dépollution de l'eau. Thèse de doctorat de l'Université de Strasbourg.

Gunawardana, C., Egodawatta, P., & Goonetilleke, A. (2014). Role of particle size and composition in metal adsorption by solids deposited on urban road surfaces. *Environmental Pollution*, 184, 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.010>

Huang, B., Yuan, Z., Li, D., Zheng, M., Nie, X., & Liao, Y. (2020). Effects of soil particle size on the adsorption, distribution, and migration behaviors of heavy metal(loid)s in soil: A review. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22(8), 1596–1615. <https://doi.org/10.1039/D0EM00189A>

Kastratović, V., S. Krivokapić, D. Đurović, et N. Blagojević. 2013. « Seasonal changes in metal accumulation and distribution in the organs of *Phragmites australis* (common reed) from Lake Skadar, Montenegro ». *Journal of the Serbian Chemical Society* 78 (8): 241-1258. <https://doi.org/10.2298/JSC121026153K>.

Lenormand, É., I. Combroux, M. Walaszek, P. Bois, et A. Wanko. 2022. « Étude du vieillissement de mares de sédimentation des eaux pluviales : y a-t-il une migration en profondeur des micropolluants ? : Urban stormwater pond ageing assessment: is the impervious clay layer a barrier to micropollutants? » *Techniques Sciences Méthodes*, no 4: 39-61. <https://doi.org/10.36904/tsm/202204039>.

Life Adsorb. 2023. « Site officiel du Projet Life Adsorb ». LifeAdsorb. 2023. <https://life-adsorb.eu/fr/caracteristiques>.

Lutterbeck, C.A. *et al.* (2018) 'Integrated system with constructed wetlands for the treatment of domestic wastewaters generated at a rural property – Evaluation of general parameters ecotoxicity and cytogenetics', *Ecological Engineering*, 115, pp. 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.01.004>

Molle, P. 2003. « Filtres plantés de roseaux : limites hydrauliques et rétention du phosphore ». *Phdthesis, Doctorat discipline Energétique génie des procédés*, Université Montpellier II. <https://hal.inrae.fr/tel-02583262>.

OCDE (2004), *Essai n° 202: Daphnia sp., essai d'immobilisation immédiate*, Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264069954-fr>.

Roux J. (2023). Devenir des micropolluants issus du trafic routier dans un filtre planté de roseaux dédié à la gestion des eaux de ruissellement - Importance de l'activité microbienne. Thèse de doctorat de l'Université Paris-Créteil. <https://theses.fr/s239068>

Salem, Z. B., X. Laffray, A. Ashoour, H. Ayadi, et L. Aleya. 2014. « Metal Accumulation and Distribution in the Organs of Reeds and Cattails in a Constructed Treatment Wetland (Etueffont, France) ». *Ecological Engineering* 64: 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.027>.

Schmitt, N., A. Wanko, J. Laurent, P. Bois, P. Molle, et R. Mosé. 2015. « Constructed Wetlands Treating Stormwater from Separate Sewer Networks in a Residential Strasbourg Urban Catchment Area: Micropollutant Removal and Fate ». *Journal of Environmental Chemical Engineering* 3 (4, Part A): 2816-24. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.10.008>.

Torrens A., Molle P., Boutin C., Salgot M.(2009), Removal of bacterial and viral indicator in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters, *Desalination*, Volume 246, Issues 1–3, Pages 169-178, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.050>.

Verscheure H. , (2025). Condition of the reed bed filter treating runoff: biomass, deposited metals and macroplastics. Stage, Traineeship after studies. Leesu, Ecole Nationale des Ponts ParisTech.

Walaszek, M. 2018. « Dynamique des flux de micropolluants et mécanismes de dépollution des rejets pluviaux urbains stricts à travers une technique alternative : approche multi-échelles par des méthodes expérimentale et numérique ». These de doctorat, Strasbourg. <https://www.theses.fr/2018STRAD002>.

Walaszek, M., P. Bois, J. Laurent, E. Lenormand, et A. Wanko. 2018. « Micropollutants Removal and Storage Efficiencies in Urban Stormwater Constructed Wetland ». *Science of The Total Environment* 645: 854-64. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.156>.

