



LIFE17ENV/000398 LIFE ADSORB

Livrable n°3

Action C.2.3 : Impact du filtre sur son environnement

Auteur.e.s : Marine Landrieux, Giacomo Grassi, Jérémie Lebrun, Claire-Sophie Haudin, Marjolaine Deschamps, Antoine Bamière, Sébastien Breuil, Nathalie Cheviron, Ghislaine Delarue, Véronique Etiévant, Jean-Pierre Pétraud, Amélie Trouvé, Isabelle Lamy, Juliette Faburé

Table des matières

Table des illustrations	3
Résumé	6
1. Introduction	7
2. Méthodologie	9
2.1 Echantillonnage.....	9
2.1.1 Echantillonnage des sols	10
<i>Localisation des points de prélèvement</i>	10
<i>Procédure de prélèvement</i>	10
2.1.2 Echantillonnage de la faune du sol	12
<i>Echantillonnage des vers de terre</i>	12
<i>Echantillonnage des enchytréides</i>	13
2.1.3 Echantillonnage des eaux.....	13
2.1.4 Encagement des gammares.....	13
2.2 Analyses des échantillons	15
2.2.1 Analyses des sols.....	15
2.2.2 Analyses des eaux	16
2.2.3 Analyses des gammares.....	16
<i>Analyses chimiques de la bioaccumulation chez les gammares</i>	16
<i>Analyses des marqueurs biologiques chez les gammares</i>	16
2.3 Analyses statistiques des données	17
3. Résultats et interprétation.....	18
3.1 Paramètres physico-chimiques des sols	18
3.2 Contaminants inorganiques dans les sols.....	25
3.3 Contaminants organiques dans les sols.....	27
3.4 Activités enzymatiques dans les sols	29
3.5 Faune du sol.....	31
3.5.1 Vers de terre	31
3.5.2 Enchytréides.....	33
3.6 Etat de la rivière St James	35
3.6.1 Physico-chimie du cours d'eau	35
3.6.2 Contaminants métalliques et organiques dans l'eau.....	36
3.6.3 Ecotoxicité du milieu aquatique	39
<i>Caractérisation de la biodisponibilité des contaminants de l'eau et exposition des gammares</i>	39
<i>Ecotoxicité/réponse biologique du milieu aquatique</i>	41

4.	Discussion et recommandations	44
4.1	Evolution du filtre et de son environnement.....	44
4.2	Prédiction du risque écotoxique dans le filtre	44
4.2.1	Caractérisation de l'exposition des organismes du sol aux contaminants : Facteurs de bioaccumulation	45
4.2.2	Caractérisation du danger écotoxique d'éléments traceurs de la pollution urbaine : détermination de concentrations de référence (CE50 = concentrations effectives pour 50 % de la population testée)	48
4.2.3	Intégrer l'évolution du filtre dans la prédiction du risque.....	49
5.	Conclusion.....	51
	Remerciements.....	53
	Annexes	54
	Annexe 1 : Procédures analytiques effectuées sur les sols (Laboratoire d'Analyse des Sols, INRAE)	54
	Annexe 2 : Procédures analytiques pour la mesure des activités enzymatiques (UMR ECOSYS, plateforme BiochemEnv, INRAE).....	55
	Annexe 3 : Procédures de chimie analytique effectuées pour la mesure des métaux dans les eaux (Laboratoire d'Analyse des Sols, INRAE).....	55
	Annexe 4 : Procédure analytique pour la mesure des HAP dans les eaux (UMR ECOSYS, INRAE)	56
	Annexe 5 : Teneurs en carbonates dans les sols du site	57
	Annexe 6 : Teneurs en azote total dans les sols du site.....	58
	Annexe 7 : Ratio C/N dans les sols du site	59
	Annexe 8 : Capacité d'échange cationique (CEC) des sols du site	60
	Annexe 9 : Teneurs totales et proportion mobilisable des ETM dans la couche 10-20 cm du filtre planté.....	61
	Annexe 10 : Moyenne et écart-type des teneurs totales et proportion mobilisable des ETM dans les zones T et C.....	62
	Annexe 11 : Teneurs des autres ETM dans les sols du site	63
	Annexe 12 : Tableau récapitulatif des concentrations en ETM mesurées dans les sols des zones T et C (couche 0-10 cm)	64
	Annexe 13 : Table des abréviations et nombre de cycles des HAP analysés	65
	Annexe 14 : Teneurs en HAP dans les sols des zones T et C.....	66
	Annexe 15 : Teneurs en HAP dans le milieu filtrant.....	67
	Annexe 16 : Activités enzymatiques entre 0 et 10 cm.....	68
	Annexe 17 : Nombre d'individus et espèces de vers de terre présents dans les sols du site	69
	Annexe 18 : Masse des vers de terre présents dans les sols du site.....	70
	Annexe 19 : Répartition des espèces de vers de terre présents dans les sols du site	71
	Annexe 20-A : Nombre d'individus et espèces d'enchytréides présents dans les 5 premiers centimètres des sols du site	72

Annexe 20-B : Nombre d'individus et espèces d'enchytréides présents entre 5 et 10 centimètres dans les sols du site.....	73
Annexe 21 : Humidité dans les sols du site – mesures effectuées lors de l'analyse enzymatique	74
Annexe 22 : Répartition des espèces d'enchytréides présents dans les sols du site.....	75
Annexe 23 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de la rivière Saint James.....	76
Annexe 24 : Teneur en HAP dans l'eau de la rivière Saint James.....	77
Annexe 25 : Mesures complémentaires de température et taux d'oxygène dissout dans l'eau de la rivière Saint James autour du point de rejet.....	78
Annexe 26 : Matrices de corrélations des paramètres mesurés dans le filtre pendant l'action C.2.3.....	79
Annexe 27-A : Représentation graphique des échantillons après analyse factorielle multiple : points analysés.....	80
Annexe 27-B : Représentation graphique des échantillons après analyse factorielle multiple : campagnes d'échantillonnage.....	81
Annexe 27-C : Représentation graphique des échantillons après analyse factorielle multiple : zones du filtre.....	82
Annexe 27-D : Représentation graphique des échantillons après analyse factorielle multiple : points d'échantillonnage.....	83
Annexe 27-E : Représentation graphique des échantillons après analyse factorielle multiple : corrélations de variables.....	84
Annexe 28 : Teneurs en contaminants des substrats sableux et limoneux utilisées lors des études en laboratoire.....	84
Annexe 29 : Test écotoxicologique : teneur en ETM au sein des enchytréides dans les différents substrats.....	85
Annexe 30 : Test écotoxicologique : survie des enchytréides dans les différents substrats.....	86

Table des illustrations

Figure 1. Chronologie des campagnes de mesures réalisées in situ dans le cadre du projet ADSORB ; T_i = état initial (sous-action C.2.1), T_0 = état zéro à la mise en route du filtre (sous-action C.2.2), T_1 et T_2 = suivi du filtre en fonctionnement (sous-action C.2.3).....	7
Figure 2. Plan d'échantillonnage pour la réalisation des campagnes C.2.2 (T_0) et C.2.3 (T_1 , T_2). Zone témoin = T ; Zone chantier = C ; Zone filtre : FS = filtre sable et FR = filtre Rainclean [®] , point 1 = entrée du filtre et point 5 = sortie du filtre. Les points AMT et AVL correspondent respectivement à l'amont et l'aval du rejet d'eau filtrée. Le chemin orange permet d'identifier la zone de passage des engins et de stockage de matériel pendant la construction du filtre.....	9
Figure 3. Représentation schématique du filtre – composition des compartiments FS (sable) et FR (sable + Rainclean [®]).....	10

Figure 4. Vue de carottes de sol de 20 cm : A) prélevées dans la zone filtre avec Rainclean® (FR) et B) dans la zone Chantier (C)	11
Figure 5. A) Vue de l'installation de la machine pour l'extraction des vers de terre dans la zone FR ; B) Vue de l'électrode négative placée au milieu de la surface de prélèvement.....	12
Figure 6. Vue des cages des gammars en amont et aval du rejet, dans la rivière Saint James	14
Figure 7. Photographies du remblai installé à l'entrée du filtre, entre les compartiments FS et FR entre les prélèvements T1 et T2.....	18
Figure 8. Comparaison des granulométries des sols du site : A) sols des zones T et C autour du filtre et B) milieu filtrant FS et FR ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm	19
Figure 9. Evolution du pH des sols dans (FS, FR) et autour (T, C) du filtre ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm.....	20
Figure 10. Evolution de la conductivité électrique des sols dans (FS, FR) et autour (T, C) du filtre ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm.....	21
Figure 11. Evolution du taux de matière organique dans les sols du site ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm.....	22
Figure 12. Evolution des teneurs en éléments majeurs dans les différentes zones du site ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm ; Ca : calcium, Al : aluminium, K : potassium, Fe : fer, P : phosphore, Mg : magnésium, Na : sodium, Mn : manganèse ..	23
Figure 13. Evolution de la capacité d'échange cationique moyenne dans chaque zone du site ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm.....	24
Figure 14. Représentation des teneurs en éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) ainsi que de leur proportion mobilisable dans les sols du site, en comparaison avec la valeur maximale établie par l'étude ASPITET pour un sol ordinaire ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm	26
Figure 15. Cumul des teneurs des 16 HAP dosés dans les sols du site ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm	28
Figure 16. Activités enzymatiques dans les zones du site entre 0 et 10 cm de profondeur ; n = 12 ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm ; ARN = arylamidase, ARS = arylsulfatase, GLU = β -glucosidase, PHOS = phosphatase, URE = uréase	30
Figure 17. Densité de population et distribution massique des vers de terre dans le filtre planté, en comparaison avec les mesures initiales (en rouge) ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures	32
Figure 18. Densité de population des enchytréides dans le filtre planté, en comparaison avec les mesures initiales (en rouge) ; 3 temps : T0, T1, T2 (mai et novembre) ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-5 cm et 5-10 cm.....	33
Figure 19. Teneurs en ETM dans l'eau de la rivière Saint James – comparaison avec les concentrations moyennes annuelles définies par la NQE ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 2 points de mesures : AMT et AVL ; n = 2 : prélèvements à 7 jours d'intervalles.....	37
Figure 20. Teneurs en HAP dans l'eau de la rivière Saint James lors du test d'encagement des gammars ; n = 3 ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 2 points de mesures : AMT et AVL à 7 jours d'intervalle (start et end).....	38
Figure 21. Teneurs en ETM dans les gammars ; n = 4 ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 3 points de mesures : AMT (amont du rejet), AVL (aval du rejet) et CTRL (contrôle).....	41
Figure 22. Traits de vie des gammars encagés dans la rivière Saint James ; n = 6 ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 2 points de mesures : AMT (amont du rejet) et AVL (aval du rejet) – comparaison avec les caractéristiques déterminées en laboratoire	42

Figure 23. Facteurs de bioaccumulation (BAF) pour le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) dans les différents substrats du site entre 0 et 10 cm de profondeur ; n = 5 ; 3 temps : T_i, T₀ et T₁ ; 5 points de mesures 46

Figure 24. Etapes schématiques de l'évolution du milieu filtrant 49

Tableau 1. A) Synthèse des paramètres physico-chimiques mesurées dans l'eau de la rivière Saint James en comparaison avec les NQE ; 3 temps : T₀, T₁ et T₂ ; 2 points de mesures à 7 jours d'intervalle : AMT (amont du rejet) et AVL (aval du rejet) ; B) classes d'état écologique pour le pH, la température et le taux d'oxygène dissous issues de l'arrêté du 27 juillet 2018 (application de la Directive Cadre sur l'Eau)..... 36

Tableau 2. Moyenne et écart-type des masses et concentrations des matières en suspension (> 0,45 µm) à T₂ dans l'eau de la rivière Saint James, entre le début et la fin du test d'encagement des gammars - comparaison entre amont (AMT) et aval (AVL) du rejet d'eau filtrée 39

Tableau 3. Synthèse des BAF obtenus expérimentalement pour Cu et Cd en mélange dans un substrat sableux et un sol limoneux contaminés en laboratoire..... 47

Tableau 4. CE50 sur la reproduction des enchytréides pour les mélanges de HAP et ETM dans du sable amendé avec 2 % de terreau..... 48

Tableau 5. BAF obtenus pour chaque contaminant dans un substrat sableux ou dans un sol limoneux contenant l'ensemble des contaminants en mélange 50

Résumé

Les travaux décrits ici s'inscrivent dans l'action C.2 « Evaluation de l'impact environnemental », coordonnée par ECOSYS. Plus précisément, ils sont relatifs à la sous-action C.2.3 concernant l'analyse de l'impact du filtre sur le site du Bois de Boulogne. Cette sous-action fait suite à la sous-action C.2.1, qui avait pour objectif l'évaluation de l'état initial du site d'implantation et la sous-action C.2.2, dont le but était de déterminer l'impact de l'implantation du filtre sur le site.

