

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



Deliverable C.2.3: Zero state

Giacomo Grassi, Isabelle Lamy Marjolaine Deschamps, Jérémie Lebrun, Nathalie Cheviron, Amélie Trouvé, Jean-Pierre Petraud, Sébastien Breuil, Ghislaine Delarue, Véronique Etiévant, Claire-Sophie Haudin, Juliette Faburé

Reporting date

V1	February 2025
----	---------------



Résumé	4
1. Introduction	5
2. Méthodologie	7
2.1 Echantillonnage des sols	7
<i>Définition des points de prélèvement</i>	7
<i>Procédure de prélèvement</i>	8
2.2 Echantillonnage de faune du sol	9
<i>Echantillonnage des vers de terre</i>	9
<i>Echantillonnage des enchytréides</i>	10
2.3 Echantillonnage des eaux	10
2.4 Encagement des gammares	11
2.5 Analyses des sols	12
2.6 Analyses des eaux	13
2.7 Analyses des gammares	13
2.7.1 Analyses chimiques de la bioaccumulation chez les gammares	13
2.7.2 Analyses des marqueurs biologiques chez les gammares	13
3. Résultats	14
3.1 Paramètres physico-chimiques des sols	14
3.2 Contaminants inorganiques dans les sols	20
3.3 Contaminants organiques dans les sols	21
3.4 Activités enzymatiques dans les sols	22
3.5 Faune du sol	25
3.5.1 Vers de terre	25
3.5.2 Enchytréides	27
3.6 Etat de la rivière St James	29
4. Conclusion	33
Annexes	35
Annexe 1	35
Annexe 2	36
Annexe 3	37
Annexe 4	38
Annexe 5	39
Annexe 6	40
Annexe 7	41
Annexe 8	43

Annexe 9 45

Annexe 10..... 46

Résumé

Les travaux décrits ici s'inscrivent dans l'action C.2 « Evaluation de l'impact environnemental », coordonné par EcoSys. Plus précisément, ils sont relatifs à la sous-action C.2.2, concernant l'impact de l'implantation du filtre dans le site de Bois de Boulogne. Cette sous-action est donc en continuité avec la sous-action C.2.1, qui avait pour objectif l'évaluation de l'état initial du site d'implantation. Par conséquent, des prélèvements de sols, ainsi que d'eau, et les échantillonnages de faune du sol, ont eu pour but le suivi des paramètres mesurés dans le contexte de la sous-action C.2.1, afin d'établir l'impact de la construction des ouvrages de filtration sur ceux-ci comme indication de la qualité environnementale du site. Les campagnes de terrain se sont déroulées en septembre 2020 pour la phase d'échantillonnage du sol et substrats, et en novembre 2020 pour les prélèvements de faune du sol. La phase de traitement des échantillons a eu lieu conséquemment et a impliqué des acteurs appartenant à différentes institutions, en fonction de leur expertise. De plus, les analyses ont porté sur la caractérisation pédologique, chimique et biologique des sols et des eaux. Ces travaux ont permis de définir les caractéristiques des nouveaux substrats faisant partie du système filtrant, ainsi que leurs teneurs en contaminants organiques et métalliques avant la mise en œuvre de celui-ci. Cela a permis d'obtenir un « état zéro » du filtre qui permettra de suivre son évolution, liée au traitement des eaux de ruissellement. Parallèlement, les résultats obtenus ont permis de suivre l'influence de la construction des ouvrages sur le site d'implantation du filtre.

Summary

The work described here falls under Action C.2, "Environmental Impact Assessment," coordinated by EcoSys. More specifically, it relates to sub-action C.2.2, concerning the impact of the filter's installation at the Bois de Boulogne site. This sub-action is therefore a continuation of sub-action C.2.1, which aimed to assess the initial state of the installation site. Consequently, soil and water samples, as well as soil fauna sampling, were taken to monitor the parameters measured in the context of sub-action C.2.1, in order to establish the impact of the construction of the filtration structures on these parameters as an indicator of the site's environmental quality. The field campaigns took place in September 2020 for the soil and substrate sampling phase, and in November 2020 for the soil fauna sampling. The sample processing phase was carried out in a timely manner, involving stakeholders from various institutions, each contributing their expertise. Furthermore, the analyses focused on the pedological, chemical, and biological characterization of the soils and water. This work enabled the definition of the characteristics of the new substrates used in the filtration system, as well as their levels of organic and metallic contaminants prior to its implementation. This allowed for the establishment of a baseline for the filter, which will enable monitoring its evolution in relation to runoff treatment. Simultaneously, the results obtained made it possible to track the impact of the construction of the infrastructure at the filter's location.

1. Introduction

Les eaux pluviales représentent des importants flux de contaminants depuis les milieux anthropisés vers les écosystèmes, et par conséquent contribuent aux apports de contamination diffuse dans ceux-ci. Le trafic routier est une source importante de contaminants, tels que les éléments traces métalliques (ETM) et d'hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP), qui sont collectés par les eaux pluviales après ruissellement sur les chaussées. Donc, il est important de traiter ces eaux avant leur acheminement vers les cours d'eau ou les écosystèmes terrestres. Bien que le périphérique parisien soit l'une des voiries urbaines les plus empruntées d'Europe, les eaux de ruissellement collectées après chaque évènement orageux étaient collectées dans le système de déversoir d'orage et acheminées dans le réseau des eaux naturelles sans aucun traitement préalable. La construction d'un prototype filtrant répond donc à l'exigence de traiter les eaux de ruissellement provenant du milieu urbain, afin de réduire la quantité de contaminants avant leur rejet dans les réseaux des eaux naturelles. Ce prototype est implanté dans le parc de Bois de Boulogne et combine un système de filtration « classique », composé de sable planté à roseaux, avec l'utilisation d'un matériel adsorbant, le Rainclean®, qui permettrait de mieux diminuer les niveaux de contaminants organiques et métalliques. Après la construction du prototype en 2018/2019, la sous-action C.2.2 du projet Adsorb s'est déroulée, ayant par but le suivi de paramètres afin d'établir l'impact sur l'environnement d'installation du chantier de construction du prototype, avant le début de la phase opérationnelle de traitement des eaux. De cette façon, l'action C.2.2 se propose également de fournir un « temps zéro » de l'état du filtre et du site d'implantation afin d'identifier une possible évolution de la qualité environnementale liée à la phase opérationnelle du filtre. Plus précisément, lors de cette action nous sommes face à la présence du nouveau milieu constitué par le filtre planté à roseaux, qui constitue une entité spatiale distincte par rapport aux milieux environnants, avec des traits pédologiques, physico-chimiques et biologiques différents. De plus, le chantier a eu un effet sur ces mêmes paramètres dans les milieux autour du prototype filtrant. L'objectif globale de la sous-action C.2.2 a donc abouti à la réalisation de plusieurs tâches concrètes, détaillées ci-dessous :

- Le repérage des différentes zones dans le site d'implantation du système filtrant et des points de prélèvements dans celui-ci
- L'analyse des paramètres pédologiques, édaphiques et physico-chimiques des sols et milieux des différentes zones
- La mesure des teneurs totales et disponibles des contaminants métalliques et organiques dans les sols et dans les milieux filtrants
- La mesure des activités enzymatiques impliquées dans les cycles des éléments majeurs dans les sols
- La caractérisation de la diversité et de l'abondance des communautés des oligochètes terrestres dans les zones du site

- La mesure des teneurs totales des contaminants métalliques et organiques dans le milieu aquatique récepteur du rejet du filtre et la toxicité sur un organisme modèle aquatique

OBJECTIF DE LA SOUS-ACTION C.2.2

La caractérisation de la qualité des milieux à l'état zéro, c'est-à-dire après la construction du filtre, permet l'évaluation de l'impact du chantier de construction de l'ouvrage sur l'écosystème, et servira de référence à laquelle seront comparés les paramètres suivis dans la sous-action C.2.3.

2. Méthodologie

Les travaux ci-décrits ont nécessité deux campagnes d'échantillonnage qui se sont déroulées en septembre et novembre 2020, l'une dédiée aux prélèvements d'échantillons de sol (septembre 2020), l'autre pour l'échantillonnage de la faune du sol (novembre 2020).

2.1 Echantillonnage des sols

La construction du système filtrant a changé la topologie du site, ce qui a impliqué une adaptation de la stratégie d'échantillonnage par rapport aux points sélectionnés lors de la campagne pour l'action C.2.1. Plus précisément, la zone dédiée au filtre planté étant bien définie et divisée en deux parties différentes, des points de prélèvement ont été disposés à l'intérieur, suivant des repères bien définis.

Définition des points de prélèvement

Le filtre planté se compose de deux moitiés délimitées par des parois de béton, qui hébergent deux systèmes de filtration des eaux différents. A gauche se trouve un système de filtration classique composé d'une couche de sable planté de roseaux (FS), alors que dans la moitié droite la couche de sable est superposée à une couche du matériau filtrant Rainclean® (FR). Ces deux zones font environ une longueur de 100 m pour une largeur maximal de 7-8 m. 5 points de prélèvement dans chacune des deux zones ont été identifiés. Ces points ont été donc placés de façon à couvrir toute la longueur du filtre, de l'entrée à la sortie (Figure 1).

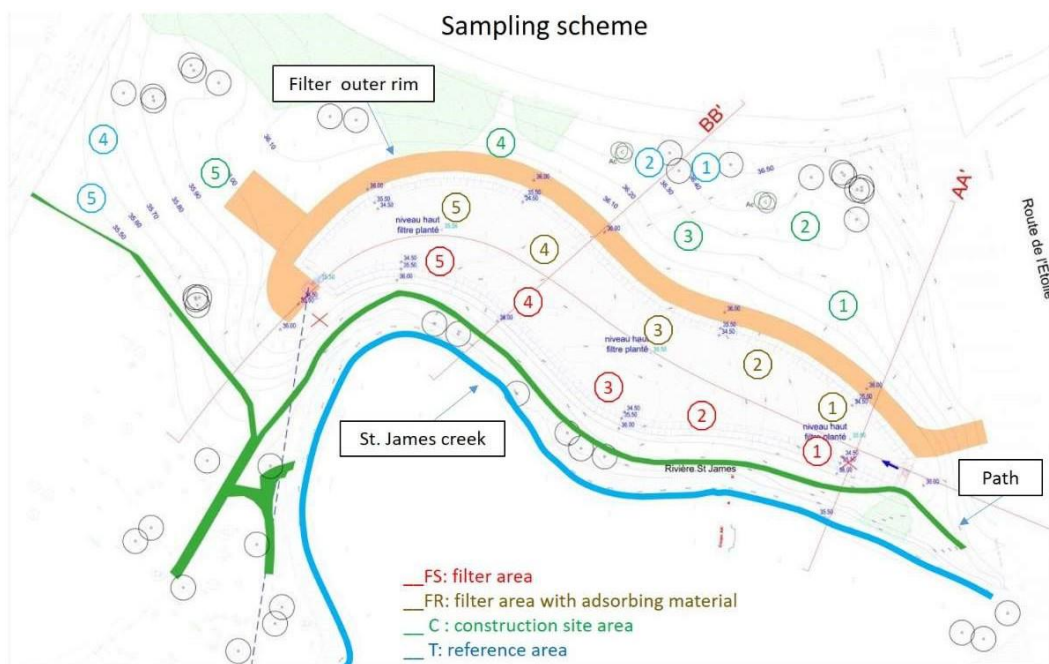


Figure 1. Plan d'échantillonnage pour la réalisation de la campagne C.2.2 (T0)

Les points dans la zone à l'extérieur du milieu filtrant (zone chantier, C ; zone témoin, T) ont été placés comme lors de la campagne C.2.1 (Figure 1). Au total, 20 points de prélèvement dans 4 zones ont été géoréférencés avec un appareil DGPS.

Procédure de prélèvement

Pour chaque point seront considérées deux profondeurs : 0 – 10 et 10 – 20 cm, ce qui amène à 40 échantillons. Autour de chaque point et dans un cercle de 1 m, entre 5 et 7 coups de tarière de 5 cm de diamètre ont été réalisés, jusqu'à la profondeur de 20 cm, de façon à avoir suffisamment de substrat pour réaliser l'ensemble des analyses prévues sur les échantillons (Figure 2).

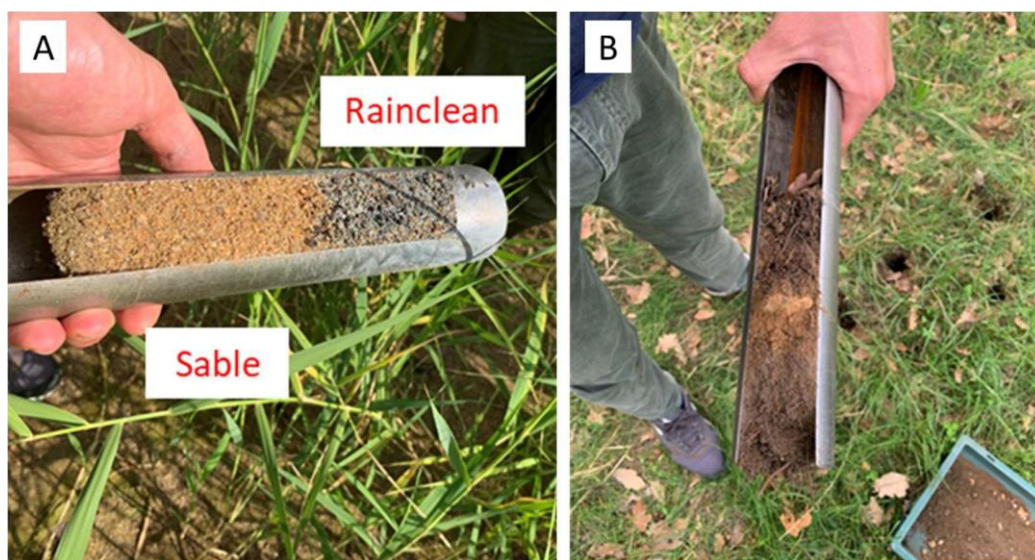


Figure 2. Vue de carottes de sol de 20 cm, prélevées dans la zone Filtre avec Rainclean® (A) et dans la zone Chantier (B).

Les couches 0 – 10 et 10 – 20 cm ont été déposées dans deux clayettes et homogénéisées avant la répartition en flacons et sachets, marqués au préalable avec le code échantillon correspondant. Pour chaque point et chaque profondeur la quantité de substrat prélevée est :

- 1 000 g tamisés sur site à 2 mm puis répartis en :
 - 2 x 100 g en piluliers qui ont été stockés à -20°C dès le retour au laboratoire (1 pour les analyses HAP, l'autre pour la pédothèque) ;
 - 200 g en sac de prélèvement qui seront utilisés pour les mesures d'activités enzymatiques dès le retour laboratoire
 - 700 g en sac de prélèvement qui seront séchés puis utilisés d'une part pour les analyses des paramètres pédologiques et des éléments majeurs et traces au laboratoire INRAE LAS, et d'autre part pour les tests écotoxicologiques sur enchytréides.
- 500 g ont été gardés non tamisés et conservés en sac de prélèvement après séchage, pour stockage en pédothèque.