PROTOCOLE PRELEVEMENTS

TEMPS DE PLUIE

DECLENCHEMENT AUTOMATIQUE OU MANUEL DEPUIS LA SUPERVISION

Préleveurs automatiques

Principe : Un prélèvement unitaire de 100 ml est effectué chaque 15 m³ écoulés. Flacon de prélèvement de 19 L.
300 m³ écoulés = 2 L par préleveur, (20 prélèvements).
2850 m³ écoulés = 19 L par préleveur, (190 prélèvements).
=> Possibilité de prélever des événements de 300 à 2850 m³

- Amont du DO-bugeaud P115 – 2 préleveurs

Cycle de prélèvement déclenché sur consigne de H. Prélèvement asservi à la mesure de débit (capteur H/V du P115) afin d'obtenir un échantillon représentatif du volume écoulé.

Volume maximum collecté

→ 2 fois 19 L (verre + PEHD)

- Conduite de refoulement vers filtre prioritaire – 2 préleveurs

Cycle de prélèvement déclenché si grafctet « Mode temps de pluie » activé + pompage. Prélèvement asservi à la mesure de débit (capteur sur la conduite) afin d'obtenir un échantillon représentatif du volume écoulé.

→ 2 fois 19 L (verre + PEHD)

- Sortie du filtre prioritaire – 2 préleveurs

Cycle de prélèvement déclenché si grafctet « Mode temps de pluie » activé+débit mesuré en sortie. Prélèvement asservi au débit mesuré par le capteur de hauteur d'eau de la bonde sollicitée afin d'obtenir un échantillon représentatif du volume écoulé.

→ 2 fois 19 L(verre + PEHD)

Fonctionnement ci-dessus identique pour les deux modes de déclenchement.

- Déclenchement automatique => Prélèvements effectués dès qu'un évènement pluvieux est détecté => Intervention nécessaire (maintenance ou prélèvement)
- Déclenchement manuel => Depuis la supervision si prévision pluie suffisante

PROTOCOLE PRELEVEMENTS

TEMPS SEC

DECLENCHEMENT MANUEL DEPUIS LA SUPERVISION

Préleveurs automatiques

Principe : Prélèvement sur 24 h.

P115 : Volume unitaire de 100ml tous les 8 minutes soit 190 prélèvements sur 24h.

Conduite de refoulement + sortie : Un volume écoulé journalier de $500 \text{ m}^3 = 19 \text{ L}$ par préleveur, soit 190 prélèvements unitaires de 100 ml. Un prélèvement unitaire est effectué chaque $2,6 \text{ m}^3$ écoulés.

Flacon de prélèvement de 19 L

- Amont du DO-bugeaud P115 – 2 préleveurs

Cycle de prélèvement déclenché manuellement depuis la supervision. Prélèvement proportionnellement au temps sur une période de 24h.

Volume maximum collecté

→ 2 fois 19 L (verre + PEHD)

- Conduite de refoulement vers filtre prioritaire – 2 préleveurs

Cycle de prélèvement déclenché si grafcet « mode temps sec » activé + pompage. Prélèvement asservi à la mesure de débit (capteur sur la conduite) sur une période de 24h afin d'obtenir un échantillon représentatif du volume écoulé

→ 2 fois 19 L (verre + PEHD)

- Sortie du filtre prioritaire – 2 préleveurs

Cycle de prélèvement déclenché si grafcet « Mode temps sec » activé + débit mesuré en sortie. Prélèvement asservi au débit mesuré par le capteur de hauteur d'eau de la bonde sollicitée afin d'obtenir un échantillon représentatif du volume écoulé.

→ 2 fois 19 L (verre + PEHD)

Déclenchement manuel depuis la supervision si prévision de temps sec sur plusieurs jours

ANNEXE 2 : Protocole de prélèvement

- Nettoyage, décontamination et mise en place des flacons avant chaque phase de prélèvement : DSEA du CD 94 et LEESU-UPEC. Puis ensuite uniquement LEESU-UPEC.I
- La phase de prélèvement est gérée automatiquement par l'automate et la supervision de la Ville de Paris. Le bilan du cycle de prélèvement est envoyé à Semeru et aux partenaires.
- Récupération des échantillons en fin de cycle de prélèvement
- Transport des échantillons vers les laboratoires en enceinte réfrigérée :
 - SGS avec transfert depuis les flacons en verre et plastique vers les flacons pour analyse, en s'assurant de l'homogénéité des échantillons. Analyses des paramètres globaux des éléments majeurs, des éléments traces métalliques et des paramètres bactériologiques. Analyses sur fractions totales et dissoutes sauf pour les paramètres bactériologiques analysés sur la fraction totale.
 - LEESU-UPEC pour micropolluants organiques (Bisphénol-A, phtalates, alkylphénols). Analyse sur fractions dissoute et particulaire. Analyse des MES, du pH et de la conductivité électrique. Analyses écotoxicologiques.
 - LEESU-ENPC pour détermination des vitesses de chute.