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 un suivi temporel de l'impact du fonctionnement du filtre sur ceux-ci, comme indication de la qualité environnementale du site.

Les campagnes de terrain se sont déroulées en mai 2021 pour l'ensemble des paramètres puis en mai 2022 pour la phase d'échantillonnage du sol et substrats, et en novembre 2022 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 les caractérisations pédologique, chimique et biologique des sols et des eaux.

Ces travaux ont permis de suivre l'évolution des caractéristiques des substrats faisant partie du système filtrant, ainsi que de leurs teneurs en contaminants organiques et métalliques suite à la mise en fonctionnement de celui-ci.

Cela a permis de comparer les paramètres avec ceux mesurés lors de « l'état zéro » du filtre pour suivre son évolution, liée au traitement des eaux de ruissellement. Il apparaît que les caractéristiques du filtre s'approchent de plus en plus de celles d'un sol et que sa mise en fonctionnement n'engendre pas de contamination supplémentaire de la rivière avoisinante.

Abstract

The work described here falls under Action C.2 "Assessment of Environmental Impact", coordinated by ECOSYS. More specifically, it relates to Sub-action C.2.3, which concerns the analysis of the filter's impact on the Bois de Boulogne site. This sub-action follows Sub-action C.2.1, which aimed to assess the initial state of the site, and Sub-action C.2.2, which focused on determining the impact of the filter's installation.

As a result, soil and water samples, as well as soil fauna sampling, were conducted to monitor parameters previously measured in the context of Sub-action C.2.1. The goal was to carry out a temporal monitoring of the filter's operational impact on these parameters, as indicators of the site's environmental quality.

Field campaigns were conducted in May 2021 for all parameters, followed by sampling of soil and substrates in May 2022, and soil fauna sampling in November 2022. The sample analysis phase took place thereafter and involved participants from various institutions according to their areas of expertise.

The analyses focused on the pedological, chemical, and biological characterisation of soils and water. This work made it possible to track changes in the characteristics of the substrates used in the filtration system, as well as their concentrations of organic and metallic contaminants following the system's activation.

The results were compared to those from the "zero state" of the filter in order to monitor its evolution linked to stormwater treatment. It appears that the filter's properties are increasingly resembling those of natural soil, and its operation does not result in additional contamination of the nearby river.

1. Introduction

Les eaux pluviales représentent d'importants flux de contaminants depuis les milieux anthropisés vers les écosystèmes, et par conséquent contribuent aux apports de contamination diffuse vers ces derniers. Le trafic routier est une source importante de contaminants, tels que les éléments traces métalliques (ETM) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui sont transportés par les eaux pluviales après ruissellement sur les chaussées. Il est donc 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 événement orageux dans le système de déversoir d'orage étaient acheminées dans le réseau des eaux naturelles sans aucun traitement préalable. La construction d'un prototype filtrant se voulait donc de répondre à l'exigence de traiter les eaux de ruissellement provenant du milieu urbain avant leur rejet dans les réseaux des eaux naturelles, afin de réduire la quantité de contaminants présents. Ce prototype a été implanté dans le parc du Bois de Boulogne et combine, *via* deux compartiments, un système de filtration « classique », composé de sable et planté de roseaux, et un matériau adsorbant, le Rainclean[®], qui permettrait de mieux diminuer les niveaux de contaminants organiques et métalliques. Après caractérisation de l'état initial du site (sous-action C.2.1), la construction du prototype a été réalisée en 2018/2019, permettant ainsi la mise en œuvre de la sous-action C.2.2 du projet, ayant pour but d'établir l'impact du chantier sur l'environnement du site, avant le début de la phase opérationnelle de traitement des eaux. De cette façon, l'action C.2.2 a permis de fournir un « état zéro » de l'état du filtre et du site d'implantation. Suite à la mise en route du filtre, l'action C.2.3 a débuté afin d'identifier une possible évolution de la qualité environnementale liée à la phase opérationnelle du filtre. Cette action a été menée sur 2 ans et comprend deux campagnes de prélèvements (2021 et 2022) permettant de suivre l'évolution des caractéristiques du filtre en comparaison avec l'état zéro et son environnement. L'ensemble des mesures effectuées pour ce projet sont récapitulées sur la Figure 1.

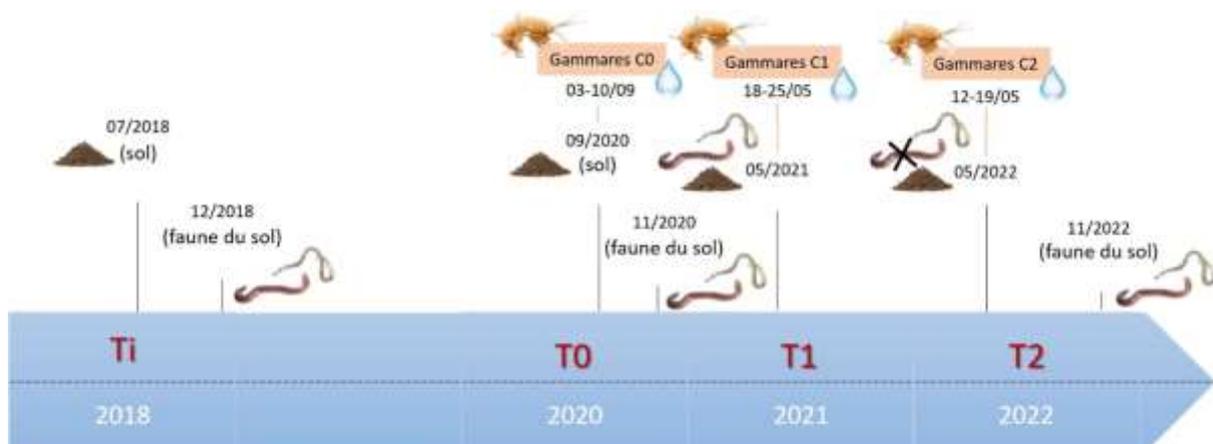


Figure 1. Chronologie des campagnes de mesures réalisées in situ dans le cadre du projet ADSORB ;
 Ti = état initial (sous-action C.2.1), T0 = état zéro à la mise en route du filtre (sous-action C.2.2),
 T1 et T2 = suivi du filtre en fonctionnement (sous-action C.2.3)

Lors de cette action C2.3., le filtre planté de roseaux constitue un milieu différent de ceux voisins, mais dont certaines caractéristiques tendent à se rapprocher des milieux environnants. Plus précisément, le milieu constitué par le filtre planté de roseaux constitue une entité spatiale distincte par rapport aux milieux environnants, avec des traits pédologiques, physico-chimiques et biologiques différents. Le filtre est subdivisé en 2 parties qui sont bien différenciées à partir de 10 cm de profondeur.

OBJECTIF DE LA SOUS-ACTION C.2.3

Suivi de l'évolution du filtre dans le temps à partir de l'état zéro, dans le but d'établir l'impact du filtre sur son environnement. Cette action fait suite à la sous-action C.2.2 qui sert de point de départ pour la comparaison des paramètres du filtre dans le temps.

L'objectif global de la sous-action C.2.3 a donc abouti à la réalisation de plusieurs tâches concrètes, détaillées ci-dessous, pour effectuer le suivi des différentes zones aux mêmes points de prélèvements que pour la sous-action précédente :

- 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.

2. Méthodologie

2.1 Echantillonnage

Les travaux réalisés dans le cadre de la sous-action C.2.3 ont nécessité trois campagnes d'échantillonnage, illustrées également en Figure 1, qui se sont déroulées en mai 2021 (T1), mai 2022 et novembre 2022 (T2). Compte tenu des conditions climatiques en 2022, un deuxième échantillonnage a été nécessaire cette année-là pour prélever la faune du sol. Les points d'échantillonnage de la campagne de l'action C.2.2 ont été conservés pour l'action C.2.3. La Figure 2 illustre schématiquement l'emplacement des points de mesures au sein du site. Le site est divisé en 4 zones : la zone témoin (T), la zone chantier (C), la zone du filtre, elle-même divisée en 2 compartiments (FS et FR) et la rivière Saint James. Les points AMT et AVL situés dans le cours d'eau correspondent aux prélèvements d'eau ainsi qu'à l'encagement des gammares. Les autres points sont relatifs aux analyses de sols (physico-chimie, faune et contaminants).

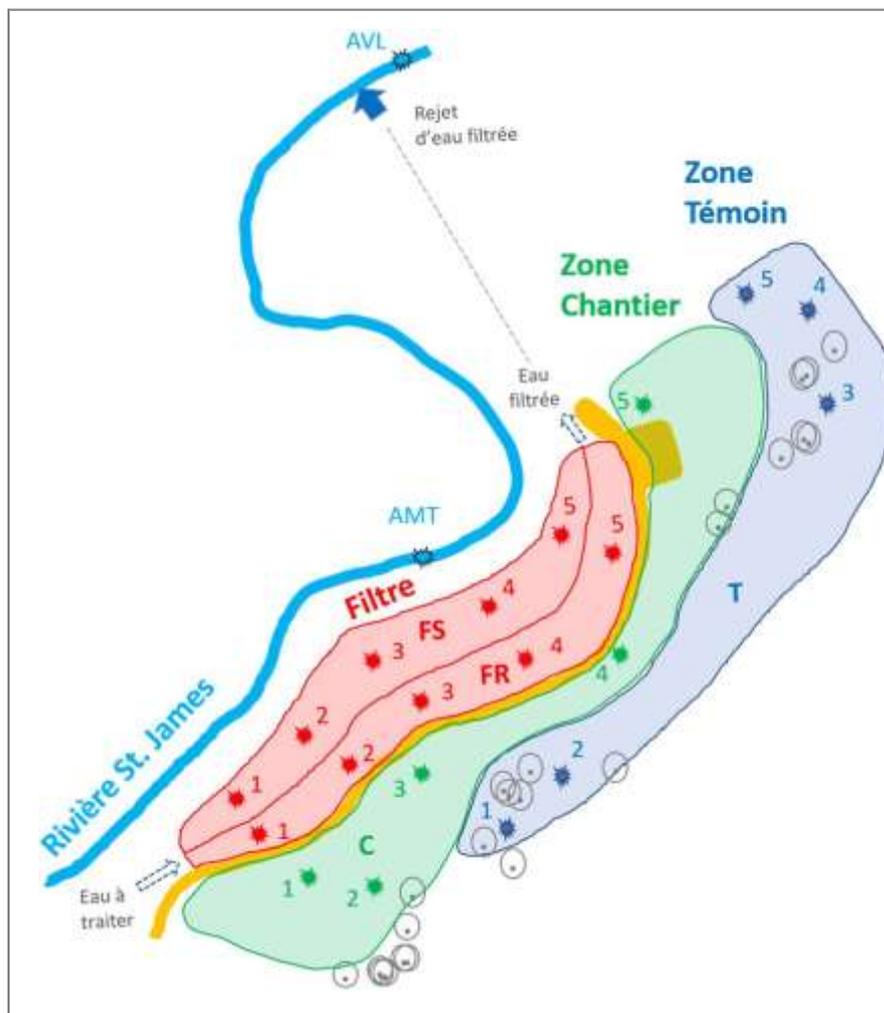


Figure 2. Plan d'échantillonnage pour la réalisation des campagnes C.2.2 (T0) et C.2.3 (T1, T2). Zone témoin = T ; Zone chantier = C ; Zone filtre : FS = filtre sable et FR = filtre Rainclean®, point 1 = entrée du filtre et point 5 = sortie du filtre. Les points AMT et AVL correspondent respectivement à l'amont et l'aval du rejet d'eau filtrée. Le chemin orange permet d'identifier la zone de passage des engins et de stockage de matériel pendant la construction du filtre.

2.1.1 Echantillonnage des sols

Localisation des points de prélèvement

Le filtre planté se compose de deux compartiments délimités par des parois de béton, qui hébergent deux systèmes de filtration des eaux différents (Figure 3). A gauche se trouve un système de filtration classique composé d'une couche de sable (FS), alors que dans le compartiment de droite, une couche du matériau filtrant Rainclean® est intercalée entre deux couches de sable (FR). Ces deux zones constituant le filtre sont plantées de roseaux et font environ une longueur de 100 m pour une largeur de 7-8 m. Dans chacune des deux zones, 5 points de prélèvement ont été identifiés. Ces points ont été placés de façon à couvrir toute la longueur du filtre, de l'entrée à la sortie (Figure 2). Les points dans les zones à l'extérieur du milieu filtrant (zone C et zone T) sont situés au même emplacement que lors de la campagne C.2.1. Au total, 20 points de prélèvement dans 4 zones ont été géoréférencés avec un appareil DGPS.