Pour un point de prélèvement, l'échantillonnage a ainsi abouti à 5 flacons, répétés sur 40 prélèvements (2 profondeurs et 20 points), soit 200 échantillons pour cette campagne de l'état zéro des sols du site.

Dans le cadre des prélèvements de sol sont inclus ceux dédiés pour la mesure de la densité apparente de chaque zone du site. Ces échantillons ont été réalisés séparément, lors de la campagne de novembre. Dans le rayon d'un mètre, les sols des couches 0 – 10 et 10 – 20 cm sont prélevés, à l'aide d'une tarière de diamètre de 5 cm, et déposés dans des sacs plastiques zippés. Le nombre de répliquats a varié selon la zone de prélèvement. Pour la zone FR on a effectué seulement un coup de tarière, ce qui a donné un total de 5 échantillons 0 – 10 cm et 5 pour 10 – 20 cm. Cette décision s'est imposée pour éviter au maximum de perturber la couche de Rainclean® (utilisation de sable pour reboucher les trous). Dans la zone FS, on a réalisé deux répétitions, soit deux coups de tarière par point. Dans les zones C et T nous avons rencontré quelques difficultés pour ce type d'échantillonnage : en C, l'importante présence de cailloux dans le sol a compliqué les prélèvements et la séparation des couches. De plus, à cause des cailloux les répliquats ont des masses très différentes, ce qui par conséquent introduit une variabilité non négligeable dans chaque point. Dans la zone témoin T, l'abondance de la litière superficielle due aux feuilles des arbres a compliqué les prélèvements de la couche 0 – 10 cm. Donc 4/5 répétitions dans les points C et T ont été réalisées pour diminuer la variabilité des mesures et s'assurer une quantité de substrat suffisante pour les analyses.

2.2 Echantillonnage de faune du sol

Les prélèvements de vers de terre et enchytréides ont été effectués autour des mêmes points utilisés pour l'échantillonnage du sol. La campagne de terrain concernant ces prélèvements a été menée en novembre 2020 afin d'avoir des conditions climatiques favorables pour le développement des communautés des oligochètes terrestres. En raison de la différence de taille des vers de terre et enchytréides, deux stratégies de prélèvement différentes ont été adoptées.

Echantillonnage des vers de terre

- Les vers de terre ont été prélevés par une méthode non destructrice, qui évite de dégrader la structure du sol. Il s'agit de faire passer un courant électrique dans le sol via des fiches métalliques plantées à 15 cm de profondeur et disposées de sorte qu'elles forment un cercle d'1 m² (Figure 3). Un générateur relié aux fiches envoie un courant électrique qui augmente progressivement de 12V à 60V toutes les 4 min. Ainsi, l'extraction des vers de terre sur chaque point dure 20 min.

Les vers de terre qui sortent du sol, sont stockés dans une solution formolée (4%) pour permettre la conservation des vers de terre en vue de leur détermination.



Figure 3. A) Vue de l'installation de la machine pour l'extraction des vers de terre dans la zone FR. B) Détail de l'électrode négatif placé au milieu de la surface de prélèvement.

Echantillonnage des enchytréides

- Les enchytréides sont prélevés au moyen d'une tarière pleine, d'un diamètre de 7 cm. Le sol est extrait sur 2 profondeurs pour chaque point de prélèvement : à 0-5cm et 5-10 cm. Ces échantillons de sol sont placés dans un sac de prélèvement et conservés à 4°C jusqu'à l'extraction des enchytréides par une méthode type Berlèze, et leur identification par un expert.

2.3 Echantillonnage des eaux

La rivière St. James est un ruisseau artificiel qui longe le filtre planté (Figure 1) du côté du filtre FS, et est le récepteur des eaux traitées par le système filtrant. Les eaux de ruissellement écoulées à travers le filtre sont rejetées en continu dans la rivière St James, au moyen d'une canalisation au niveau du lit du ruisseau. L'apport d'eaux dans la rivière peut donc avoir une influence sur la qualité de l'eau et notamment apporter de la contamination métallique ou organique résiduelle dans celle-ci, si les niveaux de contaminant ne sont pas suffisamment réduits par le filtre. Des échantillons d'eau ont donc été prévus dans le cadre de la campagne T0 pour caractériser la présence de contaminants dans le ruisseau St James avant la mise en fonction du filtre, c'est-à-dire avant rejet des eaux traitées. Deux emplacements ont été choisis pour les prélèvements, en amont et en aval du point de rejet du filtre. Les échantillons se composent de 500 mL d'eau prélevés puis stockés dans des tubes Falcon® plastique à 4°C

et destinés aux mesures de teneurs en ETM. Pour les analyses HAP, le même volume a été collecté dans des bouteilles en verre et stocké à - 20°C au retour au laboratoire.

2.4 Encagement des gammares

Nous choisissons d'évaluer l'effet écotoxique potentiel du rejet du filtre du Bois de Boulogne sur le milieu aquatique receveur (i.e. ru adjacent St James) par une approche de biosurveillance active via l'encagement de gammares en amont et aval du rejet, et le suivi de paramètres biologiques. La mesure de modifications de traits basés sur des fonctions vitales telles que la reproduction, la locomotion et l'alimentation renseigne sur d'éventuelles altérations de l'état physiologique, des performances individuelles et des fonctions écologiques associées des gammares exposés au rejet. En parallèle, les niveaux de bioaccumulations de métaux et de HAPs seront mesurés dans les tissus des organismes encagés afin de caractériser la pression chimique résultante du rejet. Une première campagne d'encagement est réalisée avant la mise en route de filtre pour évaluer les niveaux de base de contamination des organismes et des traits étudiés et ainsi, établir des référentiels inhérents aux conditions locales de leur transplantation.

Issus d'une population de référence, des gammares de l'espèce *Gammarus fossarum* ont été pêchés en septembre 2020 sur un site forestier (Ru Saint Blandin, Guérard, 77). Ce site présente une bonne qualité physicochimique et n'est pas soumis à des pressions agricoles ou urbaines directes. Les gammares ont été calibrés sur le site en utilisant un jeu de tamis afin de conserver uniquement des adultes de $1,0 \pm 0,2$ cm. Environ 2000 individus calibrés ont ainsi été regroupés dans une glacière avec de l'eau du Ru Saint Blandin. A partir de ce stock, des lots de 100 individus ont été prélevés aléatoirement et mis dans chacun des 12 dispositifs d'encagement. Les dispositifs étaient constituées de tubes PVC transparents (diamètre 9 cm ; longueur 20 cm) fermés à chacune de leurs extrémités par une toile nylon (maille 500 µm), laissant passer l'eau. Avant la fermeture des cages, 25 feuilles d'Aulne (*Alnus glutinosa*) préalablement pesées ont été introduites pour nourrir les organismes et aussi, suivre le taux d'alimentation. Les cages ont ainsi été maintenues dans des glacières remplies d'eau du site de pêche et oxygénée à l'aide de bulleurs jusqu'à leur transplantation le lendemain matin dans le ruisseau St James. Ici, 6 cages ont été déployées en amont et 6 cages en aval à une dizaine de mètres du rejet du filtre afin d'établir les niveaux de base de traits de vie des gammares encagés avant la mise en route du filtre. Avant leur déploiement, les gammares encagés ont été acclimatés en remplaçant la moitié de l'eau des glacières avec celle de la rivière St. James pendant 10 min et répété deux fois. Les cages sont ensuite insérées dans des caisses perforées afin de protéger les dispositifs ainsi que les gammares de prédateurs éventuels (Figure 4). Les caisses ont été lestées et laissées en immersion dans la colonne d'eau pendant une semaine. Après une semaine de déploiement, les cages sont ramenées au laboratoire à l'aide d'une glacière remplie d'eau locale de la rivière St James pour chaque site de déploiement afin d'effectuer l'ensemble des mesures des traits de vie.



Figure 4. Vue des cages des gammarets amont et aval du rejet, dans la rivière Saint James

2.5 Analyses des sols

Au retour au laboratoire, les sacs contenant les échantillons de sol prélevés pour la mesure de la densité apparente ont été vidés dans des barquettes en aluminium préalablement pesées. Ceux-ci ont ensuite été séchés dans une étuve à 105°C pendant 72 heures. Finalement, les échantillons secs ont été pesés pour le calcul de la densité apparente.

Le reste des sols et substrats, prélevés et tamisés (< 5 mm) sur le terrain, ont été séchés à température ambiante au laboratoire pendant environ 14 jours, dans leurs sachets en plastique. Les échantillons ont été ensuite tamisés (< 2 mm), quartés, puis subdivisés en aliquotes pour les différentes analyses. Les mesures de pH et conductivité ont été réalisées dans le laboratoire de l'UMR Ecosys à l'INRAE de Versailles, alors que le Laboratoire d'Analyses des Sols (LAS) de l'INRAE d'Arras a réalisé les analyses suivantes :

- Granulométrie (5 fractions)
- CaCO_3 total
- N total
- C organique
- Capacité d'échange cationique (CEC) à la cobaltihexamine
- Éléments majeurs : Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P
- Éléments traces métalliques (ETM) : Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Cd, Mo, Pb, Tl, Sb, Bi, Sn, In
- ETM extractibles à l'EDTA : Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn

En outre, des aliquotes de sols conservés à -20°C ont également été analysés au LAS pour la détermination des teneurs en 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les méthodes normées utilisées pour l'analyse de ces échantillons sont listées dans l'Annexe 1.

La plateforme BiochemEnv a réalisé les analyses des activités enzymatiques sur les échantillons prélevés, sous un délai maximal de trois jours après l'échantillonnage. Les activités des enzymes recherchées sont la phosphatase (PHOS), l'arylsulfatase (ARS), β -la glucosidase (β GLU), l'uréase (URE) et l'arylamidase (ARN). Les détails des procédures biochimiques utilisés sont décrits en Annexe 2.

2.6 Analyses des eaux

Des échantillons d'eau de la rivière Saint James ont été prélevés au début et à la fin de l'exposition, au niveau des zones d'encagement des gammares. Les eaux destinées à l'analyse des ETM étaient conservées à 4°C dans des tubes Falcon. Les teneurs de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Mo, Tl, Sn, Co et Sb ont été mesurées sur des eaux brutes et filtrées à 0.22 μ m au LAS, avec les méthodes normées listées dans l'Annexe 3. De la même manière, les teneurs des 16 HAPs ont été recherchées dans les eaux non-filtrées, avec une extraction par membrane PSDM (Annexe 4).

2.7 Analyses des gammares

2.7.1 Analyses chimiques de la bioaccumulation chez les gammares

Lors des mises au point, le LAS a réalisé des essais avec des gammares non-exposés provenant du site de pêche pour la mise au point des procédures analytiques. Ensuite, chaque lot de gammares exposés dans la rivière Saint James a été préalablement lyophilisé au laboratoire INRAE d'Antony, puis envoyé au LAS pour déterminer les quantités des ETM (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, Co, Mo, Tl, Sb et Sn) ainsi que les 16 HAPs, bioaccumulés dans leurs tissus.

2.7.2 Analyses des marqueurs biologiques chez les gammares

Un comptage de gammares et de couples en amplexus (i.e. accouplement) est réalisé pour déterminer le taux de mortalité et le nombre d'individus en phase de reproduction initiale. Les feuilles sont séchées pendant 72 h à 40°C pour déterminer la biomasse de feuilles consommées par les gammares durant leur transplantation.

Le taux d'alimentation a été exprimé en g de poids sec de feuilles consommées par g de poids sec de gammares par jour d'encagement, i.e. g/g/j.

La locomotion a été établie selon une procédure standardisée : 20 individus ont été prélevés par cage et disposés dans un bécher (diamètre 9 cm) contenant 250 mL d'eau du site. Le

nombre de franchissement d'une marque radiale au fond du bécher est alors compté en quatre fois durant 30 s et espacés de 30 s.

3. Résultats

3.1 Paramètres physico-chimiques des sols

La caractérisation physico-chimique des sols prélevés pour la campagne T0, porte de façon générale sur les mêmes paramètres mesurés pour les sols de l'état initial, avec des différences due à l'évolution du site d'échantillonnage. Il s'agit notamment des prélèvements pour les mesures de la densité apparente. Celles-ci ont intéressé les différentes zones du site, pas encore remaniées au moment de l'état initial, pour mettre en évidence les différences entre les propriétés des substrats présents dans FS et FR et les zones adjacentes du chantier et témoin. Les mesures de la densité apparente mettent en effet en évidence de différences très marquées entre les différentes zones, comme illustré en Figure 5.

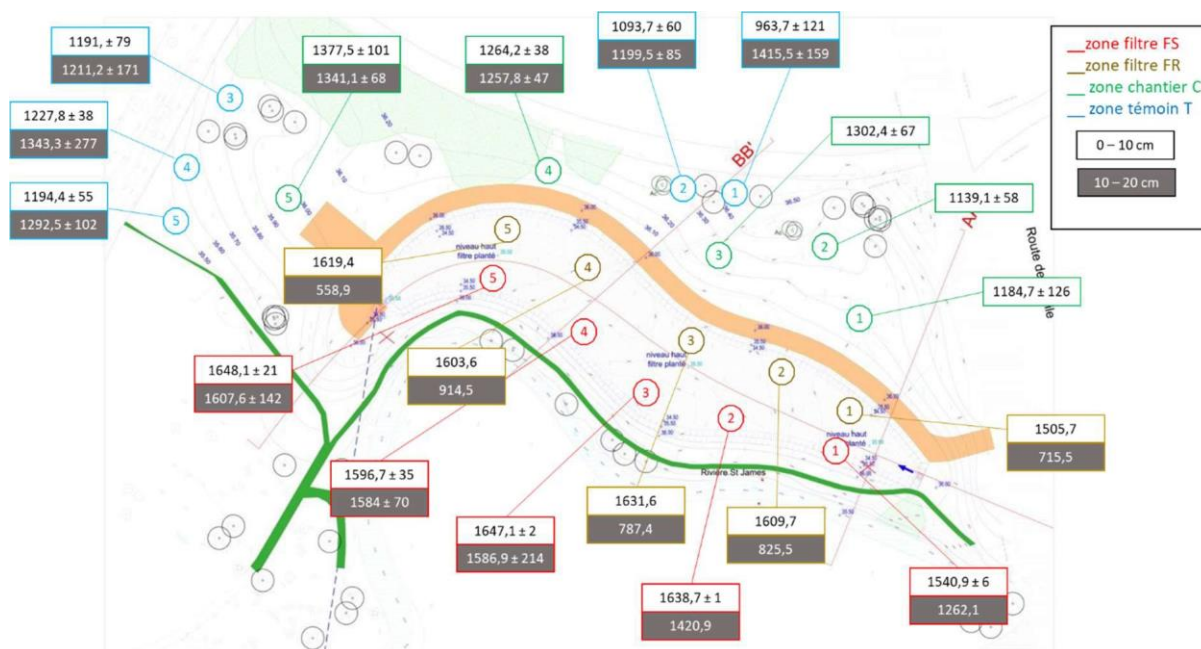


Figure 5. Densité apparente en kg/m^3 (moyenne \pm écart type) pour chaque point de prélèvement, pour les horizons 0 – 10 et 10 – 20 cm. Pour les zones zFS1, 2 et 3 les couches 10 – 20 cm n'ayant pas pu être prélevées, les valeurs de densité apparente sont pour l'horizon superficiel.