Après chaque utilisation, les flacons de prélèvements doivent être nettoyés très rapidement (risque d'absorption des MES sur les parois) selon la procédure suivante :

- Pour les bidons en plastique :
 - Nettoyage abondant à l'eau du robinet avec décrochage des particules sur les parois (utilisation de goupillons ou autre...)
 - Ajout de quelques millilitres de détergent pour plastique (Extran ou détergeant DSEA) et remplissage du bidon à l'eau du robinet
 - Laisser au repos 24h
 - Rinçage abondant à l'eau du robinet puis eau déminéralisée (5 fois, 200-300 mL) (puis eau purifiée, 3 fois 200 mL)
- Pour les bidons 10-20 L en verre ou téflonnés :
 - Nettoyage abondant à l'eau du robinet avec décrochage des particules sur les parois (utilisation de goupillons ou autre...)
 - Ajout de quelques millilitres de détergent pour le verre (TFD4) et remplissage du bidon à l'eau du robinet.
 - Laisser au repos 24h
 - Rinçage abondant à l'eau du robinet puis eau déminéralisée (5 fois, 200-300 mL) (puis eau purifiée, 3 fois 200 mL).
 - Grillage au four (500°C)
 - Les flacons verre (non en pyrex) ne supportant pas le grillage au four (500°C) nécessitent un dernier rinçage avec quelques millilitres d'acétone

ANNEXE 3 : Exemple de fiche d'échantillonnage remplie par Semeru

CAMPAGNE DE MESURES LIFE ADSORB 2022				P115			
				heure légale			
Adresse	Région	Route de la Porte Dauphine PARIS 16ème	Ville	Paris			
Equipement	Type de préleveur	N° de série du préleveur					
	Préleveur Verre	Hach Lange: AS950	193120013446				
	Préleveur PE	Hach Lange: AS950	192350012753				
Volume en ml par demande de prélèvement	Volume d'arrivage						
	100 ml						
adresse de dépôt des échantillons	Flacon PE à déposer et à échantillonner chez SGS : 7 Rue Jean Mermoz, 91080 Évry-Courcouronnes. Flacon Verre à déposer au LEESU de Créteil : UPEC 61 Avenue du Général de Gaulle, 94000 Créteil						
Carriquer particulièrement de maintenance	Nettoyer les crépines. Après dépôt des flacons, les remplacer par ceux nettoyés au préalable. Apporter les flacons verre à nettoyer au LEESU Apporter les flacons PE à nettoyer au Laboratoire DSEA : avenue des						
Photo	 						
MOIS	Fevrier	Janvier	Janvier	Janvier	Janvier	Janvier	Fevrier
Semaine	7						
Date	14/02/2025						
Heure HL	8h00						
Début de prélèvement	-						
Quantité de prélèvement demandé	-						
Quantité prélevée (ver)	-						
Quantité prélevée (PE)	-						
Intervenant	DLB+2SEM						
Date	14/02/2025						Intervenant
	Récupération des échantillons et remplacement des flacons sales.						DLB+2SEM

ANNEXE 4 : Méthodes analytiques (ainsi incertitude et limite de quantification) relatifs aux paramètres, analysées sur la phase aqueuse.

Composés	Unité	Méthode	Incertitude U %	LQ
MES	mg/L	NF EN 872 - Filtre Whatman	20	2
NO2	mg/L	NF ISO 15923-1 après filtration	20	0,01
N-NO2	mg/L	Idem	20	0,003
NO3	mg/L	NF ISO 15923-1 après filtration	35	1
N-NO3	mg/L	Idem	35	0,226
N-NH4	mg/L	NF ISO 15923-1 après filtration	35	0,023
NH4	mg/L	Idem	35	0,03
PO4	mg/L	NF ISO 15923-1 après filtration	35	0,04
COT	mg/L	EN 1484	13	0,5
COD	mg/L	Idem après filtration	26	0,5
pH	Unité pH	NF EN ISO 10523	10	1
Conductivité électrique	µS/cm	NF EN 27888	2	1
Sur Fraction Totale				
Acénaphène	µg/L	meth interne MLE MO LAB 061 L/L GC/MS/MS	45	0,005
Acénaphthylène	µg/L		42	0,005
Anthracène	µg/L		42	0,005
Benzo-a-Pyrène	µg/L		38	0,005
Benzo-b-Fluoranthène	µg/L		38	0,005
Benzo-a-Anthracène	µg/L		45	0,005
Benzo-g,h,i-Perylène	µg/L		32	0,005