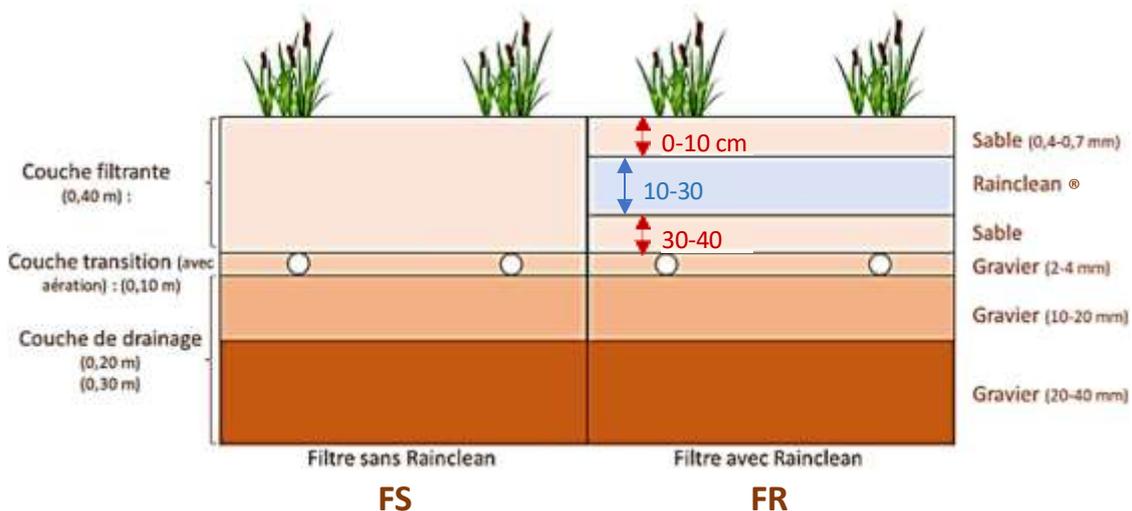


Figure 3. Représentation schématique du filtre – composition des compartiments FS (sable) et FR (sable + Rainclean®)

Procédure de prélèvement

La procédure est identique à celle de la campagne C.2.2. Pour chaque point sont considérées deux profondeurs : 0–10 cm et 10–20 cm, ce qui amène à 40 échantillons. Pour le compartiment FR du filtre, la profondeur 10-20 cm correspond à l'échantillonnage du matériau adsorbant Rainclean®. 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 4).

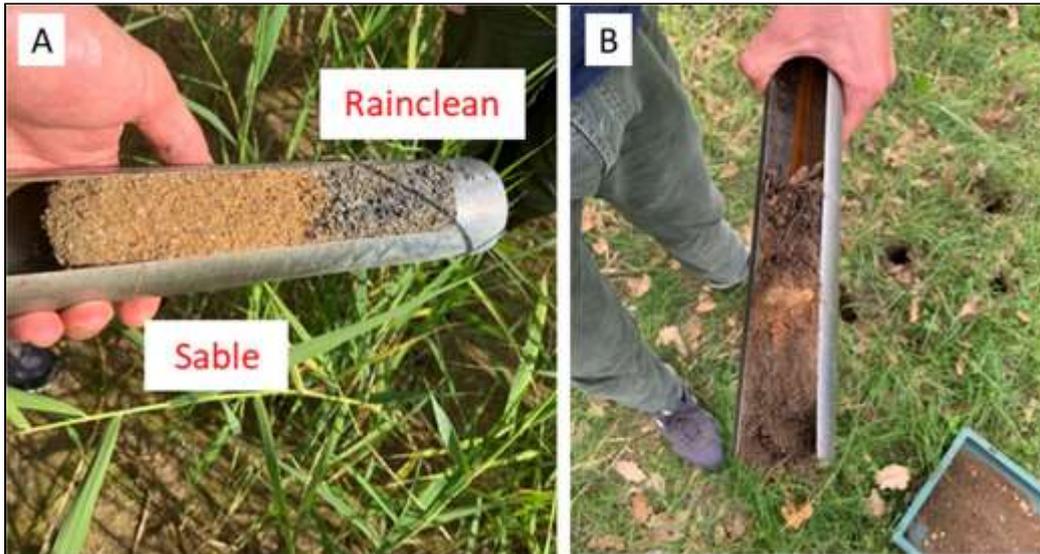


Figure 4. Vue de carottes de sol de 20 cm : A) prélevées dans la zone filtre avec Rainclean® (FR) et B) dans la zone Chantier (C)

Les couches 0–10 et 10–20 cm ont été déposées dans deux clayettes séparées 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 5 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 pour une profondeur a ainsi abouti à 5 flaconnages, répétés sur 40 prélèvements (2 profondeurs et 20 points), soit 200 échantillons pour chaque campagne de prélèvement, comme pour celle de l'état zéro des sols du site.

2.1.2 Echantillonnage de la faune du sol

La mésofaune et le macrofaune du sol ont été échantillonnées pour 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 terre ont donc été échantillonnés en tant qu'acteurs importants impliqués dans de nombreuses fonctions du sol. Les prélèvements de vers de terre et enchytréides ont été effectués autour des mêmes points utilisés pour l'échantillonnage du sol. Les campagnes de terrain concernant ces prélèvements ont été menées en mai 2021 et en mai 2022, puis en novembre 2022. Cette dernière campagne a été menée à cette période afin d'avoir des conditions climatiques favorables pour le développement des communautés des oligochètes terrestres et fait suite à celle de mai 2022 où aucun ver de terre et seulement très peu d'enchytréides ont été retrouvés, compte tenu d'un hiver plutôt sec. 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 5). Un générateur relié aux fiches envoie un courant électrique qui augmente progressivement de 12 V à 60 V 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 de les conserver en vue de leur identification.



Figure 5. A) Vue de l'installation de la machine pour l'extraction des vers de terre dans la zone FR ;
B) Vue de l'électrode négative placée au milieu de la surface de prélèvement

Echantillonnage des enchytréides

Les enchytréides sont prélevés au moyen d'une tarière pleine, d'un diamètre de 5 cm. Le sol est extrait sur 2 profondeurs pour chaque point de prélèvement : à 0-5 cm 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.

2.1.3 Echantillonnage des eaux

La rivière St. James est un ruisseau artificiel qui longe le filtre planté du côté du filtre sable (FS) (Figure 2), 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 filtrées dans la rivière peut donc avoir une influence sur la qualité de l'eau et notamment apporter une contamination métallique ou organique résiduelle, si les niveaux de contaminants ne sont pas suffisamment réduits par le filtre. Des échantillons d'eau ont donc été prélevés 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. Afin de comparer l'état avant/pendant le fonctionnement du filtre, des prélèvements ont également été menés de la même façon pour les campagnes T1 et T2. Deux emplacements ont été choisis pour les prélèvements : un en amont (AMT) et un en aval (AVL) du point de rejet du filtre (Figure 2). Les échantillons se composent de 500 mL d'eau prélevée et répartie, pour les mesures de teneurs en ETM, dans des tubes Falcon® (50 mL) en polypropylène, stockés à 4°C. Pour les analyses HAP, le même volume d'eau a été collecté, cette fois dans des bouteilles en verre, stockées à -20 °C dès retour au laboratoire.

2.1.4 Encagement des gammares

L'effet écotoxique potentiel du rejet du filtre du Bois de Boulogne sur le milieu aquatique receveur (*i.e.* rivière adjacente St James) est évalué par une approche de biosurveillance active *via* l'encagement de gammares en amont et aval du rejet, ainsi que 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 chez les gammares exposés au rejet. En parallèle, les niveaux de bioaccumulations de métaux et de HAP seront mesurés dans les tissus des organismes encagés afin de caractériser la pression chimique résultant du rejet. Une première campagne d'encagement a été réalisée avant la mise en route du filtre (T0) 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 gammarus de l'espèce *Gammarus fossarum* ont été pêchés respectivement pour chaque campagne en septembre 2020 (T0) en mai 2021 (T1) et mai 2022 (T2) 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 gammarus 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 constitués de tubes PVC transparents (diamètre 9 cm ; longueur 20 cm) fermés à chacune de leurs extrémités par une toile nylon (maille 500 μ m), 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 la rivière St James. Pour chaque campagne, 6 cages ont été déployées en amont (AMT) et 6 cages en aval (AVL) à une dizaine de mètres du rejet du filtre (Figure 2 et Figure 6).



Figure 6. Vue des cages des gammarus en amont et aval du rejet, dans la rivière Saint James

Avant leur déploiement, les gammarus encagés ont été acclimatés en remplaçant la moitié de l'eau des glacières avec celle de la rivière St James pendant 10 min, ceci répété deux fois. Les cages ont ensuite été insérées dans des caisses perforées afin de protéger les dispositifs ainsi que les gammarus de prédateurs éventuels (Figure 6). Les caisses ont été lestées et laissées en immersion dans la colonne d'eau pendant une semaine. Après une semaine de déploiement, les cages ont été 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. Pour déterminer le taux d'alimentation des gammareux uniquement, des feuilles d'aulne seules ont été mises en cages fermées à l'aide de toile nylon (\varnothing pore = 500 μm) et installées en parallèle des cages de gammareux afin de quantifier la proportion de dégradation des feuilles due à l'action de microorganismes. Par ailleurs, afin de comparer les traits de vie des gammareux encagés dans la rivière du site à des référentiels, l'alimentation et l'amplexus ont été mesurés en laboratoire dans des conditions semi-contrôlées (eau de Volvic oxygénée et tempérée entre 14 et 15 °C). Cette comparaison permet de rendre compte de la qualité du milieu sur ces organismes aquatiques.

2.2 Analyses des échantillons

2.2.1 Analyses des sols

Les sols et substrats, prélevés et tamisés (< 5 mm) sur le terrain, ont été séchés à température ambiante au laboratoire pendant environ 14 jours, dans leur sachet en plastique. Les échantillons ont ensuite été 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. Le Laboratoire d'Analyses des Sols (LAS) de l'INRAE situé à Arras a réalisé les analyses suivantes :

- Granulométrie (5 fractions)
- Carbonates (CaCO_3 total)
- Azote total (N tot)
- Carbone organique (C org)
- Capacité d'échange cationique (CEC) à la cobaltihexamine
- Eléments majeurs : Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P
- Eléments 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, les aliquotes de sols conservés à -20 °C ont également été analysées au LAS pour la détermination des teneurs en 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les méthodes normées utilisées pour l'analyse des échantillons de sol sont listées en Annexe 1, page 54.

La plateforme BiochemEnv (INRAE Versailles) a réalisé les analyses des activités enzymatiques sur les échantillons prélevés, sous un délai maximal de trois jours après l'échantillonnage. Les enzymes analysées sont la phosphatase (PHOS), l'arylsulfatase (ARS), la β -glucosidase (β GLU), l'uréase (URE) et l'arylamidase (ARN). Les procédures biochimiques utilisées sont décrites en Annexe 2, page 55.

2.2.2 Analyses des eaux

Pour chaque campagne, les échantillons d'eau de la rivière Saint James ont été prélevés au début et à la fin de l'exposition des gammares, au niveau des zones d'encagement. Les eaux destinées à l'analyse des ETM ont été 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 µm au LAS, avec les méthodes normées listées dans l'Annexe 3 en page 55. Les teneurs des 16 HAP ont été recherchées dans les eaux non filtrées, avec une extraction par membrane PDMS à ECOSYS (Annexe 4, page 56).

2.2.3 Analyses des gammares

Deux types d'analyses ont été effectuées sur les gammares exposés dans la rivière St James et encore en vie après une semaine d'encagement : mesure des teneurs en HAP et ETM dans les tissus des organismes afin de connaître leur bioaccumulation et détermination des traits de vie (mortalité, alimentation, amplexus et locomotion).

Analyses chimiques de la bioaccumulation chez les gammares

Lors de 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 HAP, bioaccumulés dans leurs tissus.