Ces données montrent une différence entre les deux couches considérées et plus généralement des densités distinctes entre chaque zone, ce qui est bien visible en Figure 6. Le sable présente dans le FS et la première couche de FR présente la densité la plus élevée (jusque 1600 kg/m^3), alors que le substrat Rainclean® montre la valeur la plus basse, autour de 800 kg/m^3 , ce qui s'explique par la nature poreuse de ce matériau adsorbant. Les deux couches de la zone C ont une densité apparente très proche, autour de 1300 kg/m^3 . Dans la

zone T, il y a une différence non négligeable entre les profondeurs 0 – 10 cm et 10 – 20 cm, cette dernière étant plus dense. Certains points dans la zone T se situent en dessous des arbres, ce qui entraîne un apport important de litière et matière organique en générale. De plus, cette zone est moins concernée par les activités liées à la construction du filtre, et reste généralement non perturbée par les activités qui se déroulent dans la zone d’implantation du site, celles-ci étant liées soit à la manutention des ouvrages soit à l’usage du parc de Bois de Boulogne. De ce fait, le sol dans la zone T est moins compacté et présente donc une densité apparente inférieure.

En comparaison avec les mesures effectuées à la campagne initiale, et sans considérer la zone du filtre totalement remaniée, c’est principalement le point T4 qui semble avoir été impacté par la mise en œuvre du filtre, la densité apparente y a effectivement augmenté de plus de 40%.

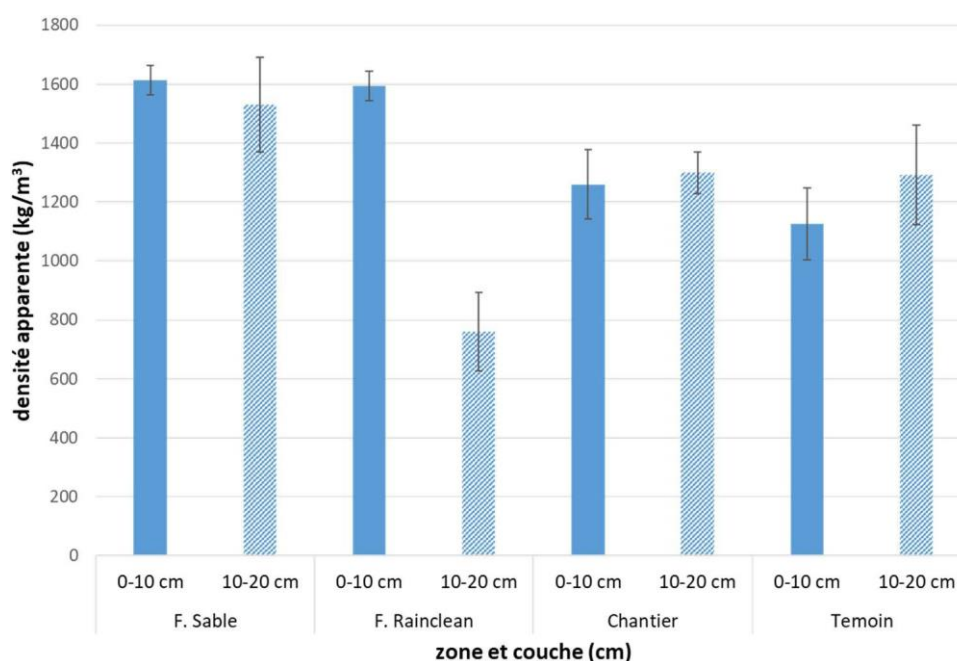


Figure 6. Densité apparente moyenne du sol (moyenne \pm écart type, n=5) prélevé à deux profondeurs (0-10 cm et 10-20 cm) dans chaque zone

La granulométrie des sols objets d’étude est présentée en Figure 7. Elle témoigne d’une hétérogénéité compositionnelle des sols et substrats des zones d’étude, ce qui peut expliquer, par exemple, les différences constatées pour la densité apparente.

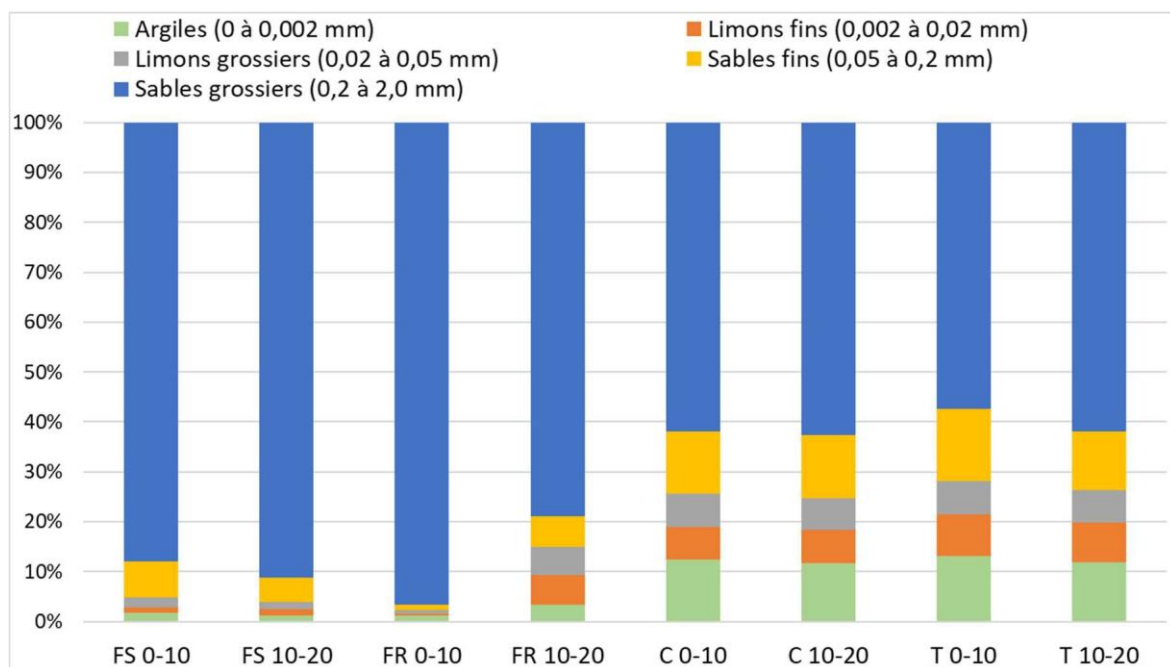


Figure 7. Fractions granulométriques des sols des différentes zones, prélevé à deux profondeurs (0-10 cm et 10-20 cm)

La composition des sols est généralement sableuse, mais la fraction des sables grossiers est prédominante dans les couches de la zone FS et dans celle superficielle de la zone FR, vu qu'il s'agit à l'origine du sable qui a été utilisé pour construire ces zones du filtre planté.

Les mesures du pH des sols sont présentées en Figure 8. La plupart des valeurs indiquent un pH légèrement basique, mais ceux-ci sont assez hétérogènes sur l'ensemble du site. En revanche, en considérant chaque zone séparément, des différences peuvent être observées entre elles, en fonction des différents substrats.

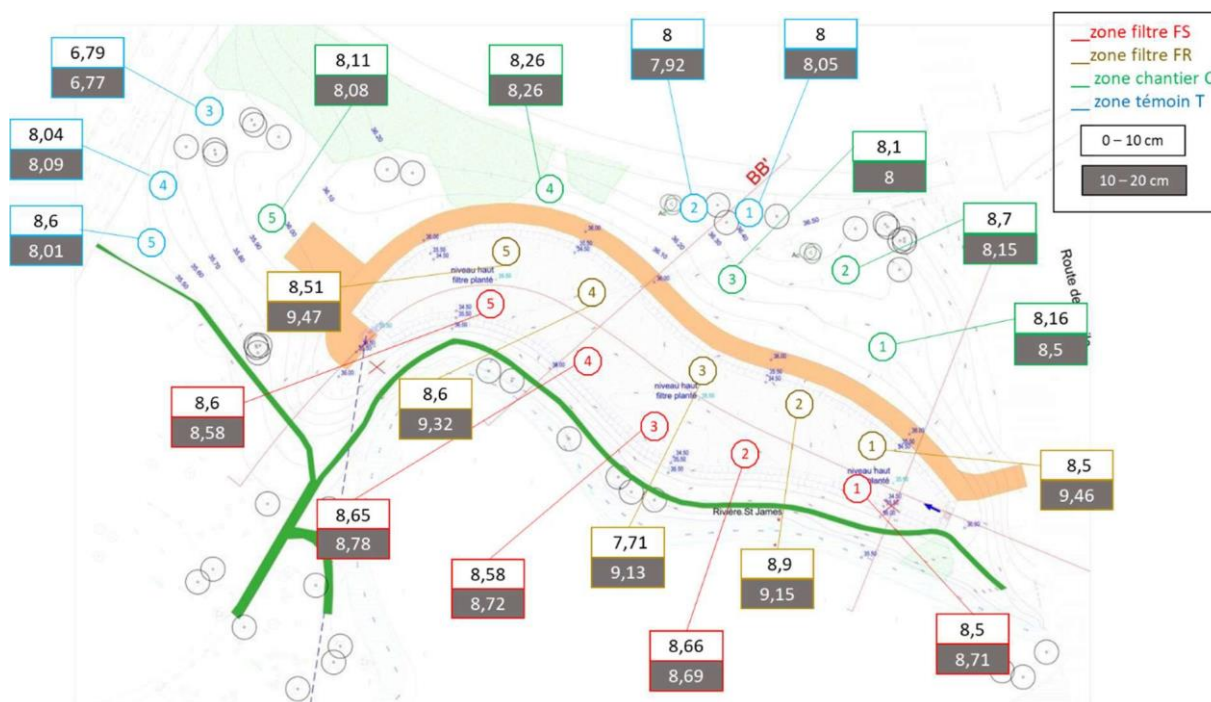


Figure 8. Valeurs moyennes de pH mesuré pour chaque point de prélèvement.

Par exemple, la couche 10 – 20 cm de la zone FR, composé du matériel adsorbant Rainclean®, présente des pH plus basiques, avec une moyenne de 9.3 ± 0.16 , ceci étant bien distinct par rapport à la couche supérieures des aux autres zones. Les pH dans l’horizon superficiel de la zone FR et dans la zone FS sont semblables et ont des valeurs similaires, comprises entre 8,5 et 8,9 ; cela s’explique par la présence du sable utilisé. Le pH reste légèrement basique dans les zones C et T, à l’exception du point 3 de la zone T, où des valeurs nettement plus acides sont observées, ce qui témoigne un processus d’acidification du sol dû à l’apport de litière par les arbres.

En comparaison avec les mesures effectuées à la campagne initiale, les pH sont globalement très légèrement plus basiques, mais c’est bien entendu la zone du filtre qui est la plus modifiée.

Cette distinction entre les zones s’observe également pour la conductivité des sols et substrat, ce qui souligne l’hétérogénéité des substrats et sols dans le site d’implantation du filtre, comme montré en Figure 9.

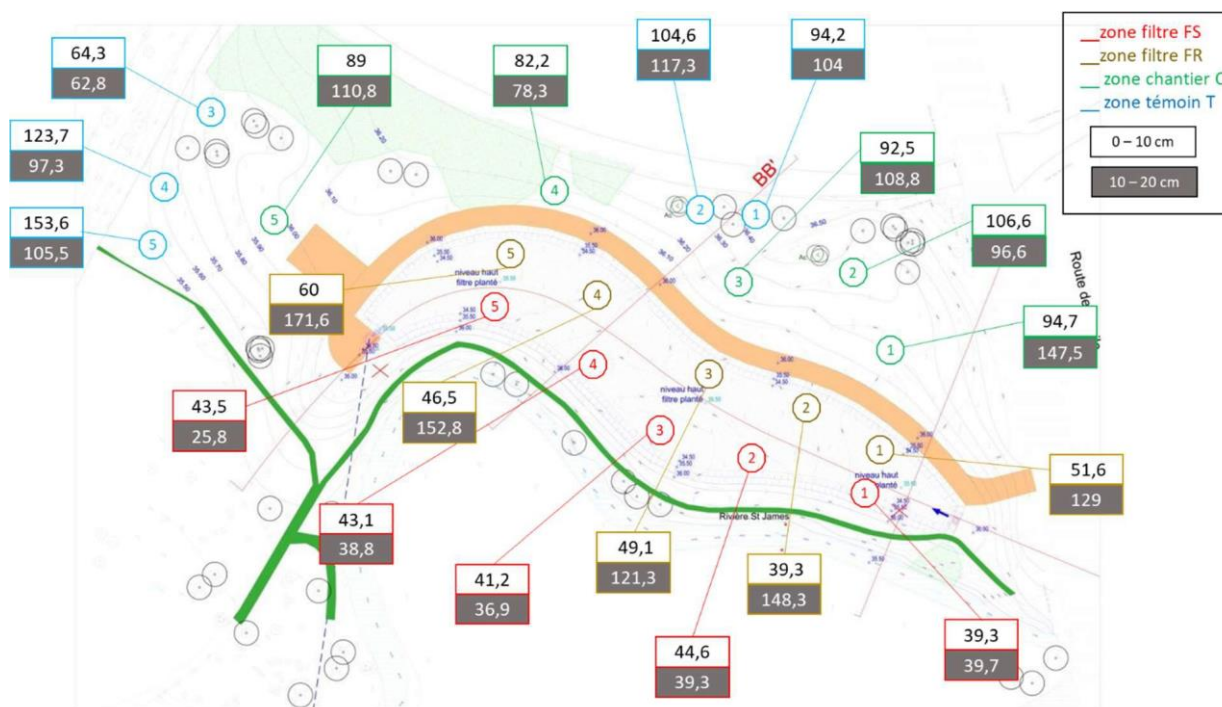


Figure 9. Valeurs de conductivité en μS pour chaque point de prélèvement.

De la même façon, l'horizon inférieur de la zone FR présente des valeurs nettement distinctes par rapport aux autres points analysés. Ici, la conductivité atteint des valeurs maximales, avec une moyenne de $144,6 \pm 18 \mu\text{S}$. La nature du Rainclean®, conçu pour sa forte capacité à adsorber beaucoup d'espèces ioniques sur sa surface, explique cette forte conductivité. À l'inverse, le sable s'est avéré le matériau le moins conducteur, ce qui est visible dans la zone FS et l'horizon superficiel de la zone FR. La plage des valeurs de conductivité des sols des zones C et T varie beaucoup, mais ceux-ci sont bien plus hauts que le sable, mais inférieurs au Rainclean®, et en générale tendent à augmenter avec la profondeur.