Benzo-k-Fluoranthène	µg/L		32	0,005
Chrysène	µg/L		38	0,005
Dibenzo-ah-Anthracène	µg/L		38	0,005
Fluoranthène	µg/L		41	0,005
<i>Tableau 44 (suite): méthodes d'analyse des différents paramètres ainsi que l'incertitude et la limite de quantification associées</i>				
Composés	Unité		Incertitude U %	LQ
Fluorène	µg/L		37	0,005
Indéno-123CD-Pyrène	µg/L		43	0,005
Naphtalène	µg/L		39	0,05
Phénanthrène	µg/L		40	0,05
Pyrène	µg/L		35	0,05
NK	mg/L	NF EN 25663	35	0,5
Indice hydrocarbure	mg/L	NF EN ISO 9377-2	39	0,05
Cadmium	µg/L	NF EN ISO 17294-2 après NF EN ISO 15587-2	17	0,4
Cuivre*	µg/L	NF EN ISO 17294-2 après NF EN ISO 15587-3	22	0,5
Chrome	µg/L	NF EN ISO 17294-2 après NF EN ISO 15587-4	15	0,5
Nickel	µg/L	NF EN ISO 17294-2 après NF EN ISO 15587-5	17	1
Plomb*	µg/L	NF EN ISO 17294-2 après NF EN ISO 15587-6	19	0,4

Zinc*	µg/L	NF EN ISO 17294-2 après NF EN ISO 15587-7	25	5
Phosphore	mg/L	NF EN ISO11885après NF EN ISO 15587-8	35	0,5
E. Coli	germe/100 mL	NF EN ISO 9308-3		0
Coliformes totaux		NF EN ISO 9308-2		1
Entérocoques Intestinaux	germe/100 mL	NF EN ISO 7899-1		0
Coliformes à 37°C	germe/100 mL	NF T 90-413		30
Sur Fraction Dissoute Après filtration				
<i>Tableau 45 (suite): méthodes d'analyse des différents paramètres ainsi que l'incertitude et la limite de quantification associées</i>				
Composés	Unité	Méthode	Incertitude U %	LQ
Acénaphène	µg/L	meth interne MLE MO LAB 061 L/L GC/MS/MS	45	0,005
Acénaphthylène	µg/L		42	0,005
Anthracène	µg/L		42	0,005
Benzo-a-Pyrène	µg/L		38	0,005
Benzo-b-Fluoranthène	µg/L		38	0,005
Benzo-a-Anthracène	µg/L		5	0,005
Benzo-g,h,i-Perylène	µg/L		32	0,005
Benzo-k-Fluoranthène	µg/L		32	0,005
Chrysène	µg/L		38	0,005
Dibenzo-ah-Anthracène	µg/L		38	0,005

Fluoranthène	µg/L		41	0,005
Fluorène	µg/L		37	0,005
Indéno-123CD-Pyrène	µg/L		43	0,005
Naphtalène	µg/L		39	0,05
Phénanthrène	µg/L		40	0,05
Pyrène	µg/L		35	0,05
Cadmiun	µg/L		30	0,1
Cuivre*	µg/L		27	0,1
Chrome	µg/L		16	0,5
Nickel	µg/L	NF EN ISO 17294-2	24	0,5
Plomb*	µg/L	NF EN ISO 17294-2	28	0,1
Zinc*	µg/L	NF EN ISO 17294-2	30	2
Phosphore	mg/L	NF EN ISO 11885	35%	0,01
NK	mg/L	NF EN 25663		0,5

Tableau 46 (suite): méthodes d'analyse des différents paramètres ainsi que l'incertitude et la limite de quantification associées

Composés	Unité	Méthode	LQ (ng/L échantillon extrait)	LQ (ug/mg échantillon extrait)
Fraction dissoute (après filtration) et particulaire			Volume (mL)	Masse (mg)
			250	1
BPA	ng/L	méthode interne-Leesu*	19,2	0,010
NP1EC	ng/L	méthode interne-Leesu*	9,8	0,005
OP	ng/L	méthode interne-Leesu*	16,2	0,008
OP1EO	ng/L	méthode interne-Leesu*	14,0	0,007
OP2EO	ng/L	méthode interne-Leesu*	15,7	0,008
4-NP	ng/L	méthode interne-Leesu*	17,1	0,009

NP2EO	ng/L	méthode interne-Leesu*	7,2	0,004
NP1EO	ng/L	méthode interne-Leesu	13,8	0,007

* Extraction, purification, évaporation, analyse (phtalates par GC-MS/MS, alkylphénols par LC-MS/MS) - (Flanagan et al., 2018).