Analyses des marqueurs biologiques chez les gammares

Un comptage de gammares et de couples en amplexus (*i.e.* accouplement) a été réalisé à l'UR HYCAR (INRAE Jouy-en-Josas – Antony) pour déterminer le taux de mortalité et le nombre d'individus en phase de reproduction initiale. 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. Afin de déterminer la masse de nourriture consommée par les gammares durant leur transplantation, les feuilles d'aulne introduites au début du test sont récupérées et séchées pendant 72 h à 40 °C. Le taux d'alimentation est ensuite déduit après prise en compte de la dégradation microbiologique des feuilles. Il est exprimé en g de feuilles sèches consommées par g de gammares secs par jour d'encagement (*i.e.* g/g/j).

2.3 Analyses statistiques des données

La représentation graphique des résultats de mesures ainsi que le traitement statistique lorsque les données le permettent ont été réalisés à l'aide des logiciels R version 4.3.3 et RStudio version 2024.04.2 build 764. Les comparaisons de moyennes ont été effectuées deux à deux avec un test de Student ou de Wilcoxon en fonction du résultat du test de Shapiro sur la normalité des données. Le test de Levene a été choisi pour statuer sur l'égalité des variances. Le seuil de risque est fixé à 5 %.

Les corrélations entre l'ensemble des variables mesurées ont été calculées pour chaque zone du filtre (partie supérieure 0-10 cm) à l'aide de la fonction *cor* et du paquet « *corrplot* » pour la représentation graphique.

Une analyse factorielle multiple (AFM) a été réalisée pour la couche 0-10 cm du filtre à l'aide du paquet « *FactoMineR* » et de l'interface *Factoshiny*. Les variables sélectionnées pour cette analyse ont été rassemblées en 4 groupes actifs :

- un groupe PC, composé des variables pH, MO et CEC, relatives aux propriétés physico-chimiques du filtre
- un groupe ETM, composé des variables Cd, Cu, Cr, Ni, Pb et Zn contenant les mesures des concentrations totales dans le filtre
- un groupe BAF, composé des facteurs de bioaccumulation pour Cd, Cu, Pb et Zn dans les enchytréides exposés au milieu filtrant
- un groupe faune, composé des variables nombre d'espèces et densité surfacique de population pour les vers de terre et pour les enchytréides retrouvés dans le filtre

Deux autres groupes de variables (temps et espace) ont été créés dans le but de visualiser la répartition des échantillons selon la variable de temps, comportant 3 modalités relatives aux 3 campagnes d'échantillonnage, et selon les variables zone et point, relatives aux 2 compartiments du filtre et aux 5 points de prélèvement effectués par zone. Les points correspondant aux échantillons prélevés à T2 au niveau des points 1 des zones FS et FS ont été exclus de l'analyse suite à l'impact du remblai sur les mesures (voir paragraphe suivant).

3. Résultats et interprétation

Les résultats concernant l'évolution du filtre sont décrits ci-dessous. Pour l'ensemble de cette partie et dans la suite, il est important d'avoir à l'esprit que l'évolution naturelle du filtre a été biaisée par l'ajout de remblai (sol non caractérisé) au niveau de l'entrée du filtre entre les campagnes T1 et T2 (Figure 7), dans le but d'empêcher l'eau introduite de passer d'un compartiment à l'autre. L'apport de terre à cet endroit a impacté fortement les paramètres mesurés à T2, en particulier le point 1 de chaque compartiment du filtre, introduisant un biais concernant l'origine de l'évolution des paramètres.



Figure 7. Photographies du remblai installé à l'entrée du filtre, entre les compartiments FS et FR entre les prélèvements T1 et T2

Également, suite aux dépôts de terre et autres résidus pouvant avoir une origine naturelle, l'épaisseur de la couche en surface a augmenté en entrée du filtre, ce qui a eu pour effet de modifier les repères concernant la profondeur d'échantillonnage. Ceci est bien visible dans la partie FR du filtre. En effet, à T2 la couche 10-20 cm ne correspond plus uniquement au matériau Rainclean® mais contient aussi une partie de sable provenant de la couche supérieure, amenant les paramètres à prendre des valeurs intermédiaires aux 2 milieux.

3.1 Paramètres physico-chimiques des sols

La caractérisation physico-chimique des sols prélevés lors des campagnes T1 et T2 porte de façon générale sur l'évolution temporelle des paramètres mesurés à T0, notamment dans la zone du filtre, et en comparaison avec l'état initial.

La granulométrie de l'ensemble des zones du site est illustrée en Figure 8. Elle rend compte de la différence de composition entre les sols du site et la nature sableuse du milieu filtrant. En effet, environ ¼ d'éléments fins (limons et argile) composent la texture des sols des zones T et C. Le point 3 de la zone T se différencie des autres points car il est situé en sous-bois et sa texture est un peu plus grossière. L'ensemble du filtre construit à partir de sable, présente une granulométrie plus élevée mais qui semble s'affiner au cours du temps, d'autant plus en surface (0-10 cm de profondeur) de la partie FR. Dans cette partie FR, la profondeur d'échantillonnage 10-20 cm permet de caractériser le matériau Rainclean®, qui possède une

texture plus fine que l'ensemble du filtre. A mesure que le filtre se végétalise, il est cohérent de constater un changement de texture en surface, *via* l'apport de particules fines qui s'y déposent.

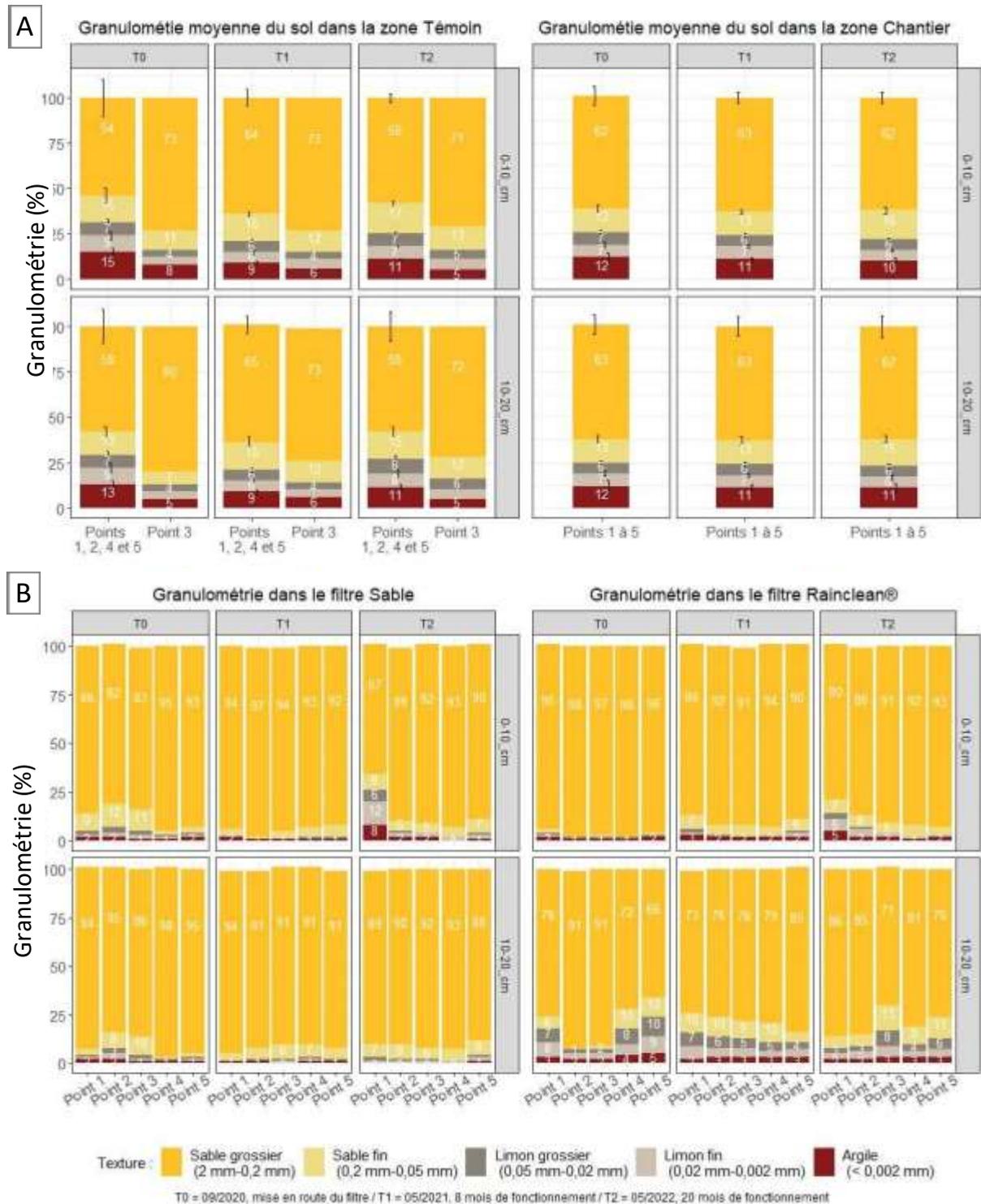


Figure 8. Comparaison des granulométries des sols du site : A) sols des zones T et C autour du filtre et B) milieu filtrant FS et FR ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

En ce qui concerne le pH, la plupart des valeurs indiquent la présence de milieux alcalins, assez hétérogènes sur l'ensemble des zones du site (Figure 9). En revanche, en considérant chaque zone séparément, des différences peuvent être observées, en fonction des différents substrats. Les valeurs de pH des sols sont à relier avec la présence de carbonates dans les sols (Annexe 5, page 57). La couche 10–20 cm de la zone FR, composée du matériel adsorbant Rainclean®, présente des pH stables aux alentours de 9, traduisant un milieu plus basique que la couche qui lui est supérieure. Les pH dans l'horizon superficiel de la zone FR et dans la zone FS sont semblables et cohérents avec l'utilisation de sable. Les zones C et T possèdent aussi des sols basiques (pH ≈ 8), à l'exception du point 3 de la zone T, où des valeurs nettement plus acides (pH ≈ 6,5) sont observées, ce qui témoigne d'un processus d'acidification du sol dû à l'apport de litière par les arbres. Dans le filtre, des variations de pH de l'ordre d'une unité sont visibles, en comparaison avec les précédentes mesures. Une augmentation significative du pH global est d'abord observée entre T0 et T1, puis après presque 2 ans de fonctionnement, une différenciation spatiale dans la couche supérieure du filtre est visible, et notamment dès T1 pour la partie FR. Une acidification du filtre est observée, avec un gradient depuis l'entrée vers la sortie du filtre, montrant que le pH à l'entrée du filtre diminue plus rapidement qu'en sortie de filtre. Ces observations sont en adéquation avec l'évolution du filtre, en particulier le dépôt de matière organique. En comparaison avec les mesures effectuées lors de la campagne initiale, les pH des sols du site sont globalement plus basiques, mais c'est bien entendu la zone du filtre qui est la plus modifiée.