Les caractéristiques des sols prélevés sont nettement différentes, comme montré en Tableau 1. D'une façon générale, la différence est remarquable entre les zones du filtre et les zones C et T. Par exemple, les teneurs de Corga sont élevées dans la zone C (25 g/kg) et la zone T (environ 40 g/kg dans l'horizon superficiel), tandis que des niveaux extrêmement faibles ont été mesurés dans le filtre. Ces paramètres dans le filtre sont susceptibles d'évoluer dans le temps, du fait de l'apport d'éléments via les roseaux et les eaux de ruissellement qui seront traitées par le filtre. Beaucoup d'autres paramètres témoignent la « jeunesse » des substrats du filtre, tels que les faibles teneurs d'N total, la matière organique totale et la CEC. Par ailleurs, la couche de Rainclean® présente des particularités concernant les valeurs de Corga, CEC et CaCO_3 , qui traduisent le pouvoir adsorbant de ce matériau.

Tableau 1. Paramètres physico-chimiques regroupés par couche. Les valeurs font référence aux moyennes et écart type en parenthèse (n = 5) pour chaque zone. Les valeurs des tenures en N total, C total, Corga, CaCO₃ et matière organique totale sont exprimés en g/kg. Les valeurs de CEC sont exprimées en cmol+/kg.

		N total	CaCO ₃	C total C/N total		Corg a total	Matière organique totale	CEC
FS	A	0,044 (0,004)	4.4 (1.5)	0.93 (0.2)	9.08 (1.3)	0.4 (0.05)	0.69 (0.08)	1.53 (0.4)
	B	0.021 (0.006)	3.3 (2.3)	0.55 (0.3)	7.61 (2.1)	0.16 (0.04)	0.29 (0.06)	1.23 (0.1)
FK	A	0.058 (0.035)	6.4 (3)	1.54 (0.7)	13.7 (4.5)	0.78 (0.4)	1.34 (0.7)	1.48 (0.3)
	B	0.102 (0.025)	51.6 (21.6)	23.55 (6.6)	170.4 (13.2)	17.35 (4.1)	30.02 (7.1)	6.47 (1.3)
C	A	2.094 (0.746)	43.8 (18.5)	30.65 (7.93)	12.36 (0.9)	25.4 (7.7)	43.94 (13.3)	14.33 (3.4)
	B	2.014 (0.591)	55.4 (31.3)	32.31 (9.7)	12.78 (1.5)	25.66 (8.3)	44.4 (14.4)	14.17 (3.2)
I	A	2.955 (0.423)	84.1 (94.7)	49.43 (13.9)	13.36 (0.5)	39.35 (4.8)	68.08 (8.4)	18.22 (4.4)
	B	2.019 (0.172)	95.5 (94.9)	40.43 (13.2)	14.38 (1.2)	28.98 (2.1)	50.14 (3.6)	14.44 (3.4)

Les éléments majeurs montrent une hétérogénéité dans le site d'étude, tout comme les paramètres préalablement mentionnés (Tableau 2). Cependant, nous pouvons observer que la quantité des éléments que l'on retrouve dans le Rainclean® est remarquable, par rapport à toutes les autres zones, dans et en dehors du filtre. C'est le cas surtout pour les concentrations en cations divalents tels que le Ca, Mg et le Fe, qui présentent des concentrations 2 à 3 fois supérieures aux concentrations dans le sable ou les zones C et T. Cette tendance est moins évidente pour P, K, Na et Mn.

Tableau 2. Teneurs des éléments majeurs (g/kg) regroupés par couche. Les valeurs font référence aux moyennes et écart type en parenthèse (n = 5) pour chaque zone.

		Al	Ca	Fe	Mg	Mn	P	K	Na
FS	A	39.29 (1.6)	6.1 (0.7)	8.93 (0.8)	2.57 0.2	0.24 (0.01)	0.33 (0.02)	29.7 (1.3)	8.72 (0.3)
	B	38.978 (1.5)	5.52 (0.8)	8.46 (0.8)	2.42 (0.3)	0.24 (0.02)	0.31 0.02	29.86 (1.4)	8.61 (0.3)
FK	A	38.08 (1.1)	7.23 (1.5)	8.45 (0.9)	2.34 (0.3)	0.22 (0.02)	0.3036 (0.02)	28.74 (0.6)	8.44 (0.4)
	B	50.026 (7.4)	65.86 (28.6)	30.33 (6.1)	5.96 (1.1)	0.55 (0.28)	0.35 (0.07)	19.77 (4.1)	4.32 (1.2)
C	A	18.52 (2.3)	21.44 (7.2)	10.16 (1.4)	1.18 (0.3)	0.24 (0.07)	0.31 (0.1)	10 (0.4)	1.65 (0.06)
	B	18.9	25.43	10.23	1.22	0.26	0.35	9.9	1.67

		(2.8)	(12.7)	(1.8)	(0.3)	(0.06)	(0.2)	0.4	(0.1)
T	A	17.82 (3)	38.42 (37.8)	9.7 (2)	1.2782 (0.6)	0.26 (0.04)	0.55 (0.3)	9.43 (0.3)	1.69 (0.2)
	B	18.13 (3)	41.3196 (37.1)	10.21 (2.2)	1.24 (0.6)	0.26 (0.04)	0.55 (0.3)	9.54 (0.5)	1.76 (0.2)

En outre, il y a d’autres différences notables entre la zone FS et l’horizon superficiel de la zone FR, et les zones C et T. L’aluminium et le potassium sont retrouvés en grande quantité dans la sable et beaucoup moins dans les sols C et T, mais cette tendance s’inverse pour le calcium. En définitive, ces résultats soulignent les compositions contrastées entre les différents matériaux composant le filtre et les sols dans les zones adjacentes au filtre.

3.2 Contaminants inorganiques dans les sols

Dans les différents échantillons de sol analysés, 13 éléments métalliques ont été mesurés. Les teneurs du Pb, Cd, Cu et Zn sont illustrées en Figure 10.

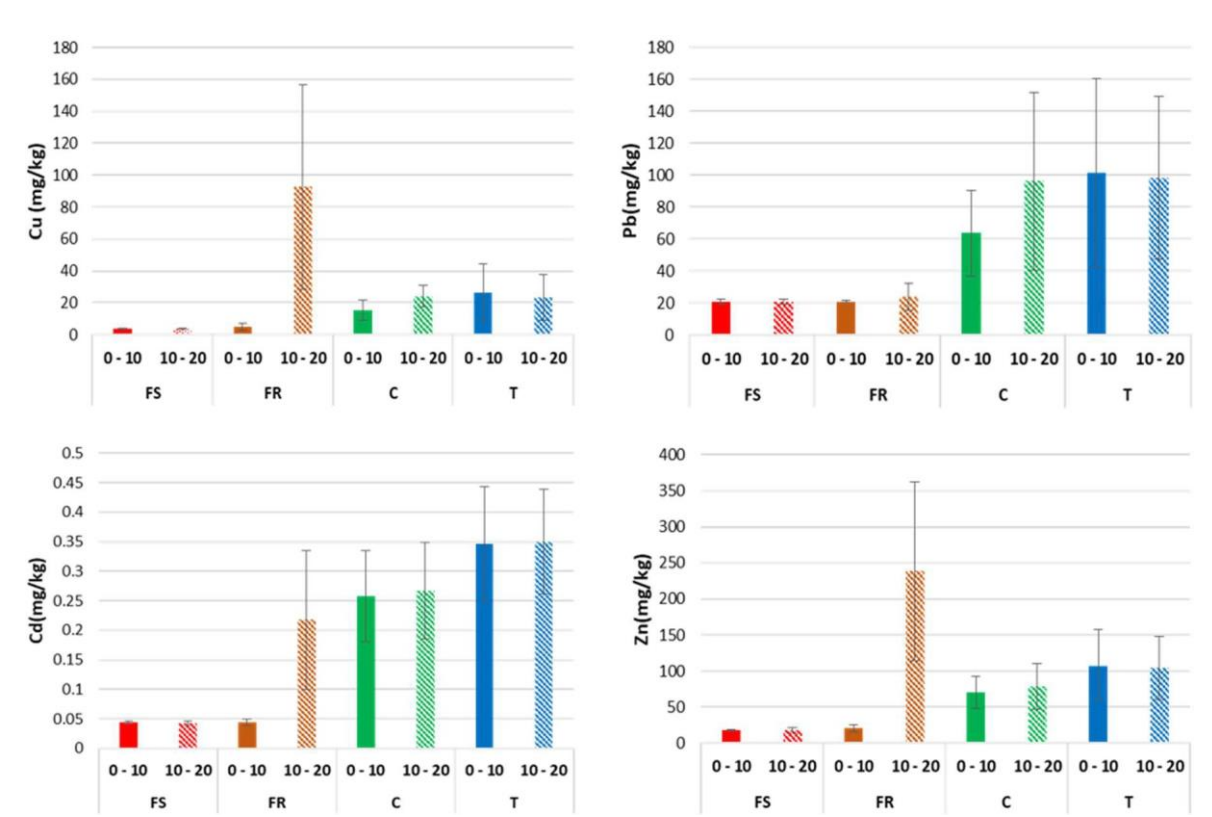


Figure 10. Valeurs moyennes (n = 5) et écart-types des teneurs d’ETM regroupées par zone d’étude et couche de prélèvement.

Deux tendances différentes peuvent être observées selon l'élément ciblé. Le Cd et le Pb montrent des valeurs plus élevées dans les zones C et T, même si une grande variabilité y est associée. En revanche, leurs concentrations dans le filtre sont beaucoup plus faibles. La proximité d'une partie des zones C et T à la rue de la Muette, qui présente un trafic routier important, explique probablement les teneurs élevées dans ces zones. Toutefois, cette proximité avec la route n'est pas uniforme, et ce sont principalement les sols des points 4 et 5 qui présentent les concentrations les plus élevées. Les données collectées lors de la campagne initiale Ti présentent le même type de distribution.

La présence du Cu et du Zn se concentre dans l'horizon 10 – 20 cm de la zone FR, où on retrouve le Rainclean®, et celle-ci est nettement plus élevée que sur les autres zones. Cela suggère une richesse spécifique des éléments du Rainclean®. Toutefois, on ne peut négliger un apport par l'eau issue du réseau hydrique non potable de Bois de Boulogne, utilisée pour la mise en œuvre du filtre et la pousse des roseaux. Cet arrosage a commencé fin 2020. Les ETM dissous dans cette eau ont pu être retenus par le Rainclean®, comme les données le suggèrent (Annexe 5).

Il est à souligner que la teneur en chrome (Cr) est très élevée dans la couche Rainclean® (127 mg/kg). Il est difficile pour le moment de savoir si de telles valeurs peuvent s'expliquer par l'eau alimentant le filtre, les prochaines campagnes de prélèvement seront nécessaires pour renseigner ce point. Toutefois, cela pose déjà question quant à l'efficacité du filtre FR à adsorber les contaminants métalliques, et en particulier le Cr, étant donné cette charge initiale déjà importante pour certains éléments.

3.3 Contaminants organiques dans les sols

Les résultats de l'analyse des 16 HAPs parents dans la totalité des points de prélèvement sont résumés en Figure 11.

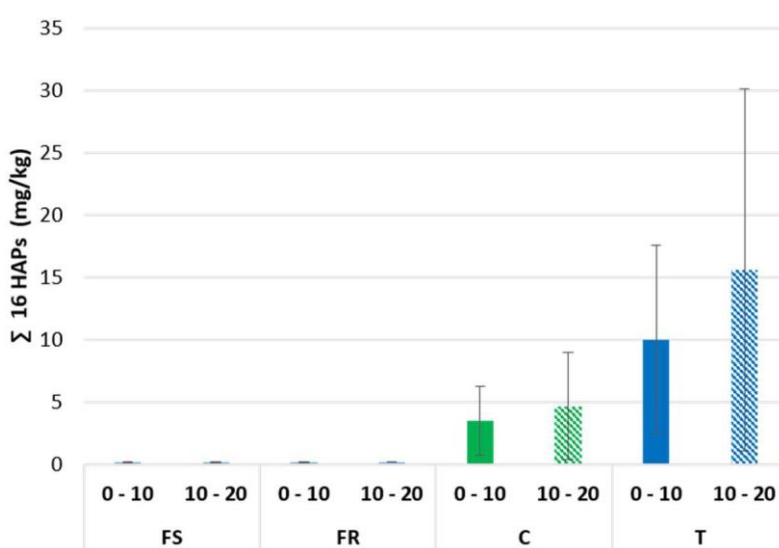


Figure 11. Valeurs moyennes (n = 5) et écart-types de la somme des 16 HAPs, regroupés par zone d'étude (FS : zone filtre sable, FR : zone filtre Rainclean®, C : zone chantier, et T : zone témoin) et couche de prélèvement (0-10 et 10-20 cm)

La première information remarquable concernant la zone du filtre est que les valeurs de la quasi-totalité des 16 HAPs sont inférieures à la limite de quantification.

C'est la zone T qui présente la contamination en HAP la plus élevée, en particulier dans l'horizon 10 - 20 cm. Tout comme pour certains ETM, cette distribution hétérogène des HAPs suggère que l'origine de cette contamination organique est liée au trafic routier dans la rue de la Muette. A ce propos, les données montrent que les points dans la zone témoin les plus impactées sont aussi les plus proches de la rue - T5, T4 et T3 – alors que les autres sont moins contaminés, ce qui explique également la grande variabilité associée à la moyenne des données par zone et couche (Figure 11). Plus précisément, c'est le point T3 qui montre des valeurs maximales ($\Sigma 16$ HAPs) de 34,82 mg/kg, dans l'horizon 10 – 20 cm, alors que pour la couche 10-20 cm des points T4 et T5, les teneurs sont de 10,52 et 26,7 mg/kg, respectivement. Le point T3 se trouve dans une zone boisée adjacente à la rue de la Muette, et la litière provenant des arbres constitue un apport important de matière organique retrouvée dans ce sol. Cette matière organique contribue probablement à la fixation des dépôts atmosphériques d'HAPs et à l'enrichissement du sol sous-jacent. De ce fait, on peut supposer que la différence entre les points équidistants à la route (T3, T4 et T5) soit en partie expliquée par le taux de matière organique du sol. Dans la zone C, c'est le point C5 qui montre les valeurs d'HAPs les plus élevées, également du fait de la proximité à la rue, mais dans une moindre mesure par rapport aux sols des points T4, T5 et T3.

Concernant les molécules ciblées, la présence majoritaire des HAPs à plus grand poids moléculaire (4, 5 et 6 cycles) se confirme (Annexe 6), comme déjà mis en évidence pour les prélèvements de la campagne initiale Ti. Cependant, le phénanthrène (3 cycles) constitue une exception car il est un des HAPs les plus accumulés dans les sols de la zone C et T. Le phénanthrène, le benzo(a)pyrène et le fluoranthène constituent à eux 3 la majeure partie des teneurs totales en HAPs des sols analysés pour cette campagne (environ 40/50% selon le point de prélèvement), comme illustré en Annexe 6. Plus globalement, si nous considérons les points qui montrent une accumulation plus importante en HAP, la tendance généralement suivie en termes d'abondance des molécules individuelles est FLT > BaP > PYR > PHE > CHR (Annexe 6). De plus, on ne retrouve aucune molécule individuellement plus concentrée que les autres quand le point est globalement peu impacté par les HAPs, alors que dans les sols plus contaminés les valeurs de chaque HAP sont plus élevées. Ces résultats sont cohérents avec ce qui avait été observé dans les prélèvements de sol effectués lors de la campagne initiale.