ANNEXE 5 : Nombre total d'échantillons composites récupérés lors des quatre campagnes T0, T1, T2 et T4 de prélèvement des sédiments et substrats de filtration.

Filtre	Zone du filtre	Profondeur (cm)	Substrat/dépôt	T0	T1	T2	T4
FS	Amont	+x - 0	Sédiment	Absent	X	X	X
		0-10	Sable de surface	X	X	X	X
		10-40	Sable profond		X	X	X
	Centre	+x - 0	Sédiment	Absent	Absent	Absent	X
		0-10	Sable de surface	X	X	X	X
		10-40	Sable profond		X	X	X
	Aval	0-10	Sable de surface	X	X	X	X
		10-40	Sable profond		X	X	X
Fr	Amont	+x - 0	Sédiment	Absent	X	X	X
		0-10	Sable de surface	X	X	X	X
		10-30	RainClean®	X	X	X	X
		30-40	Sable profond	X	X	X	X
	Centre	+x - 0	Sédiment	Absent	Absent	Absent	X
		0-10	Sable de surface	X	X	X	X
		10-30	RainClean®	X	X	X	X
		30-40	Sable profond	X	X	X	X
	Aval	0-10	Sable de surface	X	X	X	X

		10-30	RainClean®	X	X	X	X
		30-40	Sable profond	X	X	X	X
Nb de d'échantillons				12	17	17	19

ANNEXE 6 : Conservation et préparation des échantillons selon les analyses réalisées sur les sédiments et substrats de filtration . PP : Polypropylène (Roux, 2023).

Analyse	Contenant	Quantité (g)	Conservation sur le terrain	Préparation de l'échantillon	Laboratoire
Physico-chimie	Sachet plastique PP 1L	1000	4°C	NF ISO 11464 : séchage 40 °C, tamisage à 2 mm, broyage fraction > 2 mm pour Rainclean et broyage final de tous les échantillons à 250 µm, sauf pour la granulométrie	SGS
ETM	Sachet plastique PP 1L	200	4°C	Séchage air libre, tamisage 2 mm, broyage fraction > 2 mm pour tous les échantillons	INRAE
HAP/indices HC	Flacon grillé 600 mL	500	4°C	Congélation, lyophilisation, broyage total des échantillons	SGS
AP/BPA/PAE	Flacon ambré grillé 250 mL	100	4°C	Congélation, lyophilisation, broyage total des échantillons	LEESU

ANNEXE 7 : Limites de quantification (LQ), incertitudes de mesure et unités utilisées selon les différents paramètres physico-chimiques mesurés dans les sédiments et substrats. (Roux, 2023)

Analyse	LQ	Incetitude (+/-)	Unité
pH	2	0,2	-
Azote total	0,35	0,14	g/kg
Azote ammoniacal	0,05	0,03	mg/kg
Matière organique	0,1	0,06	g/kg
Carbone organique	0,05	0,03	g/kg
Carbonates totaux	0,5	0,15	%
CEC	5	3	me/kg
P ₂ O ₅	0,001	0,0006	g/kg
MgO	0,005	0,003	g/kg
CaO	0,05	0,03	g/kg
K ₂ O	0,01	0,006	g/kg
Na ₂ O	0,005	0,003	g/kg
Argile	0,5	0,3	%
Limon fin	0,5	0,3	%
Limon grossier	0,5	0,3	%
Sable fin	0,5	0,3	%
Sable grossier	0,5	0,3	%

ANNEXE 7 : Limites de quantification (LQ), incertitudes de mesures et unités associées à l'analyse des différents éléments traces métalliques dans les sédiments et substrats d filtration. L'équation d'incertitude est obtenue par des essais de répétabilité. [C] correspond à la teneur mesurée. (Roux, 2023)