Evolution temporelle du pH dans les sols du site

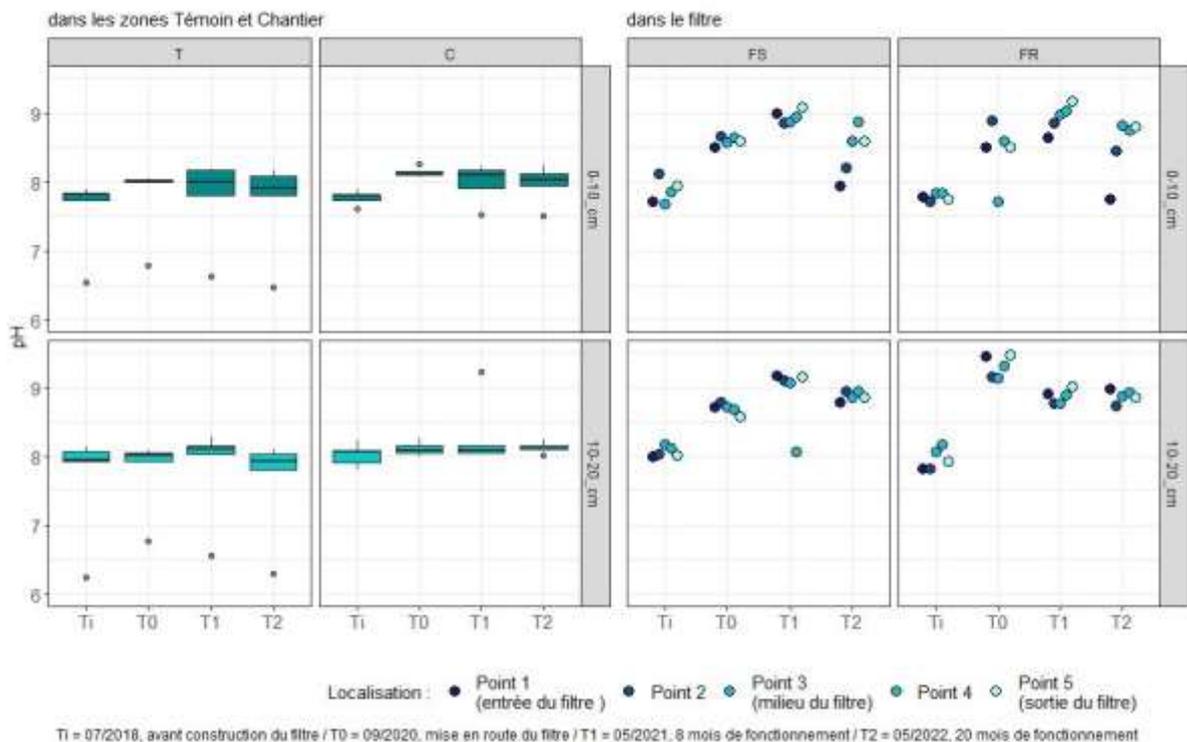


Figure 9. Evolution du pH des sols dans (FS, FR) et autour (T, C) du filtre ; 4 temps : T_i, T₀, T₁ et T₂ ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Cette distinction entre les zones s’observe également pour la conductivité électrique (CE) des sols et substrat, ce qui souligne l’hétérogénéité dans le site d’implantation du filtre. Représentées sur la Figure 10, les CE sont similaires dans les zones T et C et se situent autour de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La CE dans le filtre constitué de sable est beaucoup plus faible ($< 50 \mu\text{S}/\text{cm}$), excepté dans la couche 10-20 cm de la partie FR, correspondant au matériau Rainclean®, où les valeurs sont plus élevées que dans les zones T et C ($\approx 150 \mu\text{S}/\text{cm}$). La nature du Rainclean®, conçu pour sa forte capacité à adsorber beaucoup d’espèces ioniques sur sa surface, explique cette forte conductivité observée. A l’inverse, le sable s’avère le matériau le moins conducteur, ce qui est visible dans la zone FS et l’horizon superficiel de la zone FR. Comme mentionné plus haut, la baisse observée sur les premiers points de la couche FR 10-20 cm à T2 est sans doute due à une irrégularité dans la profondeur d’échantillonnage. Cependant, une augmentation de la conductivité électrique dans la couche supérieure du filtre à T2 laisse entrevoir un gradient entre l’entrée et la sortie du filtre. A titre d’exemple, au point 2, la CE en surface du filtre passe de 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en moyenne avant T2 à 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à T2.

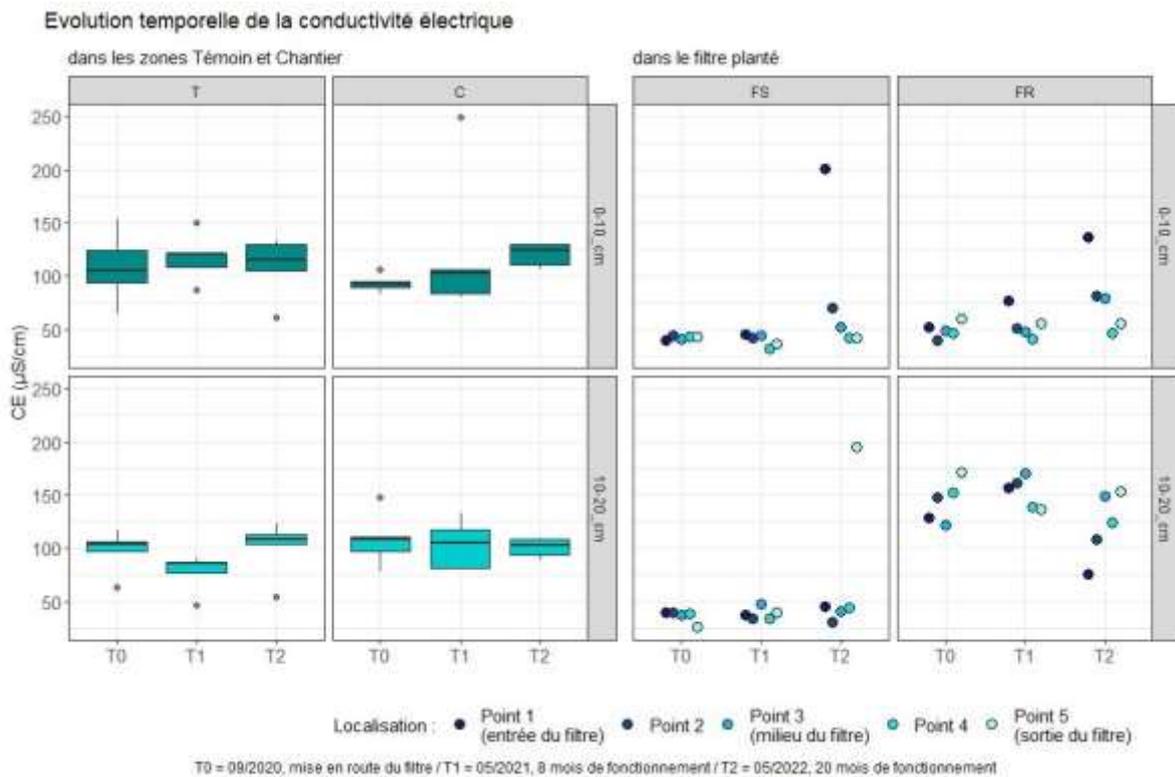


Figure 10. Evolution de la conductivité électrique des sols dans (FS, FR) et autour (T, C) du filtre ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Ces variations de granulométrie, pH et conductivité électrique peuvent s’expliquer par l’apport de particules plus fines dans le filtre, en relation avec le taux de matière organique illustré en Figure 11.

Evolution temporelle de la teneur en matière organique

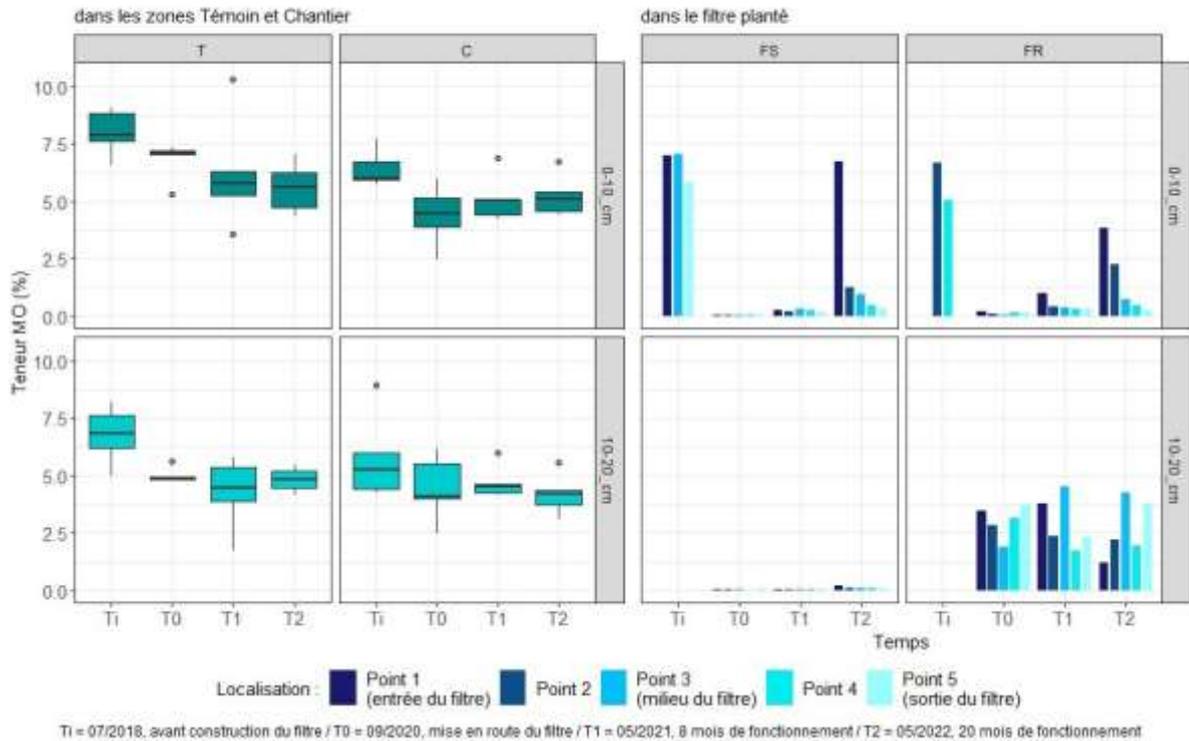
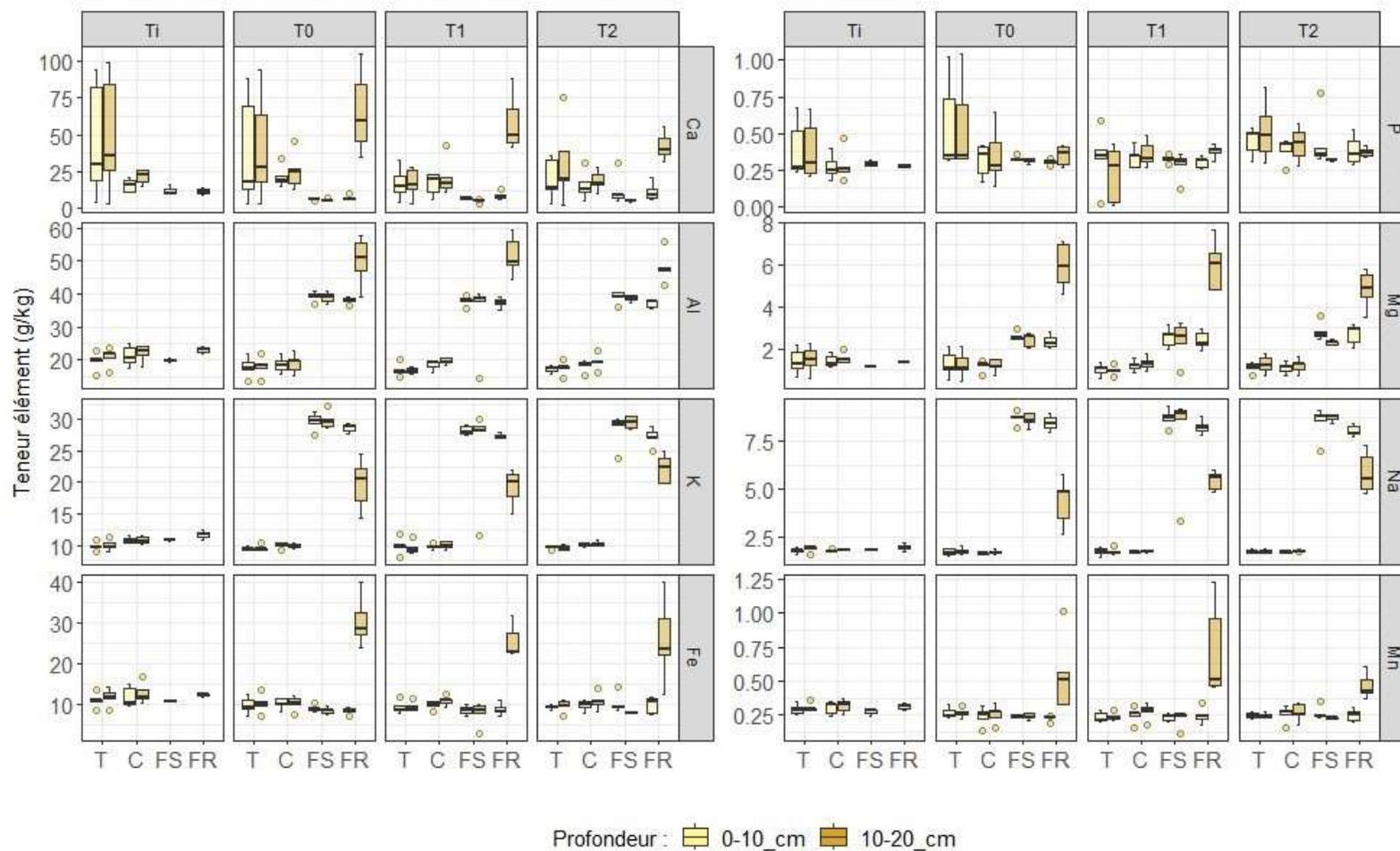


Figure 11. Evolution du taux de matière organique dans les sols du site ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

La teneur en matière organique (MO) est plutôt stable et élevée dans les sols du site (5-7 %), bien qu’une baisse ait été observée entre Ti et T0. Il est probable que cette différence soit attribuable à l’échantillonnage. En effet, les prélèvements Ti et T0 ont eu lieu lors de saisons différentes avec deux années d’intervalle et plusieurs opérateurs, ce qui a pu engendrer des difficultés lors de la séparation des débris organiques et impacter le résultat de l’analyse.