3.4 Activités enzymatiques dans les sols

Les activités des enzymes des sols mesurées pour la campagne T0 sont présentées en figure 12.

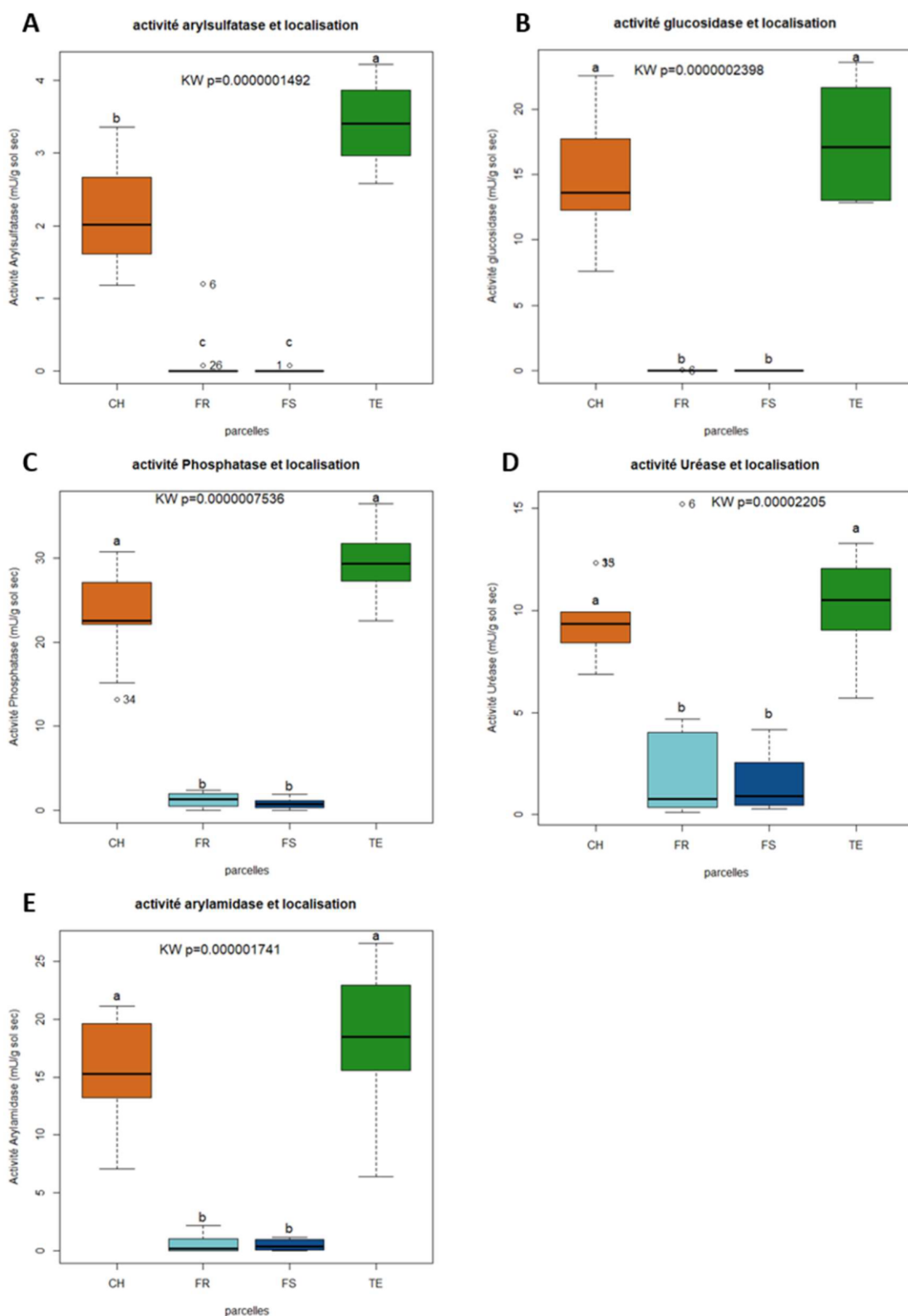


Figure 12. Activités enzymatiques des sols de chacune des zones d'études, tout horizon de prélèvement et répliquat confondus ($n = 10$). A) arylsulfatase, B) β -glucosidase, C) phosphatase, D) uréase et E) arylamidase. Les lettres indiquent la significativité statistique selon le test de Kruskal-Wallis, avec $p < 0.05$.

Bien que la santé des sols dépende de nombreux facteurs, les activités des enzymes ont été validées en tant qu'indicateurs fiables et sensibles de l'état biogéochimique d'un sol. Les

enzymes choisies sont impliquées dans les cycles des éléments majeurs du sol, tels que le carbone, le soufre le phosphore et l'azote. La mesure de leurs activités reflète donc un aspect important des fonctions du sol qui pourraient être affectées par les activités liées à la mise en œuvre du filtre.

Conformément aux attentes, les activités mesurées dans le filtre sont très faibles ou inexistantes (Figure 12). Seules les enzymes impliquées dans le cycle de l'azote présentent une très faible activité. De même, la phosphatase a des activités mesurables, même-si celles-ci sont très proches du zéro dans les deux zones du filtre, et ce pour les deux horizons considérés. Aucune activité n'a pas été détectée dans le filtre pour l'arylamidase et la β -glucosidase. Cela confirme le caractère « neuf » du filtre et de même que les autres paramètres mesurés dans ces zones, l'activité biologique dans le filtre est très faible. Egalement, on peut affirmer que, au moment de cette campagne T0, les substrats sableux dans les zones FS et FR sont encore très proches de leur état vierge, ce qui ne favorise pas le développement microbiologique du sol et l'activité enzymatique relative aux cycles des éléments. L'évolution du filtre planté sera un enjeu très important pour la phase opérationnelle du filtre, à la fois pour sa fonction de support de vie et celle de dépollution des eaux. La croissance des roseaux et les apports continus d'eau devraient faire évoluer les caractéristiques pédologiques et biologiques du filtre.

Chaque enzyme montre des activités beaucoup plus importantes dans les zones C et T. Globalement, celles-ci sont plus hautes dans la zone témoin (Figure 12), ce qui confirme la tendance déjà observée pour les échantillons de la campagne initiale Ti.

C'est le cas de l'arylsulfatase dont l'activité significativement plus élevée pour la zone T. De même, la β -glucosidase a une valeur légèrement supérieure dans la zone T, même si la moyenne tout horizon confondu présente une grande variabilité dans cette zone. En analysant les données par couche, il est évident que celle-ci s'explique par les différences entre les deux horizons (Annexe 7). En fait, dans l'horizon supérieur l'activité moyenne est 21,28 mU/g sol sec, alors que la valeur pour la couche 10 – 20 cm est 14,12 mU/g sol sec. La présence de litière dans les points boisés de la zone T, qui s'accumule dans l'horizon superficiel, engendre une croissance importante des activités microbiennes et par conséquent la présence d'un plus large spectre d'enzymes impliquées dans la décomposition de la matière organique. Cela pourrait donc être à la base de l'activité de la β -glucosidase mesurée dans la couche 0 – 10 cm. La phosphatase a des activités beaucoup plus importantes par rapport aux autres enzymes ciblées, ce qui est souvent observé dans la caractérisation enzymatique de nombreux sols. Ici, l'activité dans le témoin est un peu supérieure à celle du chantier, même si cette différence n'est pas significative (Figure 12 C). L'analyse des valeurs de chaque point montre une hétérogénéité spatiale des activités dans la zone T et révèle que le point 3, situé dans le sous-bois, présente des activités plus fortes.

Par ailleurs, une comparaison des activités de la phosphatase entre les campagnes T0 et Ti révèle une diminution nette de celles-ci au cours du temps, de 42,4 et 59 mU/g sol sec au Ti pour C et T respectivement, à 23,2 et 29,2 pour les échantillons du T0. Il est compliqué d'attribuer une cause spécifique à cette baisse, et cela semble difficilement imputable aux seules activités liées à la construction du filtre, vu que cette diminution est observée

également dans la zone T. Un autre facteur qui aurait pu contribuer serait l'influence de la saisonnalité sur les activités enzymatiques du sol. Cependant, les conditions climatiques n'étant pas très différentes pour les deux campagnes (Juillet 2018 pour le Ti et Septembre 2020 pour le T0), cette hypothèse semble insuffisante pour expliquer les fluctuations observées. De très faibles diminutions des activités de l'arylsulfatase et β -glucosidase pour le T0 sont également à remarquer, même-si l'ampleur de celle-ci n'est pas comparable à celle de la phosphatase, et pourraient rentrer dans la variation naturelle des enzymes dans le sol. Par contre, les enzymes du cycle de l'azote ne montrent diminution aussi nette par rapport au Ti. De plus, leurs valeurs sont très similaires pour les zones C et T, et des activités ont été mesurées pour l'uréase même dans les zones FS et FR. Globalement, les valeurs de ces enzymes pour chaque point montrent en générale une certaine similarité à l'intérieur des zones C et T. Il est cependant intéressant de noter que dans le point T3 leurs activités sont beaucoup plus faibles que les autres points de la même zone (annexe 7). Etant donné que la valeur optimale du pH pour l'activité de l'uréase et de l'arylamidase est > 7 , la valeur de pH plus acide (environ 6,7) du point T3 par rapport aux autres points, semble le facteur déterminant de cette réduction d'activité.

D'une façon générale, sauf pour les zones construites pour l'implantation du filtre où les activités des enzymes ne sont pas encore présentes, il n'y a pas une grande différence entre les activités mesurées au cours de la campagne initiale et celles mesurées après les travaux de construction du filtre. Seule la phosphatase voit son activité diminuer nettement, et ce même dans les sols hors zone de construction du filtre.

3.5 Faune du sol

3.5.1 Vers de terre

La meso- et le macrofaune du sol ont été échantillonnés dans chaque point de prélèvement afin de caractériser les populations d'oligochètes présentes dans le site après la construction du filtre. Les enchytréides et les vers de terres ont donc été ciblés par ces analyses, en tant qu'acteurs importants impliqués dans de nombreuses fonctions du sol. Les caractéristiques principales des vers de terre (densité, biomasse, nombre d'espèces) retrouvés dans les points d'étude sont indiquées en Figure 13. Les noms des espèces retrouvées, ainsi que la caractérisation de la richesse et de l'abondance sont détaillés en Annexe 9.

D'après une première analyse, la distinction entre le filtre et les zones C et T est évidente, comme pour beaucoup d'autres paramètres. Les substrats sableux que l'on retrouve dans les premiers 20 cm du filtre ne représentent pas un milieu favorable pour les vers de terre en général. Les paramètres physico-chimiques et biologiques qui y sont mesurés laissent supposer que ces substrats ont encore peu évolué et ne sont pas encore favorables au développement des oligochètes.

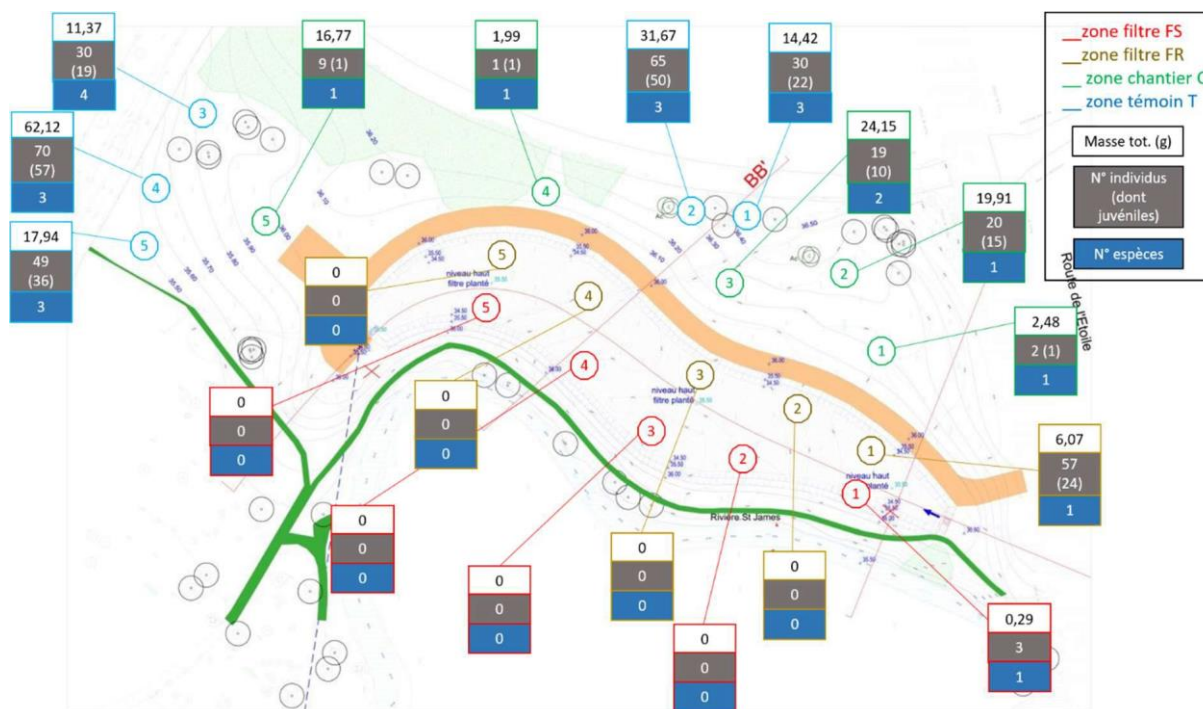


Figure 13. Description de la population de vers de terre dans le site d'étude. Pour chaque point de prélèvement, sont précisés : le nombre et la masse total de vers de terre collectés, ainsi que le nombre d'espèces identifiées.

En fait, dans la plupart des points à l'intérieur du filtre, aucun ver n'a été extrait (cf. Figure 13), sauf pour les points FS1 et FR1. Dans les deux cas, seule l'espèce anécique *Eiseniella tetraedra* a été trouvée. Cette espèce privilégie les sols gorgés d'eau, ainsi les substrats du filtre, constamment inondés à ce stade avec de l'eau non potable, semblent représenter une niche favorable pour la prolifération de cette espèce. Néanmoins, la distribution hétérogène de cette espèce pose des questions. Seuls 3 individus adultes ont été retrouvés dans le point FS1, alors que 57 individus (adultes et juvéniles confondus) étaient présents dans le premier point de la zone FR. Cette différence nette pourrait s'expliquer avec l'état préliminaire de colonisation du filtre par *Eiseniella tetraedra* qui pourrait avoir commencé par la partie FR du filtre, et dont l'évolution pourrait être comparée lors des campagnes de suivi. De plus, la zone FR présente en moyenne une teneur de carbone organique plus importante que FS (Tableau 1), et cette différence est plus tranchée à l'entrée du filtre (FR1 et FS1) où les teneurs sont de 1.34 et 0.43 g Corg/kg sol, respectivement dans FR1 et FS1. Cela peut donc influencer l'habitabilité du filtre et déterminer une abondance plus importante de *Eiseniella tetraedra* dans la partie du filtre plus riche en matière organique.