Analyse	LQ	Incetitude ($I=A.[C]+B$)	Unité
Cd	0,015	$I=0.061*[C]+0.02$	mg/kg
Cr	0,5	$I=0.061*[C]+2.57$	mg/kg
Cu	1	$I=0.042*[C]+1.17$	mg/kg
Ni	2	$I=0.082*[C]+3.06$	mg/kg
Pb	4	$I=0.040*[C]+2.16$	mg/kg
Zn	3	$I=0.042*[C]+2.61$	mg/kg

ANNEXE 8 : Limites de quantification (LQ), incertitudes de mesures et unités associées à l'analyse des HAP et indices HC. (Roux, 2023)

Analyse	LQ	Incertainitude (+ ou -)	Unité	Analyse	LQ	Incertainitude (+ ou -)	Unité
Acénaphthène	0,05	28,00%	mg/kg	Indice hydrocarbures C10-C40	10	14,00%	mg/kg
Acénaphthylène	0,05		mg/kg	Indice hydrocarbures C10-C11	10	14,00%	mg/kg
Anthracène	0,05	38,00%	mg/kg	Indice hydrocarbures C11-C12	10	14,00%	mg/kg
Benzo(a)anthracène	0,05	31,00%	mg/kg	Indice hydrocarbures C12-C16	10	14,00%	mg/kg
Benzo(a)pyrène	0,05	28,00%	mg/kg	Indice hydrocarbures C16-C21	10	14,00%	mg/kg
Benzo(b)fluoranthène	0,05		mg/kg	Indice hydrocarbures C21-C35	10	14,00%	mg/kg
Benzo(g,h,i)pérylène	0,05	23,00%	mg/kg	Indice hydrocarbures C35-C40	10	14,00%	mg/kg
Benzo(k)fluoranthène	0,05	23,00%	mg/kg				
Chrysène	0,05	21,00%	mg/kg				
Dibenzo(a,h)anthracène	0,05	40,00%	mg/kg				
Fluoranthène	0,05	15,00%	mg/kg				
Fluorène	0,05	35,00%	mg/kg				
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	0,05	38,00%	mg/kg				
Naphthalène	0,05	36,00%	mg/kg				
Phenanthrène	0,05	21,00%	mg/kg				
Pyrène	0,05	17,00%	mg/kg				

ANNEXE 9 : Limites de quantification (LQ) instrumentales pur le BPA et les alkylphénols, en quantité injectée et en teneur pour une prise d'essai de 500 mg. (Roux, 2023)

Composé	LQ (ng injecté)	LQ 500 mg (µg/g)
BPA	0,0096	0,0019
4-NP	0,0086	0,0017
NP1EO	0,0069	0,0014
NP2EO	0,0036	0,0007
NP1EC	0,0049	0,0010
4-t-OP	0,0081	0,0016
OP1EO	0,0070	0,0014
OP2EO	0,0079	0,0016

Incertitudes associées aux analyses d'alkylphénols et Bisphénol-A. (Roux, 2023)

Composé	Incertitude (+ ou -) en %		
	Sédiment	Sable	Rainclean
BPA	17,6	4,7	12,2
NP1EC	26,5	18,8	26,5
OP	14,3	18,5	15,4
OP1EO	26,4	33,8	73,9
OP2EO	16,8	17,6	12,9
4-NP	18,7	15,0	5,2
NP2EO	24,9	13,7	16,2
NP1EO	9,7	29,7	23,6

ANNEXE 9 : Incertitudes associées aux analyses d'alkylphénols et Bisphénol-A. (Roux, 2023)

Composé	Incertitude (+ ou -) en %		
	Sédiment	Sable	Rainclean
BPA	17,6	4,7	12,2
NP1EC	26,5	18,8	26,5
OP	14,3	18,5	15,4
OP1EO	26,4	33,8	73,9
OP2EO	16,8	17,6	12,9
4-NP	18,7	15,0	5,2
NP2EO	24,9	13,7	16,2
NP1EO	9,7	29,7	23,6

ANNEXE 10 : Limites de quantification (LQ) et incertitudes de mesures associées à l'analyse des ETM sur les roseaux. Les résultats sont en mg/kg. (Roux, 2023).

ETM	LQ	Incertitude (+ ou -)
Cd	0,025	15%
Cr	0,25	15%
Cu	0,25	10%
Ni	0,25	15%
Pb	0,008	10%
Zn	0,05	15%