Dans le filtre, les niveaux sont beaucoup plus faibles. En surface du filtre, le taux de matière organique augmente au cours du temps et s’approche de 2 % ou 2,5 %, mais reste toutefois inférieur à celui observé à l’état initial, point 1 pour T2 exclu. Un gradient spatial de l’entrée vers la sortie du filtre est là aussi observé : il est difficile de définir s’il s’agit d’une évolution du filtre ou de l’effet d’entraînement du remblai. Une tendance similaire est observée pour la teneur en azote total (Annexe 6, page 58), de même que pour le ratio C/N (Annexe 7, page 59), directement reliés à la matière organique. L’augmentation du C/N dans le milieu filtrant rend compte de la végétalisation et du développement microbologique préférentiellement en surface du filtre, indiquant que l’apport de matière organique dans le filtre est plus enrichi en carbone qu’en azote. Par ailleurs, ce ratio explose dans le matériau Rainclean®, dont la composition contient entre autres du charbon actif et des polymères, constitués de beaucoup de carbone et très peu d’azote. La teneur en MO dans ce matériau est de l’ordre de 3 %.

Evolution temporelle des teneurs en éléments majeurs dans les sols du site



T1 = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

Figure 12. Evolution des teneurs en éléments majeurs dans les différentes zones du site ; 4 temps : T1, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm ; Ca : calcium, Al : aluminium, K : potassium, Fe : fer, P : phosphore, Mg : magnésium, Na : sodium, Mn : manganèse

Tout comme les paramètres préalablement mentionnés, les teneurs en éléments majeurs illustrées sur la Figure 12 rendent compte de l'hétérogénéité dans le site d'étude. A priori, l'ensemble des teneurs en éléments majeurs semble stable sur les deux premières années de fonctionnement. Il peut être observé que la teneur des éléments que l'on retrouve dans le matériau Rainclean® (FR, 10-20 cm) est remarquable, par rapport à toutes les autres zones, dans et en dehors du filtre, excepté pour le potassium (P) et le sodium (Na) prédominants dans la partie sable du filtre. En fonction des éléments, les teneurs dans le matériau Rainclean® représentent 2 à 3 fois celles retrouvées dans les zones T et C. C'est notamment le cas du fer (Fe), du magnésium (Mg) et du manganèse (Mn), respectivement d'environ 25 ; 5,5 et 0,5 g/kg contre 12 ; 2 et 0,25 g/kg dans les zones T et C. En revanche, il n'y a pas de différence entre les zones pour le phosphore (P) dont les teneurs sont extrêmement faibles quelle que soit la zone étudiée (< 0,5 g/kg en moyenne). Par ailleurs, avec des milieux riches en calcium (Ca) (jusqu'à 75 g/kg) et un faible taux de MO dans le filtre (< 1,25 %), le phosphore est a priori peu assimilable. La différence est moins marquée pour le calcium, compte tenu de la variabilité des teneurs dans les zones T et C. Les sols du site sont riches en calcium, ce qui n'est pas le cas du filtre, hormis dans le matériau Rainclean®, où sa teneur avoisine les 60 g/kg. Les fortes teneurs en calcium (autour de 50 g/kg) et magnésium (autour de 5-6 g/kg) dans le matériau Rainclean® témoignent de la présence du tampon carbonaté qui le compose. La présence de calcium sur l'ensemble du site est à relier à la présence de carbonates (Annexe 5, page 57), conférant une basicité (pH > 8) aux milieux. Il est à noter que par conséquent, la capacité d'échange cationique des sols (CEC) est dominée à plus de 90 % par Ca (voir Annexe 8, page 60).

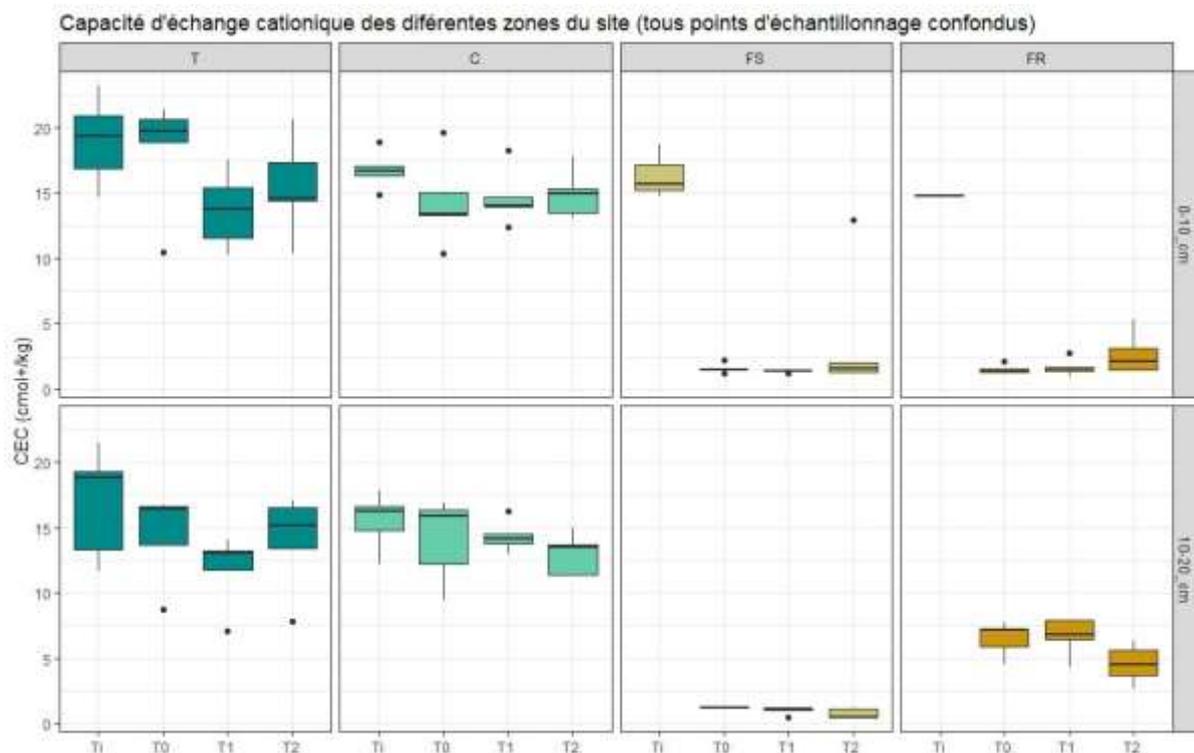


Figure 13. Evolution de la capacité d'échange cationique moyenne dans chaque zone du site ; 4 temps : T₁, T₀, T₁ et T₂ ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Les CEC représentées sur la Figure 13 sont de l'ordre de 15 cmol⁺/kg dans les zones T et C et de seulement 2 cmol⁺/kg dans le milieu sableux du filtre. La CEC est plus élevée dans la partie FR correspondant au matériau Rainclean®, ce qui est en accord avec ses propriétés adsorbantes. La tendance à la hausse de la CEC en surface du filtre confère au milieu des propriétés de rétention supplémentaires.

L'ensemble des propriétés physico-chimiques montrent une faible évolution du filtre après presque deux années de fonctionnement. Ces résultats sont cohérents avec la temporalité et les propriétés recherchées du milieu. Ils sont à relier avec les autres paramètres mesurés, notamment la présence de contamination dans le filtre et l'eau de la rivière après rejet.

3.2 Contaminants inorganiques dans les sols

Dans les différents échantillons de sol analysés, les concentrations totales de 13 éléments traces métalliques (ETM) ont été mesurées. Les teneurs disponibles dans le filtre des 6 ETM, extraites par EDTA, sont illustrées sur la Figure 14 pour la couche 0-10 cm et en Annexe 9, page 61 pour la couche 10-20 cm. Ces teneurs sont relatives à la mobilité potentielle des ETM dans le filtre. Pour comparaison, les teneurs équivalentes dans les zones T et C ainsi que l'ensemble des teneurs obtenues dans les sols pour les 7 autres ETM recherchés sont données en Annexe 10 et Annexe 11, respectivement en pages 62 et 63.

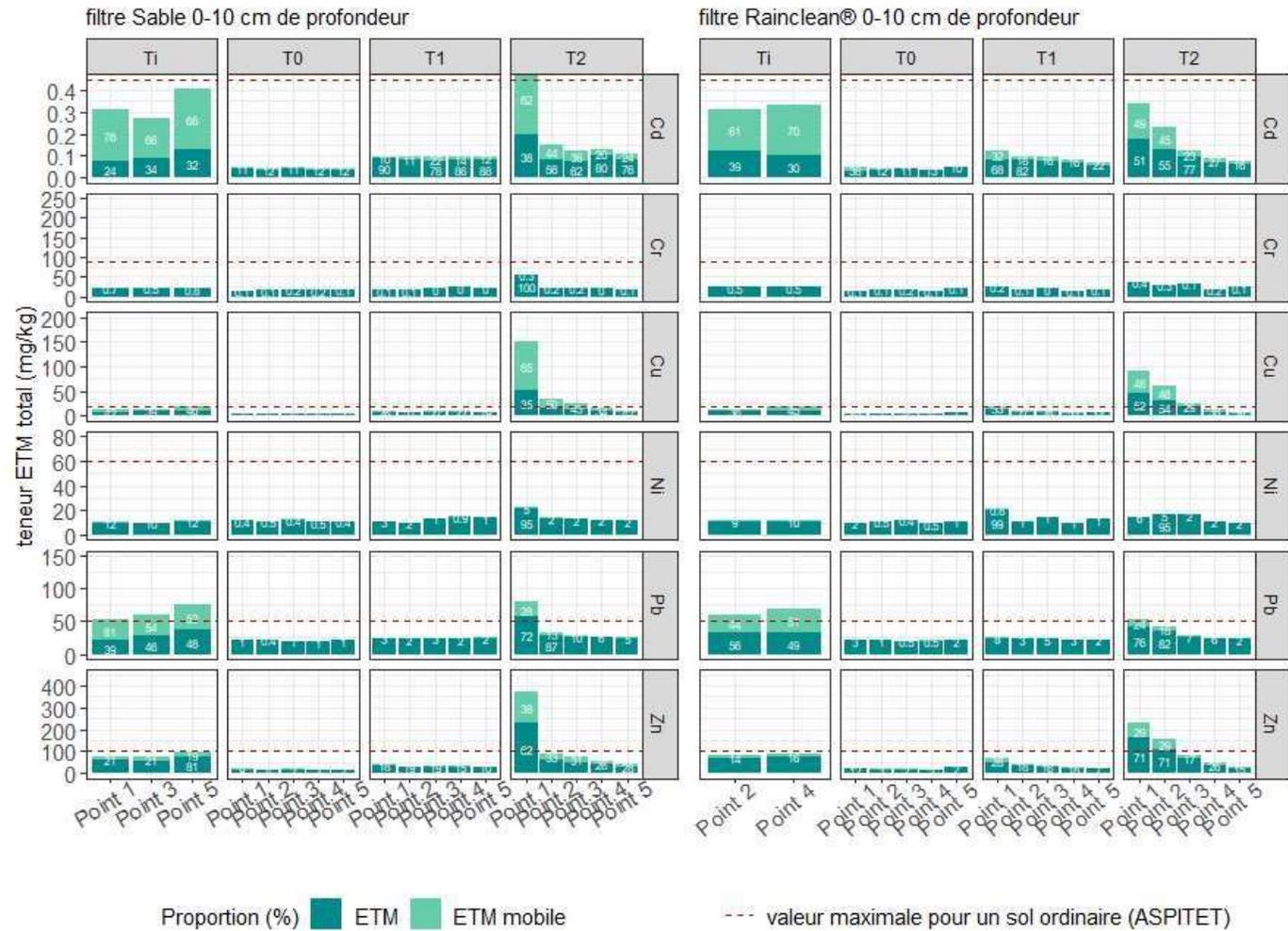
Malgré une variabilité des teneurs mesurées et des sols avec un pH autour de 8, il apparaît que la plupart des ETM considérés sont assez mobilisables dans les sols du site, au regard des valeurs dans la zone filtre à Ti et des valeurs pour les zones T et C. Ceci est en particulier vrai pour le cadmium mobile à plus de 60 % et bien présent dans les sols mais dont les teneurs ne sont pas excessivement hautes (0,05 à 0,35 mg/kg). En revanche, de fortes concentrations en cuivre (Cu) et plomb (Pb) ont été mesurées dans les sols (Cu : 15-30 mg/kg et Pb : 60-125 mg/kg). Celles-ci dépassent la valeur maximale de la gamme couramment observée dans les sols « ordinaires » de toutes granulométries établie par le programme ASPITET¹, avec une proportion d'élément mobile de l'ordre de 40 à 50 %. C'est également le cas du zinc (Zn : 75-125 mg/kg), dans une moindre mesure, la partie mobilisable n'étant que de l'ordre de 20 %. Seuls le chrome (Cr) et le nickel (Ni) sont stables avec moins de 10 % de leur teneur extraite par l'EDTA.