Les zones C et T présentent globalement des populations d'oligochètes plus développées (densité / diversité) et des vers ont été retrouvés dans chaque point de prélèvement. La richesse et l'abondance de celles-ci sont plus importantes dans la zone T (Annexe 9). En effet, la densité est de 47.8 individus/m² dans la zone T, alors qu'elle n'est que de 10.2 dans la zone C.

Au total, 239 individus ont été extraits dans l'ensemble des points du témoin. Toutefois, la zone T présente des points dans des zones boisées et de prairie, riches en matière organique,

et en générale moins sujets aux perturbations liées à l'implantation du filtre. A l'opposé, les points de la zone C se situent dans la pelouse adjacente au filtre qui, en plus du tassement important subi lors de la construction du filtre par les machines de chantier et le stockage des matériaux, sont constamment sujets aux activités des usagers du par cet aux professionnels intervenants sur le filtre ou pour la gestion des espaces verts.

Dans la zone C, seules deux espèces étaient présentes: l'endogée *Aporrectodea caliginosa* et l'anécique *Aporrectodea longa*, qui constitue la quasi-totalité des vers identifiés. En revanche, les vers dans la zone T appartiennent à 5 espèces différentes et les proportions entre elles sont plus équilibrées, avec une présence importante de *Allolobophora chlorotica* et de deux espèces du genre *Lumbricus*. Il est aussi intéressant de remarquer que globalement la présence d'endogés est plus importante dans la zone T et constitue environ 40% des vers identifiés.

D'une façon générale, les données de vers de terre pour la zone T montrent une richesse plus importante mais une abondance similaire par rapport aux données recueillies lors de la campagne initiale Ti. Toutefois, pour toute comparaison, il faut garder à l'esprit que les conditions pédoclimatiques peuvent varier d'une campagne à l'autre, ce qui influence fortement le résultat de prélèvement d'oligochètes. De plus, lors de la campagne initiale Ti, seul le point C2 a pu être exploré, ce qui rend difficile une comparaison avec les données de l'état zéro T0.

3.5.2 Enchytréides

La distribution des enchytréides dans les zones d'étude est présentée en Figure 14 et la liste détaillée des espèces trouvées dans chaque point, ainsi que la caractérisation des communautés est en Annexe 10.

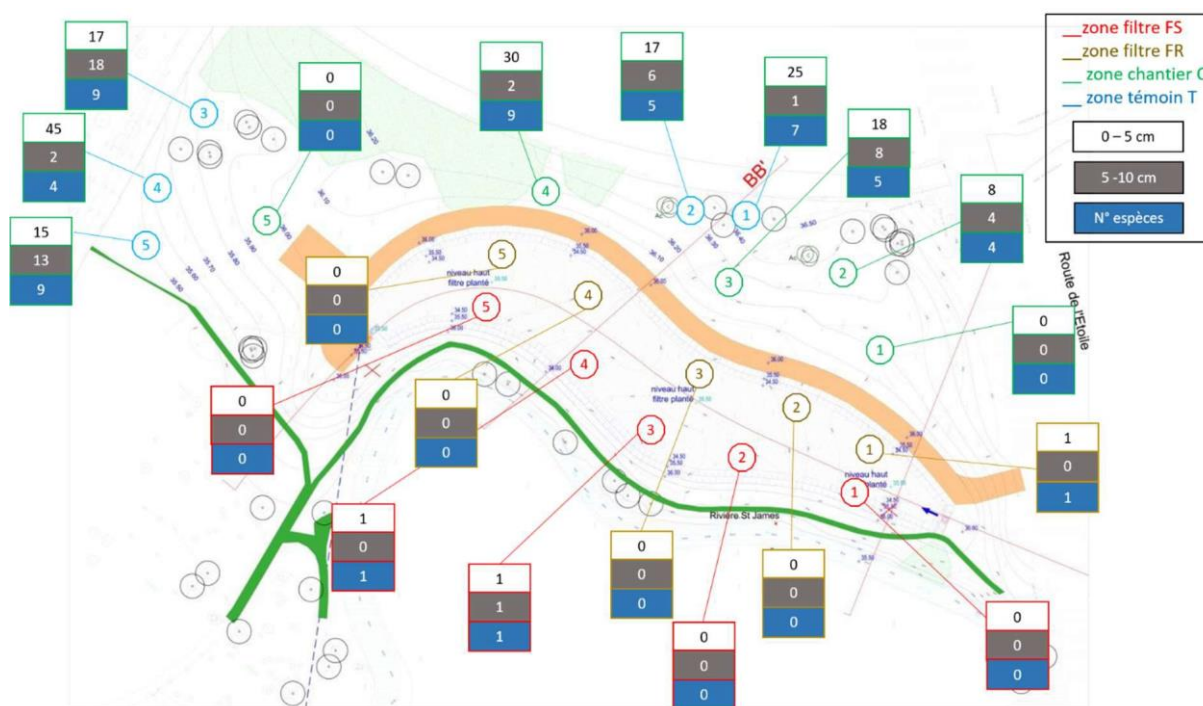


Figure 14. Description de la population d’enchytréides dans le site d’étude. Pour chaque point de prélèvement, sont précisés : le nombre d’organismes retrouvés dans les deux couches prélevées, ainsi que le nombre d’espèces identifiées dans le point de prélèvement.

Il est évident que, tout comme pour les vers de terre, les différences de substrats dans les zones du projet déterminent la distribution des enchytréides. De la même façon, la zone du filtre présente une abondance très faible d’organismes et l’extraction dans la plupart des points de prélèvement n’a pas abouti.

Dans la zone FR, un seul individu appartenant au genre *Enchytraeus* a été retrouvé dans le premier point. En revanche, dans la zone FS, l’identification des trois organismes extraits dans deux points a abouti à l’identification d’enchytréides de la famille *Naididae*, du genre *Pristina*. Il est intéressant de remarquer que ce sont des organismes purement aquatiques, tels que l’on pourrait retrouver dans les communautés benthiques des écosystèmes fluviaux ou marins. Leur présence dans le filtre, qui est à ce stade constamment inondé, est cohérente avec la caractérisation faite des vers de terre. En fait, la présence constante d’eau et la nature du substrat dans les zones FS et FR pourraient représenter une niche favorable pour des oligochètes adaptés à des conditions de vie aquatique. Néanmoins, la présence de ceux-ci n’est pas répandue dans l’ensemble du filtre, et est limitée à très peu d’organismes localisés dans un ou deux points, ce qui met en perspective la dynamique du phénomène de colonisation du filtre.

A l’extérieur du filtre, la zone C présente des richesses et densités d’enchytréides plus faibles par rapport à la zone T, comme pour les vers de terre. Ici, aucun organisme n’a été retrouvé dans les points C1 et C5 qui, étant les plus proches du filtre, présentent un tassement important du sol (en particulier en C5), probablement induit par les activités du chantier de construction du filtre. En revanche, dans les points C3 et C4, la diversité atteint à 5 et 9 espèces

différentes, respectivement. Ces valeurs sont plus proches de celles retrouvées dans les points de la zone T. Au total, 16 espèces différentes ont été identifiées dans l'ensemble de la zone T, et la densité moyenne est de 16 407.6 individus/m² (cf. Annexe 8), ce qui confirme le bon état des communautés d'enchytréides dans la zone T. Cette densité est plus importante par rapport à la campagne initiale, mais cela pourrait être expliqué par la variabilité des conditions climatiques, moins favorables lors de la campagne précédente. La distribution des organismes dans le sol se concentre dans la couche supérieure (0 – 5 cm) où l'on retrouve 73.9 % des individus retrouvés dans l'ensemble de la zone T. De plus, on confirme la présence d'une espèce d'enchytréide rare, qui avait été décrite pour la première fois en France lors de la campagne initiale, *Marionina hoffbaueri*.

A l'issue de l'analyse de la macro- et mesofaune du sol, une disparité nette des communautés d'oligochètes apparaît sur le site du projet. Bien que les vers de terre et les enchytréides soient plus abondants dans la zone T par rapport à C, l'écart est beaucoup plus important encore entre ces zones et celles du filtre. Dans ces dernières, la quasi-totale absence de faune du sol souligne d'un côté, une faible habitabilité de ce type de substrat et de l'autre, la nécessité d'attendre le développement d'éléments essentiels, comme la matière organique, pour pouvoir observer une évolution biogéochimique favorable à la vie dans le filtre. Néanmoins, la caractérisation des oligochètes retrouvés dans le filtre suggère qu'une dynamique de colonisation par des espèces adaptées à des environnements aquatiques est lancée. Globalement, il y a plusieurs facteurs qui empêchent une comparaison raisonnable des zones FS/FR et C/T, le plus important étant la différence notable des substrats. Il sera néanmoins intéressant de suivre l'évolution des communautés dans le filtre au cours des campagnes T1 et T2 prévues pendant la phase opérationnelle du filtre, dans l'action C.2.3.

3.6 Etat de la rivière St James

Les gammarus sont des amphipodes largement distribués dans les cours d'eau d'Europe. En tant qu'espèce-ingénieur des milieux aquatiques, ces crustacés assurent des rôles écologiques importants et constituent une source de nourriture pour des organismes supérieurs tels que les amphibiens, les poissons et les oiseaux. Outre leurs intérêts écologiques, les gammarus sont des candidats pertinents pour évaluer la qualité des cours d'eau et les effets délétères de contaminants à différents niveaux d'organisation biologique (de la cellule à la population). En effet, les gammarus sont décrits comme des accumulateurs de divers contaminants d'origine urbaine, tels que les métaux et les HAPs, à de faibles niveaux d'exposition environnementale¹. Ainsi, la mesure de contaminants bioaccumulés dans leurs tissus constitue un outil intégratif pour quantifier la biodisponibilité des contaminants, à savoir la fraction internalisée et potentiellement toxique pour le biote. De plus, les traits comportementaux, à l'interface entre processus physiologique et écologique, constituent des outils robustes pour évaluer *in situ* les

¹ Besse J-P, Coquery M., Lopes C., Chaumot A., Budzinski H., Labadie P., Geffard O. 2013. Caged *Gammarus fossarum* (Crustacea) as a robust tool for the characterization of bioavailable contamination levels in continental waters: Towards the determination of threshold values. *Water Research*, 47(2), 650-660

réponses sublétales de populations d'invertébrés exposées à des pressions chimiques, qu'elles soient métalliques ou organiques.

A l'exception du taux d'alimentation, aucune différence significative dans les traits de vie suivis lors de cette campagne n'a été observée entre les organismes encagés en amont et aval du rejet du filtre (Figure 15).

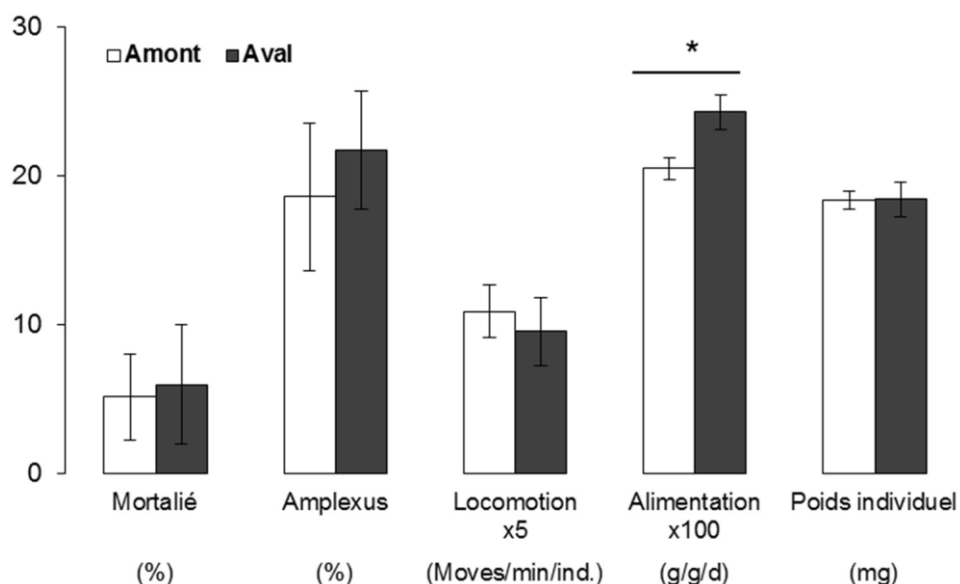


Figure 15. Traits de vie mesurés chez des gammarides encagés pendant une semaine (septembre 2020) dans le ru St James en amont (en blanc) et en aval (en noir) du rejet du filtre. Les histogrammes correspondent aux moyennes \pm écart-types ($n = 6$). * Différence significative entre le site amont et celui aval (test U de Mann-Whitney ; $p < 0,05$).

En l'absence de fonctionnement du filtre, ces résultats témoignent d'un état physiologique et de performances individuelles identiques entre les organismes transplantés en amont et en aval du rejet, validant ainsi la méthode d'encagement proposée. En outre, ceci suggère des conditions physicochimiques comparables entre les deux sites de transplantations confortant ainsi le choix de leur localisation le long de la rivière St James (Annexe 10). Néanmoins, ces observations restent à être confirmées dans le cas du taux d'alimentation, significativement plus faible en amont qu'en aval. Dans la mesure où cette différence inter-sites n'a pas été associée à une perte de poids des organismes, elle résulte vraisemblablement d'une dégradation naturelle des feuilles plus importante en amont qu'en aval. Ceci peut être expliqué par une différence de colonisation des feuilles par des microorganismes, lesquels sont en effet susceptibles de dégrader activement les feuilles d'Aulne. Lors de la prochaine campagne, des contrôles complémentaires seront réalisés pour évaluer cette dégradation en mettant en place des cages contenant des feuilles sans gammarides. Pour l'ensemble des traits suivis lors de cette campagne, taux d'alimentation inclus, les niveaux mesurés à la fois dans les gammarides encagés en amont et en aval du rejet sont comparables à ceux fournis dans la littérature chez gammarides non exposés, qu'ils soient maintenus dans des conditions contrôlées de laboratoire ou transplantés sur des sites de références. Ceci valide ainsi ce

premier jeu de données pour l'établissement de valeurs de références et l'identification d'impacts du rejet sur le milieu aquatique lors des prochaines campagnes d'encagements de gammarès.

La mesure des HAPs bioaccumulés dans les tissus des gammarès a donné des teneurs inférieures à la limite de quantification, dans tous les cas, même si les analyses dans l'eau de la rivière montrent des niveaux d'HAPs cumulés mesurables (Figure 16). De plus, nous remarquons une différence systématique entre les niveaux mesurés, pour les temps de dépôt et retrait des cages, qui sont plus importants en amont du rejet.