Dans la zone témoin, les plus fortes teneurs en ETM sont retrouvées au niveau des points 4 et 5, notamment Pb (89-158 mg/kg), Cu (26-50 mg/kg), Zn (86-191 mg/kg) et en particulier Cd (0,3-0,5 mg/kg) (voir le tableau des mesures présenté en Annexe 12 page 64). Ces points sont situés au plus proche de la route, source de contamination en ces ETM *via* l'usure des pneus et des freins en particulier².

¹ Baize, D., 2009. Éléments traces dans les sols. Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles: définitions et utilités. *Courr. Environ.* INRA 57, 63–72.

² Philippe Branchu, Anne-Laure Badin, Béatrice Bechet, Laurent Eisenlohr, Tiphaine Le Priol, Fabienne Marseille et Elise Trielli, « Pollution d'origine routière et environnement de proximité », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Hors-série 15 | février 2013, mis en ligne le 18 octobre 2012, consulté le 25 septembre 2024. URL : <http://journals.opnediton.org/vertigo/12775> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/vertigo.12775>

Evolution de la teneur et mobilité en éléments trace métallique dans le filtre planté sur 0-10 cm de profondeur



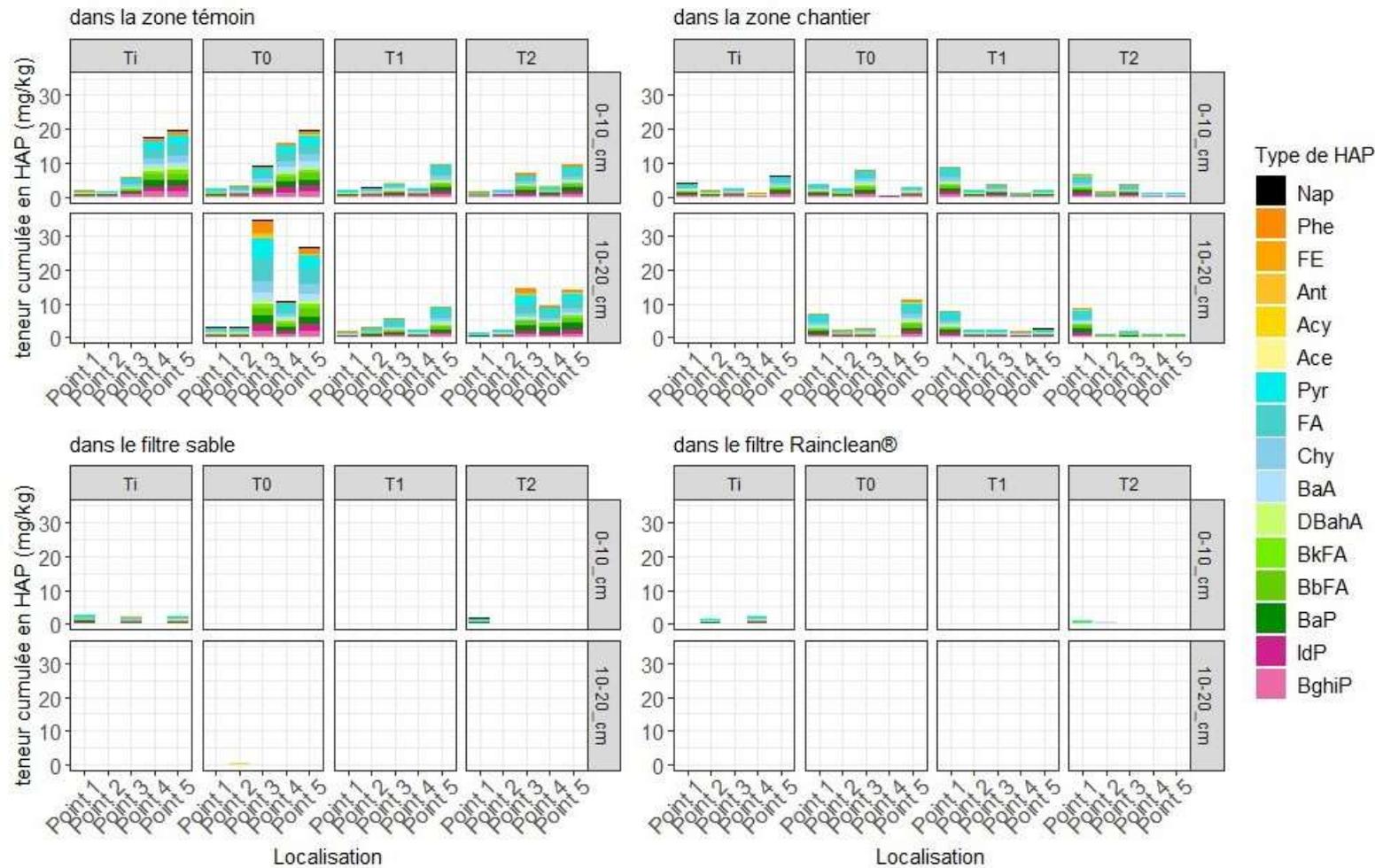
Ti = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

Figure 14. Représentation des teneurs en éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) ainsi que de leur proportion mobilisable dans les sols du site, en comparaison avec la valeur maximale établie par l'étude ASPITET pour un sol ordinaire ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Globalement, il n'y a pas de différence entre les teneurs en surface et en profondeur dans les zones T et C. La tendance n'est cependant pas la même dans les compartiments du filtre. En effet, le sable contient beaucoup moins d'ETM que les sols avoisinants et il y a aussi moins de métaux mobiles. Les concentrations en ETM et notamment la proportion d'ETM mobilisables dans le filtre augmentent cependant au cours du temps. Ceci pourrait être lié à une diminution du pH, mais que celui-ci diminue, il est néanmoins assez alcalin (pH ~8). Les teneurs en ETM dans la partie du filtre contenant le matériau Rainclean® sont les plus élevées, notamment en Cr, Cu et Zn (respectivement jusqu'à 225, 175 et 450 mg/kg) qui dépassent largement les seuils ASPITET. Il est possible que les éléments proviennent de l'eau à traiter et soient venus se fixer sur le matériau ou alors qu'ils y étaient initialement présents. Toutefois, la disponibilité des éléments semble faible, compte tenu de la très faible proportion d'ETM mobilisable (< 10 %). Il faut cependant noter que cette mobilité dépendante des conditions du milieu (pH, MO, microorganismes...) peut varier au cours du temps et avec des teneurs assez fortes, une augmentation de la disponibilité des ETM pourrait avoir des effets néfastes sur l'environnement du filtre. De plus il est probable que le remblai apporté à T2 et affectant les points 1 du filtre, soit la source du bismuth, molybdène, antimoine et étain retrouvés en proportions non négligeables à cet endroit du filtre (Annexe 11, page 63), plutôt que la conséquence de la filtration des eaux polluées. Par ailleurs, la forte charge en ETM dans le matériau Rainclean dès la mise en fonctionnement du filtre pose question quant à l'efficacité de rétention de certains éléments sur le long terme. L'apport de matière organique en surface, capable de séquestrer des ETM comme le cuivre par exemple, pourrait venir contrer un éventuel relargage du matériau filtrant.

3.3 Contaminants organiques dans les sols

Les résultats de l'analyse des 16 HAP effectuée dans la totalité des points de prélèvement sont résumés par la Figure 15. La codification des HAP est fournie en Annexe 13, page 65. Aucun des points de mesure ne dépasse le seuil réglementaire de 50 mg/kg qui définit et classe la matière extraite comme un déchet inerte ou non (arrêté du 28/10/2010). Toutefois, les sols des points situés au plus proche de la rue de la Muette (points 4 et 5 de la zone T) voient leur teneur en HAP augmenter fortement en comparaison avec les autres zones du site (jusqu'à 20 mg/kg). Cette observation est très probablement liée aux sources de pollution provenant du trafic automobile (usure des pneus et freins, fuites d'huile, gaz d'échappement...). Les HAP les plus concentrés sur l'ensemble du site sont les molécules composées de 4, 5 et 6 cycles (en bleu, vert et rose respectivement) et le phénanthrène (Phe, 3 cycles). Aucun de ces composés pris individuellement n'est plus concentré que les autres quand le point de prélèvement est globalement peu impacté par les HAP, alors que dans les sols plus contaminés, les valeurs de chacun de ces HAP sont plus élevées. Ce constat n'a pas été modifié par la présence du filtre sur le site. Le détail des mesures pour chaque point et chaque HAP (Annexe 14, page 66) montre que dans l'ensemble les teneurs sont faibles, ainsi qu'une prédominance du fluoranthène (jusqu'à 4 mg/kg en surface), que les sols soient peu ou plus contaminés.

Teneurs cumulées des 16 HAP mesurés dans les sols du site


Ti = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

Figure 15. Cumul des teneurs des 16 HAP dosés dans les sols du site ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Il est à noter cependant que les HAP sont également retrouvés dans la couche 10-20 cm des sols du site avec des teneurs similaires à celles observées dans la couche supérieure (0-10 cm), voire même supérieures, ce qui est le cas du point 3 de la zone témoin (35 mg/kg). Cette teneur pourrait s'expliquer par la spécificité de ce point situé en sous-bois et proche de la route. En effet, il a été montré que la végétation peut accumuler les HAP, et suite à la chute puis la dégradation des feuilles, les transférer vers les horizons organo-minéraux du sol, d'autant plus s'ils sont riches en matière organique³. Dans le filtre en revanche, les analyses des HAP ne permettent pas de les quantifier. En effet, beaucoup de résultats sont inférieurs à la limite de quantification (voir Annexe 15, page 67). Trois hypothèses possibles pour expliquer cela : les HAP sont retenus par décantation dans le déversoir et n'atteignent pas le filtre ; les HAP ne sont pas assez concentrés pour être mesurés, le filtre n'étant fonctionnel que depuis quelques mois et/ou les HAP présents sont biodégradés dans ce milieu⁴.

3.4 Activités enzymatiques dans les sols

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 sol⁵. 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 la mise en œuvre du filtre. La synthèse des activités enzymatiques mesurées sur l'ensemble des campagnes est présentée en Figure 16 pour la couche superficielle (0-10 cm) et en Annexe 16, page 68 pour la couche 10-20 cm.