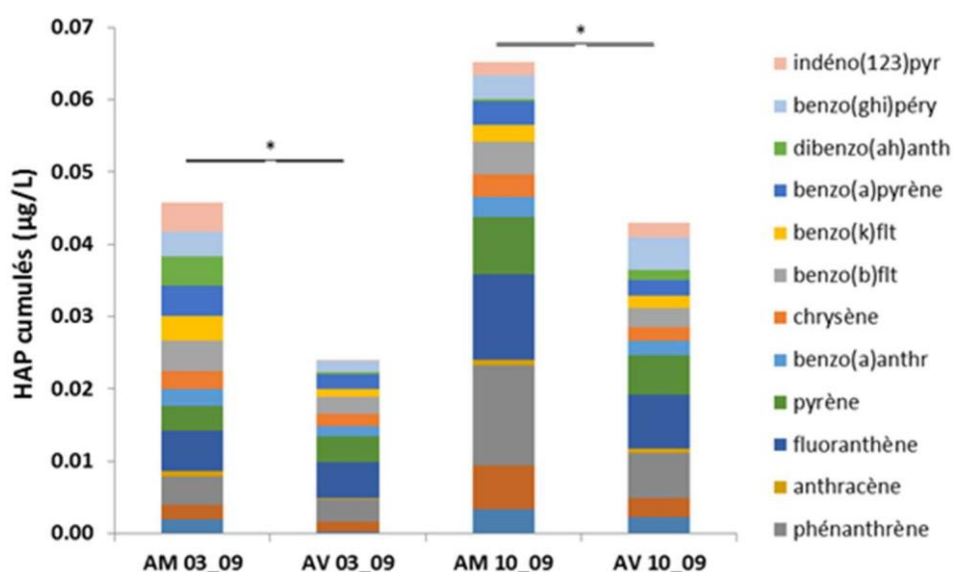


Figure 16. Teneurs cumulées des HAPs analysés dans l'eau de la rivière, en correspondance des points de pose des gammarès, au début (03_09) et à la fin de l'exposition (10_09). * Différence significative entre le site amont et celui aval (test U de Mann-Whitney ; $P < 0,05$).

Ceci peut être le résultat d'une perte de matière en suspension entre les points considérés, qui pourrait conduire à une diminution des HAPs associés à celle-ci dans la colonne d'eau. Egalement, un effet de dilution d'eau de la rivière à cause du rejet d'eau non contaminée par le filtre, n'est pas à exclure à ce stade.

En revanche, la bioaccumulation des ETM dans les tissus des gammarès met en évidence des disparités selon l'élément considéré (Tableau 3). Certains ETM, tels que Sn, Tl, Sb, Cr, Ni et Pb, sont bioaccumulés de façon plus importante dans les organismes encagés en amont, et suivant un facteur d'environ deux par rapport aux teneurs mesurées dans les gammarès exposés en aval. Pour ces ETM, cette disparité ne reflète pas une différence entre les niveaux retrouvés dans la colonne d'eau dans les deux points. Cela est visible, par exemple, pour Ni et Sb, dont les niveaux sont comparables en amont et en aval au début et à la fin de l'exposition (Figure 17).

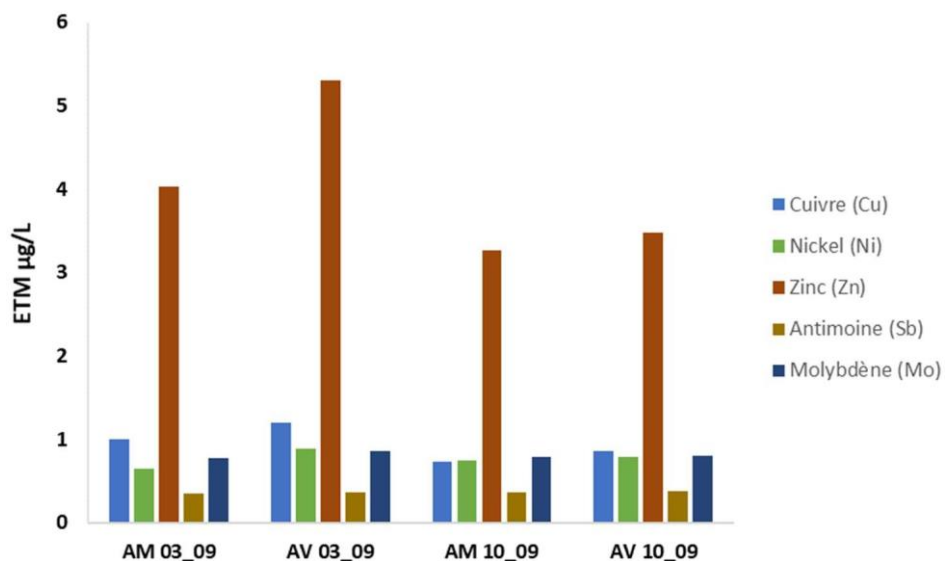


Figure 17. Teneurs des ETM analysés dans l’eau de la rivière, en correspondance des points de pose des gammes, au début (03_09) et à la fin de l’exposition (10_09).

Il reste donc difficile d’expliquer cette différence systématique uniquement sur la base des niveaux totaux dans l’eau, alors qu’une différence de spéciation de ces éléments pourrait être à la base de ce phénomène, en influençant leur biodisponibilité. Les ETM les plus bioaccumulés restent toutefois le Zn et Cu, avec des teneurs d’environ 73 et 53 mg/kg, respectivement. Ces valeurs sont sensiblement supérieures par rapport au reste des éléments considérés (Tableau 3), ce qui pourrait remettre en perspective l’influence réelle de ces derniers dans la contamination et les effets toxiques potentiels sur les gammes. De plus, il n’y a pas de différence entre les niveaux dans les organismes amont et aval, qui semblent avoir bioaccumulé le Zn et le Cu de la même manière. Ces résultats sont en accord avec leurs niveaux dans l’eau (Figure 17), surtout pour le Zn qui est l’élément le plus présent dans la rivière St. James.

Il est à noter que le Cr mesuré en très forte concentration dans le matériau Rainclean® ne semble pas se retrouver dans les eaux en aval du filtre. De ce point de vue, ce peut être rassurant quant à l’impact du dispositif filtrant sur la qualité de l’eau.

Tableau 3. Valeurs moyens (n = 4) et écart types (entre parenthèse) des teneurs d’ETM (mg/kg) retrouvés dans les tissus des gammes exposés dans la rivière St. James. Les teneurs correspondent à une exposition d’une semaine et sont indiqués par point de dépôt par rapport au rejet du filtre.

	Amont	Aval
Co	0.252 (0.023)	0.229 0.031
Mo	0.387 (0.024)	0.320 (0.012)
Tl	0.020 (0.008)	0.004 (0.002)

Sb	0.056 (0.008)	0.032 (0.001)
Sn	0.225 (0.032)	0.060 (0.009)
Cd	0.122 (0.003)	0.101 (0.004)
Cr	1.040 (0.224)	0.776 (0.543)
Cu	53.000 (3.214)	52.925 (3.712)
Ni	0.796 (0.079)	0.461 (0.102)
Pb	2.363 (0.211)	0.998 (0.143)
Zn	73.000 (1.924)	72.650 (4.590)

4. Conclusion

La construction du prototype filtrant dans ce projet consistait en la création d'un dispositif à deux compartiments, les zones FS et FR, aux caractéristiques physico-chimiques très particulières. Cette différence intrinsèque entre le filtre et les zones C et T a profondément influencé les résultats des analyses chimiques et biologiques réalisées à l'issu de cette campagne T0, décrivant une différence tranchée entre ces zones. Cette différence renforce l'intérêt d'un suivi intra-zone dans le temps pour évaluer l'impact du filtre planté de roseaux et en faire le suivi.

Concernant les analyses des contaminants organiques, la répartition des HAPs dans les zones suit globalement la tendance mise en évidence au temps initial Ti, c'est-à-dire une influence prépondérante du trafic routier et une accumulation plus élevée dans la zone témoin T. On remarque néanmoins que dans certains points de la zone chantier C, le cumul des HAPs dans le sol mesuré au T0 est plus important par rapport au Ti, et on peut raisonnablement supposer que cela a été causé par les activités de constructions, tels que la circulation des engins de chantier. Toutefois, ces teneurs restent à relativiser lorsque l'on considère les concentrations mesurées dans la zone témoin T.

La caractérisation biologique du sol a porté initialement sur l'analyse des activités enzymatiques des sols dans les zones du site, compte tenu de leur rôle dans le fonctionnement biogéochimique du sol et de leur influence dans le cycle des éléments majeurs. L'absence des activités pour la plupart des enzymes dans le filtre n'est pas surprenante, en raison du substrat sableux et de leur faible évolution à ce stade. A l'issu de cette campagne T0, la tendance des activités dans la zone T par rapport à la zone C, comme identifié lors de la campagne initiale, reste confirmée. De plus, nous remarquons une baisse généralisée de la phosphatase dans les zones C et T, qui est difficile d'attribuer aux seules activités de chantier. Globalement donc, il

ne semble pas y avoir de différence notable pour la plupart des activités enzymatiques mesurées au temps initial Ti et au temps zéro T0.

La caractérisation de la faune du sol a elle montré une différence entre la richesse et l'abondance des espèces d'oligochètes retrouvés dans la zone du filtre et celles dans les zones C et T. Des espèces adaptées à des sols inondés ou purement aquatiques révèlent la particularité de ce microenvironnement par rapport aux sols adjacents. Toutefois, la présence intermittente de l'eau dans le filtre ne permet pas de formuler des hypothèses concrètes quant à l'habitabilité réelle du filtre à ce stade, mais les données recueillies pourraient témoigner le début de la colonisation des zones FR et FS. En dehors, la zone T montre des communautés de vers de terre et d'enchytréides plus riches et abondantes que la zone C, et ces paramètres semblent globalement plus importants que ceux observés lors de la campagne Ti. Toutefois cette comparaison est à considérer avec précaution, vu le caractère incomplet de l'analyse de la faune du sol et les conditions climatiques défavorables au développement des communautés d'oligochètes lors de la campagne initiale.

La campagne T0 a notamment permis de décrire un véritable état zéro de la rivière St. James, et d'aborder pour la première fois la question de l'influence du fonctionnement du filtre sur cette rivière. A ce stade, l'eau d'alimentation du filtre n'est pas celle qui sera traitée lors de la phase opérationnelle (eau non potable d'alimentation des masses d'eau du Bois de Boulogne), et la nature du rejet dans la rivière va probablement changer avec le début de celle-ci. Par conséquent, les points ci-choisis et les paramètres mesurés serviront de repères pour identifier un possible effet du fonctionnement du filtre sur les cours d'eau du parc de Bois de Boulogne.

Annexes

Annexe 1

Tableau 4. Détail des procédures analytiques effectuées sur les sols (Laboratoire d'Analyse des sols, INRAE).

<i>Codification</i>	<i>Description</i>
LAS – SOL – 0102	Broyage échantillon (diamètre < 250 µm) NF ISO 11464
LAS – SOL – 0302	Granulométrie 5 fractions sans décarbonatation – g/kg – NF X 31-107
LAS- SOL – 0405	Calcaire (CaCO ₃) total, Carbone organique total (COT), Azote (N) total – g/kg – NF ISO 10693, NFISO 10694 ou NF ISO 14235, NF ISO 13878
LAS – SOL – 0709	Extraction au chlorure de cobaltihexammine – NF ISO 23470
LAS – SOL – 0710	Capacité d'échange cationique cobaltihexammine (spectrocolorimétrie) – cmol+/kg - NF ISO 23470
LAS – SOL – 0719	Al, Ca, Fe, Mg, Mn, K, Na échangeables cobaltihexammine (ICP-AES/EAF) – cmol+/kg – NF ISO 23470
LAS – SOL – 1001	Mise en solution totale par HF, manuelle ou automatisée – NF X 31-417, Méthode interne
LAS – SOL – 1029	ICP1 – Eléments traces totaux HF : Co, Cr, CU, Ni, Zn (ICP-AES) – mg/kg – NF X 31-147, NF ISO 22036
LAS – SOL – 1030	ICP2 – Eléments traces totaux HF : Cd, Mo, Pb, Ti (ICP-MS) – mg/kg – NF EN ISO 17294-2
LAS – SOL – 1031	ICP3 - Eléments totaux HF : Al , Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P (ICP-AES) – NF ISO 22036
LAS – SOL – 1032	ICP4 – Eléments traces totaux HF : Sb, Bi, Sn, In (ICP-MS) – mg/kg – NF X 31-147 et NF EN ISO 17294-2
LAS – SOL – 1303	16 HAP (HPLC-UV-FLUO) – mg/kg – XP X 33-012
LAS – SOL – 1704	Extraction à l'EDTA – méthode BCR – Méthode interne
LAS – SOL – 1753	ICP5 – Eléments extraits à l'EDTA (BCR) : Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn (ICP-AES) – Méthode interne

Annexe 2

Procédures analytiques pour la mesure des activités enzymatiques (UMR EcoSys, plateforme BiochemEnv, INRAE)

Les activités Phosphatase (PHOS), Arylsulfatase (ARS), β -Glucosidase (β GLU), Uréase (URE) et Arylamidase (ARN), phosphatase alcaline (PAK), sont mesurées selon la norme ISO 20130 :2018, issues de modifications des protocoles respectifs de : Tabatabai et Bremner (1970), Dick et al (1996), Tabatabai et Bremner (1972), Sinsabaugh et al (2000) et Acosta-Martinez et Tabatabai (2000a). Environ exactement 4 g de sol sont pesés (en triplicat) pour chaque échantillon, et 25 ml d'eau sont ajoutés avant agitation 10 min à 250 rpm. Trois essais et un témoin sont réalisés pour chaque triplicat. Respectivement, les substrats utilisés sont le 4-nitrophénylphosphate, 4-nitrophénylsulfate, le 4-nitrophényl glucopyranoside, l'urée et le L-leucine β -naphthylamide hydrochloride dans les puits essais afin de mesurer les activités PHOS, ARYLS et β GLU, URE et ARN. La concentration de produit libéré est rapportée soit à une gamme de para-nitrophénol (Sigma) pour les activités PHOS, ARYLS et β GLU soit à une gamme de NH_4Cl (Sigma) pour l'URE et le naphthylamide pour l'ARN. Les mesures sont effectuées sur microplaques 96 puits (PS, Nunc, VWR) avec un lecteur Infinite 200 (Técan). Les activités enzymatiques du sol sont exprimées en mU (équivalent μmole de produit libéré par minute) par gramme de sol sec.

Annexe 3

Tableau 5. Détail des procédures de chimie analytique effectuées pour la mesure des métaux dans les eaux (Laboratoire d'Analyse des sols, INRAE).

<i>Codification</i>	<i>Description</i>
LAS – SLT – 1651	Eléments traces : Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn (ICP-MS) - µg/L
LAS – SLT – 1953	Molybdène (Mo) (ICP-AES ou ICP-MS) - µg/L – Méthode interne
LAS – SLT – 1656	Thallium (Tl) (ICP-MS) - µg/L – Méthode interne
LAS – SLT – 1639	Etain (Sn) (ICP-MS) - µg/L – Méthode interne
LAS – SLT – 1619	Cobalt (Co) (ICP-AES ou ICP-MS) - µg/L – Méthode interne

Annexe 4

Procédure analytique pour la mesure des HAPs dans les eaux (UMR ECOSYS, INRAE)

Les eaux prélevées dans la rivière Saint James ont été testées pour les teneurs en HAP à l'UMR EcoSys, dans les laboratoires de l'équipe Sol, avec la technique de stir bar sorptive extraction (SBSE). La SBSE est une nouvelle méthode d'extraction qui remplace l'extraction liquide/liquide, consommant beaucoup moins de solvant organique et ayant une meilleure sensibilité. C'est une méthode basée sur l'absorption de molécules sur du polydiméthylsiloxane (PDMS) enveloppant un barreau aimanté. Le barreau est directement plongé dans la solution à extraire (eau ou extrait aqueux) pendant un temps précis. La désorption se fait directement dans un insert de flacon HPLC avec 100µL de solvant organique (acétonitrile). L'analyse par HPLC peut se faire dès le retrait du barreau. Plus précisément, 10 mL d'eau à analyser sont déposés dans un flacon ambré de 15 mL, préalablement décontaminé, auxquels sont ajoutés 200 µL d'acétonitrile. Les flacons sont ensuite placés sur un banc d'agitation à 800 rpm dans un bain thermostaté à 25° C, pendant 140 min. La phase de désorption commence de suite, lorsque les barreaux sont sortis de l'eau et placés dans un flacon pour HPLC avec insert. Ceci est ensuite rempli avec 100 µL d'acétonitrile et placé dans l'obscurité à 50°C, pendant 25 min. A la fin de cette étape, le barreau est sorti et le vial contenant l'acétonitrile avec les HAP extraits est stocké jusqu'au passage à l'HPLC et détection par UV-FLUO.

Annexe 5

Tableau 6. Valeurs moyennes (n = 5) et écart-types des teneurs des ETM, par horizon et zone prélèvement, en mg/kg.

	FS		FR		C		T	
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	0 - 10 cm	10 - 20 cm	0 - 10 cm	10 - 20 cm	0 - 10 cm	10 - 20 cm
Cr	17.22 (2.14)	17.39 (1.77)	18.16 (3.03)	127.71 (66.96)	20.63 (3.49)	21.19 (4.21)	20.32 (6.19)	20.55 (5.53)
Co	3.40 (0.18)	3.37 (0.51)	3.10 (0.28)	8.54 (1.65)	3.35 (0.71)	3.65 (0.85)	3.33 (0.72)	3.58 (0.72)
Cu	3.66 (0.16)	3.59 (0.36)	4.77 (2.15)	92.65 (64.01)	15.32 (6.22)	24.20 (6.81)	26.19 (18.11)	23.38 (14.13)
Ni	11.38 (0.77)	11.13 (1.16)	10.68 (1.08)	51.50 (9.45)	9.93 (2.20)	10.78 (2.60)	10.43 (2.69)	10.77 (2.65)
Zn	17.44 (1.13)	17.66 (3.33)	20.18 (4.60)	238.33 (124.48)	70.17 (21.98)	78.46 (31.39)	107.50 (50.16)	103.86 (43.49)
Cd	0.04 (0.00)	0.04 (0.00)	0.04 (0.01)	0.22 (0.12)	0.26 (0.08)	0.27 (0.08)	0.35 (0.10)	0.35 (0.09)
Mo	0.20 (0.01)	0.19 (0.02)	0.38 (0.26)	11.32 (6.94)	0.47 (0.12)	0.48 (0.14)	0.55 (0.05)	0.50 (0.06)
Pb	20.64 (1.35)	20.83 (1.45)	20.87 (0.64)	23.89 (8.47)	63.62 (27.11)	96.19 (55.63)	101.14 (59.15)	98.07 (50.99)
Tl	0.77 (0.04)	0.77 (0.03)	0.79 (0.03)	0.43 (0.12)	0.48 (0.06)	0.49 (0.07)	0.47 (0.08)	0.49 (0.08)
Sb	0.90 (0.08)	1.74 (1.91)	1.41 (0.41)	20.61 (17.96)	0.80 (0.28)	1.31 (0.90)	1.05 (0.13)	1.21 (0.33)
Bi	0.18 (0.08)	0.12 (0.01)	0.15 (0.06)	0.90 (0.64)	0.27 (0.13)	0.29 (0.17)	0.29 (0.10)	0.31 (0.10)
Sn	1.80 (0.07)	1.76 (0.09)	1.93 (0.44)	17.75 (13.36)	1.27 (0.59)	2.74 (3.08)	2.66 (1.94)	4.24 (3.34)
In	0.02 (0.00)	0.02 (0.00)	0.02 (0.00)	0.10 (0.05)	0.02 (0.00)	0.03 (0.01)	0.02 (0.01)	0.03 (0.01)

Annexe 6

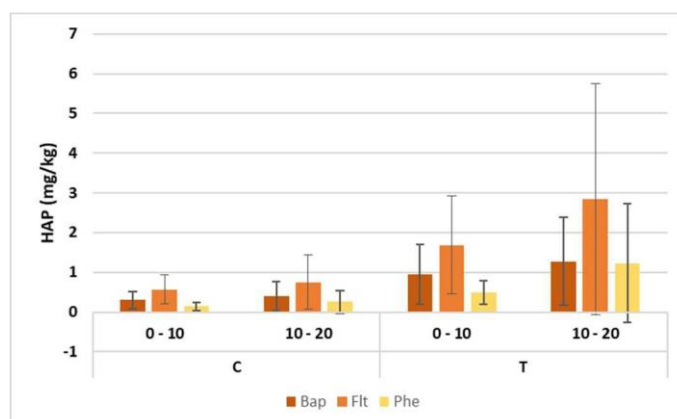


Figure 18. Valeurs moyennes (n = 5) et écart-types des teneurs de benzo[a]pyrène (BaP), fluoranthène (FLT) et phénanthrène (PHE) regroupés par zone d'étude et couche de prélèvement.

Tableau 7. Valeurs minimales, maximales et médiane des HAP à 4, 5 et 6 cycles mesurés dans la zone T en mg/kg.

HAP	Min	Med	Max
Fluoranthène	0.43	1.60	6.96
Pyrène	0.31	1.30	5.78
Benzo(a)anthracène	0.18	0.80	2.72
Chrysène	0.28	0.96	3.08
Benzo(a)pyrène	0.22	0.91	2.46
Benzo(b)fluoranthène	0.25	0.84	2.27
Dibenzo(ah)anthracène	0.08	0.35	0.79
Benzo(k)fluoranthène	0.12	0.55	1.27
Benzo(ghi)pérylène	0.22	0.75	1.97
Indéno(123,cd)pyrène	0.21	0.94	2.15

Annexe 7

Tableau 8. Valeurs des activités enzymatiques (mU/g sol sec) et humidité (%) pour chaque horizon et point de prélèvement.

<i>Echantillon</i>	<i>Zone</i>	<i>horizon</i>	HUM	PHOS	GLU	ARS	URE	ARN
ZFS 1A	Filtre sable	A	3,22	0,94	0,00	0,08	4,17	1,02
ZFS 1B	Filtre sable	B	3,12	0,49	0,00	0,00	0,42	0,02
ZFS 2A	Filtre sable	A	3,19	1,80	0,00	0,00	2,54	0,96
ZFS 2B	Filtre sable	B	3,37	0,37	0,00	0,00	0,69	0,08
ZFS 3A	Filtre sable	A	3,18	1,91	0,00	0,00	3,26	1,17
ZFS 3B	Filtre sable	B	3,86	0,00	0,00	0,00	0,47	0,03
ZFS 4A	Filtre sable	A	3,08	1,17	0,00	0,00	1,13	0,66
ZFS 4B	Filtre sable	B	3,44	0,00	0,00	0,00	0,71	0,17
ZFS 5A	Filtre sable	A	2,35	0,98	0,00	0,00	1,46	0,56
ZFS 5B	Filtre sable	B	3,67	0,35	0,00	0,00	0,29	0,00
ZFR 1A	Filtre Rainclean	A	4,97	2,03	0,03	1,20	15,20	2,20
ZFR 1B	Filtre Rainclean	B	4,37	1,49	0,00	0,08	4,68	1,22
ZFR 2A	Filtre Rainclean	A	32,46	0,22	0,00	0,00	0,36	0,00
ZFR 2B	Filtre Rainclean	B	32,69	1,74	0,00	0,00	0,35	0,06
ZFR 3A	Filtre Rainclean	A	3,53	0,48	0,00	0,00	0,88	0,33
ZFR 3B	Filtre Rainclean	B	23,48	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00
ZFR 4A	Filtre Rainclean	A	3,18	2,42	0,00	0,00	3,39	1,04
ZFR 4B	Filtre Rainclean	B	26,54	1,24	0,00	0,00	0,51	0,02
ZFR 5A	Filtre Rainclean	A	4,38	2,28	0,00	0,00	4,02	1,02
ZFR 5B	Filtre Rainclean	B	36,48	0,65	0,00	0,00	0,65	0,00
ZC 1A	Chantier	A	7,57	22,45	12,25	1,61	9,46	13,55
ZC 1B	Chantier	B	6,40	22,10	12,80	1,74	7,91	13,22
ZC 2A	Chantier	A	12,21	22,09	17,74	2,02	9,89	16,00
ZC 2B	Chantier	B	7,99	26,82	12,64	2,75	8,43	19,62
ZC 3A	Chantier	A	9,83	30,71	22,55	2,66	12,31	19,60

ZC 3B	Chantier	B	8,29	27,06	17,53	2,35	9,92	20,73
ZC 4A	Chantier	A	7,11	15,13	12,00	1,29	8,76	8,59
ZC 4B	Chantier	B	5,11	13,18	7,62	1,18	6,85	7,09
ZC 5A	Chantier	A	8,93	22,63	14,45	2,01	9,19	14,53
ZC 5B	Chantier	B	7,73	29,85	20,40	3,36	12,33	21,10
ZT 1A	Témoin	A	9,70	24,61	20,89	2,79	11,36	15,56
ZT 1B	Témoin	B	6,58	27,23	16,47	3,41	9,89	18,41
ZT 2A	Témoin	A	9,57	29,66	23,60	3,28	12,05	21,06
ZT 2B	Témoin	B	6,15	27,31	13,05	3,42	11,10	18,53
ZT 3A	Témoin	A	7,67	36,47	17,71	3,87	9,03	8,48
ZT 3B	Témoin	B	5,49	31,52	12,94	3,41	5,69	6,40
ZT 4A	Témoin	A	8,31	29,06	22,55	2,97	13,02	22,97
ZT 4B	Témoin	B	5,83	22,55	12,88	2,58	8,97	17,18
ZT 5A	Témoin	A	13,79	32,20	21,65	4,22	13,27	26,58
ZT 5B	Témoin	B	9,99	31,72	15,23	4,22	9,92	23,75

Annexe 8

Tableau 9. Identification des espèces d'enchytréides et nombre d'individus par prélèvement

Genre		espèce		FS		FR		C		T	
ENCHYTRAEIDAE				0 - 5 cm	5 - 10 cm	0 - 5 cm	5 - 10 cm	0 - 5 cm	5 - 10 cm	0 - 5 cm	5 - 10 cm
<i>Achaeta</i>	<i>eiseni</i>			0	0	0	0	0	0	3	8
<i>Achaeta</i>	<i>cf. danica</i>			0	0	0	0	2	5	1	3
<i>Achaeta</i>	<i>pannonica</i>			0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Buchholzia</i>	<i>appendiculata</i>			0	0	0	0	9	1	41	5
<i>Enchytraeus</i>	<i>buchholzi</i>			0	0	0	0	13	0	13	0
<i>Enchytraeus</i>	<i>bulbosus</i>			0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Enchytraeus</i>	sp. 1 ("GRAN")			0	0	1	0	1	0	4	3
<i>Enchytronia</i>	<i>christenseni</i>			0	0	0	0	0	1	13	4
<i>Enchytronia</i>	sp. 1			0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Fridericia</i>	<i>bulboides</i>			0	0	0	0	5	0	6	4
<i>Fridericia</i>	<i>christeri</i>			0	0	0	0	11	5	4	5
<i>Fridericia</i>	<i>isseli</i>			0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Fridericia</i>	<i>paroniana</i>			0	0	0	0	1	0	6	0
<i>Fridericia</i>	sp. indet.			0	0	0	0	13	2	10	5
<i>Marionina</i>	<i>communis</i>			0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Marionina</i>	<i>hoffbaueri</i>			0	0	0	0	0	0	11	5
NAIDIDAE											
<i>Pristina</i>	sp.			2	1	0	0	0	0	0	0
				2	1	1	0	56	14	119	42
Nombre total				3		1		70		161	

Nombre espèces	1	1	10	16
% dans 0 – 5 cm	66.7	100	80	73.9
Densité au m²	305.7	101.9	7133.7	16407.6

Annexe 9

Tableau 10. Identification de vers de terre et paramètres descriptifs des populations individués

Genre	espèce	FS	FR	C	T
<i>Allolobophora</i>	<i>chlorotica</i>	0	0	0	22
<i>Aporrectodea</i>	<i>caliginosa</i>	0	0	1	0
<i>Aporrectodea</i>	<i>longa</i>	0	0	21	14
<i>Aporrectodea</i>	<i>nocturna</i>	0	0	0	2
<i>Eiseniella</i>	<i>tetraedra</i>	3	33	0	0
<i>Lumbricus</i>	<i>castaneus</i>	0	0	0	14
<i>Lumbricus</i>	<i>terrestris</i>	0	0	0	2
Non identifiables		0	0	1	1
Juvéniles		0	24	28	184
Nombre total		3	57	51	239
Masse totale		0,29	6,07	65,3	137,52
Nombre espèces		1	1	2	5
Densité nbr/m²		0.6	11.4	10.2	47.8
Densité g/m²		0.06	1.21	13.06	27.5
% juvéniles		0	42.1	54.9	77
Masse moy. adulte		0.1	0.13	1.73	1.21

Annexe 10

Tableau 11. Paramètres physico-chimiques des eaux de la rivière St. James, au moment de la mise en eau et du retrait des cages de gammare, mesurés en correspondance des points de dépôts (amont et aval) par rapport à la position du rejet du filtre. Ils sont également indiqués les valeurs correspondantes au site de pêche des gammare utilisé pour cette campagne (Ru Saint Blandin, Guérard, 77).

	Site de pêche	Dépôt (03/09/20)		Retrait (10/09/2021)	
		<i>Amont</i>	<i>Aval</i>	<i>Amont</i>	<i>Aval</i>
pH	8.33	7.88	7.66	7.34	7.71
T (°C)	11.6	18.2	18.1	19.5	19.4
Conductivité (µS)	611	403	401	392	390
O ₂	/	85.1	87.1	74.3	82.7