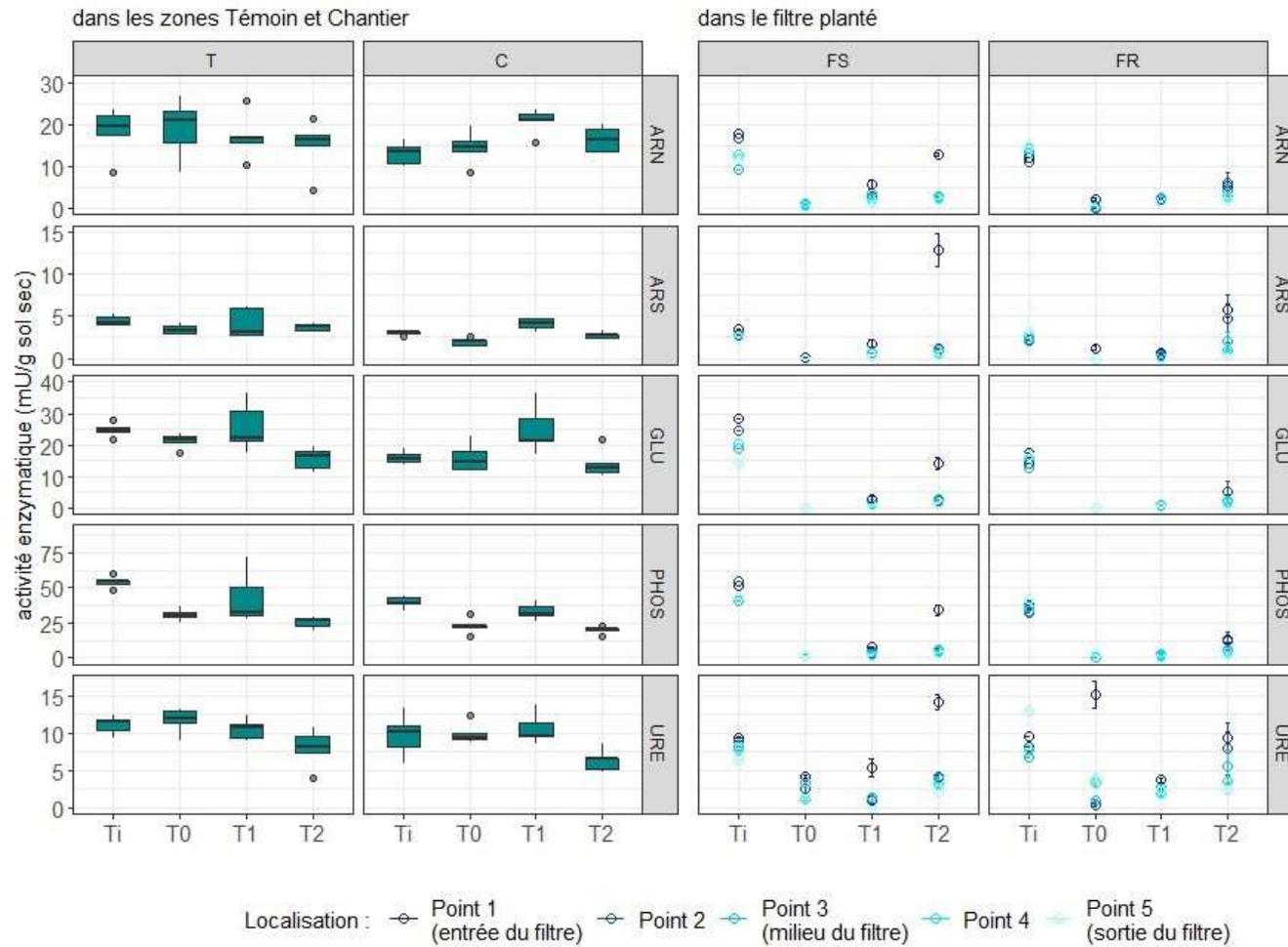
De façon globale, les activités enzymatiques sont stables dans les zones T et C, et peu différentes en profondeur dans ces zones. L'activité de l'arylamidase est en moyenne de 17 mU/g dans ces zones, celle de l'arylsulfatase d'environ 3,5 mU/g, oscille autour de 20 mU/g pour la β -glucosidase et de l'ordre de 10 mU/g pour l'uréase qui enregistre une baisse à T2. L'activité de la phosphatase est un peu plus variable avec des valeurs proches de 60 mU/g à l'état initial en plein été, qui chutent à 25 mU/g au printemps lors des dernières campagnes. Le point 3 de la zone T, qui est situé en sous-bois présente des activités enzymatiques plus marquées que pour l'ensemble des autres points de cette zone. La présence de litière au sol favorise l'activité microbienne nécessaire à la décomposition, en particulier ici celle de la β -glucosidase. En revanche, les activités de l'URE et l'ARN, optimales à $\text{pH} > 7$, sont affectées par l'acidité du sol à cet endroit ($\text{pH} \approx 6,5$).

³ Sara Negro. Rôle des écosystèmes forestiers dans le transfert des HAP de l'atmosphère aux sols : étude des placettes du réseau RENECOFOR. Université Grenoble Alpes, 2017. NNT : 2017GREAA003ff. tel-01546348

⁴ Julia Roux. Devenir des micropolluants dans un filtre planté de roseaux traitant les eaux de ruissellement de voirie – Importance des communautés microbiennes. Sciences de l'environnement. UPEC UP12 - Université Paris-Est Créteil Val-de-Marne - Paris 12, 2024. Français. (NNT :). (tel-04538670)

⁵ ADEME. Bioindicateurs : des outils biologiques pour des sols durables. Fiche outil M1 : les activités enzymatiques. Librairie ADEME, 2012.

Evolution temporelle des activités enzymatiques moyennes des sols du site entre 0 et 10 cm de profondeur



Ti = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

Figure 16. Activités enzymatiques dans les zones du site entre 0 et 10 cm de profondeur ; n = 12 ; 4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm ; ARN = arylamidase, ARS = arylsulfatase, GLU = β -glucosidase, PHOS = phosphatase, URE = uréase

Dans le filtre, les activités enzymatiques de la couche superficielle sont plus élevées que celles dans la couche entre 10 et 20 cm de profondeur, bien que les valeurs restent très faibles. Ces faibles valeurs sont attendues dans un milieu sableux qui vient d'être mis en place (T0) mais devraient augmenter à mesure de la modification du filtre suite à son utilisation. Une augmentation de l'activité enzymatique dans le filtre est en effet observée en surface depuis l'état zéro. Au bout de 20 mois de fonctionnement, les arylamidase, phosphatase et β -glucosidase atteignent respectivement 5, 5 et 12 mU/g. Il semble que certaines enzymes impliquées dans le cycle de l'azote (URE) et du soufre (ARS) soient les moins actives, mais à T2 leur valeur est comparable à celles mesurées dans les zones T et C. Un gradient spatial, plus marqué pour le compartiment FS est aussi visible pour ce paramètre dès T1. Les activités enzymatiques sont plus élevées en début de filtre, là où arrive en premier l'eau stockée et la matière organique. En ce qui concerne la couche 10-20 cm du filtre, seule l'uréase commence à être active ($< 2,5$ mU/g) dans la partie Rainclean® à partir de T1, et n'est détectée dans la partie FS qu'à T2.

Ces changements d'activités enzymatiques montrent que le filtre est un relativement bon support de vie microbiologique et sont également à mettre en lien avec l'arrivée de communautés biologiques dans le filtre décrites dans le paragraphe suivant.

3.5 Faune du sol

Les oligochètes de la méso- et macrofaune ont été échantillonnées lors de l'action C2.3 afin de pouvoir suivre la colonisation du filtre. Lors de la dernière année de mesures (T2), deux campagnes d'échantillonnage ont été menées car la première, en mai, n'a pas permis d'observer beaucoup d'individus, surtout chez les vers de terre, du fait des conditions météorologiques défavorables (hiver plutôt sec et peu de pluie au printemps).

3.5.1 Vers de terre

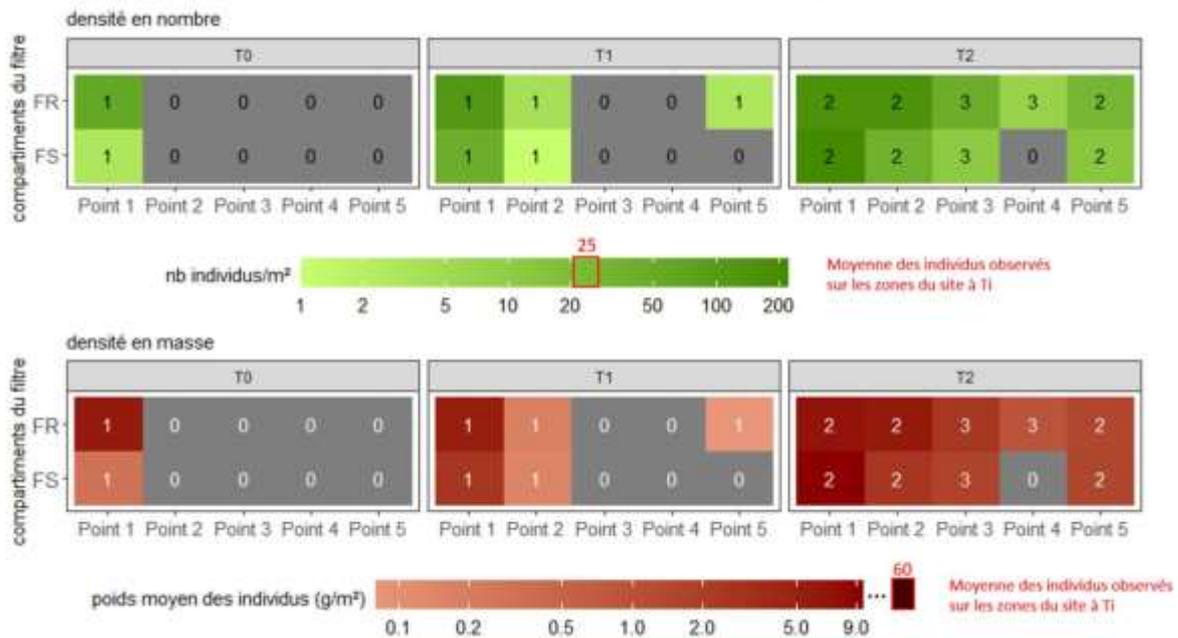
La Figure 17 (complétée par l'Annexe 17, page 69) illustre les densités de population en nombre et en masse des vers de terre observées dans le filtre, en comparaison avec les valeurs relevées pour les zones autour. Le nombre d'espèces dénombrées pour chaque point est également indiqué. Il est ainsi visible que la colonisation du filtre s'opère dès sa mise en place en commençant par l'entrée du filtre. En effet, de plus en plus de vers de terre sont présents dans le filtre au cours du temps (quelques dizaines d'individus par mètre carré à T0 et plus de 220 à T2). Ceci est d'autant plus vrai dans la partie FR, qui semble mieux ou plus rapidement colonisée. Par ailleurs, les vers de terre présents dans le filtre sont de plus petite taille que ceux retrouvés dans les zones T et C (Annexe 18, page 70), ce qui explique que la distribution massique dans le filtre soit plus faible que celle observée sur le site à T_i (au maximum un peu plus de 9 g/cm² contre environ 60 g/cm²). La densité surfacique quant à elle atteint dans le

filtre a minima les valeurs recensées lors de la campagne Ti caractérisant l'état initial du site et qui restent stables au cours du temps (environ 25 individus/m²).

A T2, une plus forte population que dans les zones autour du site est observée, en particulier à l'entrée du filtre (point 1 : 200 individus/m²). Le gradient temporel et spatial observé semble corrélé avec le taux de matière organique dans le filtre, qui rend celui-ci moins hostile pour les vers de terre. En revanche, le nombre d'espèces présentes n'est que de 3 au maximum. Le filtre étant un milieu très humide, il n'y a pas autant d'espèces rencontrées que dans les zones T et C et leur nature est différente.

Cependant, de plus en plus d'espèces sont observées dans le filtre et le nombre de juvéniles y est conséquent, c'est-à-dire au moins aussi important que celui des zones autour (Annexe 19, page 71). *Eiseniella tetraedra* est la première espèce de ver retrouvée dans le filtre lors de sa mise en fonctionnement. Elle semble spécifique de cette zone puisqu'aucun individu de ce genre n'a été observé dans les autres zones du site, ce qui est cohérent avec le fait qu'*Eiseniella tetraedra* est une espèce préférant les milieux humides, de type vaseux ou bords de rivière. Elle semble bien s'y développer, surtout à l'entrée du filtre, au regard du nombre d'individus croissant au cours du temps et approchant la centaine d'individus à T2. La présence de nombreux juvéniles laisse également entrevoir le développement de cette espèce vers la sortie du filtre. De plus, les données semblent indiquer une colonisation plus rapide dans le compartiment FR. Les 3 espèces de vers de terre présentes initialement sur le site (*Allolobophora chlorotica*, *Aporrectodea longa* et *Lumbricus castaneus*) sont également observées dans le filtre (du milieu à la sortie) à partir de sa 2^{ème} année de fonctionnement.

Représentation de la densité de population de vers de terre et du nombre d'espèces observées dans le filtre



T1 = 12/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 11/2022, 26 mois de fonctionnement

Figure 17. Densité de population et distribution massique des vers de terre dans le filtre planté, en comparaison avec les mesures initiales (en rouge) ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures

A première vue, 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 10 ou 20 premiers centimètres du filtre ne représentent pas un milieu favorable pour les vers de terre en général, mais une espèce en particulier semble y proliférer. De plus, les paramètres physico-chimiques et biologiques qui y sont mesurés laissent supposer que ces substrats sont en cours d'évolution et deviennent de plus en plus favorables au développement des oligochètes.

Il faut toutefois garder à l'esprit, pour toute comparaison, que les conditions pédoclimatiques peuvent varier d'une campagne à l'autre, ce qui influence fortement le résultat de prélèvement d'oligochètes.

3.5.2 Enchytréides

L'étude de la colonisation du filtre est également complétée par la distribution des enchytréides ainsi que les espèces identifiées dans les zones d'étude, présentées en Figure 18 et complétées par les Annexes 20 et 21, respectivement consultables en pages 72 et 73.

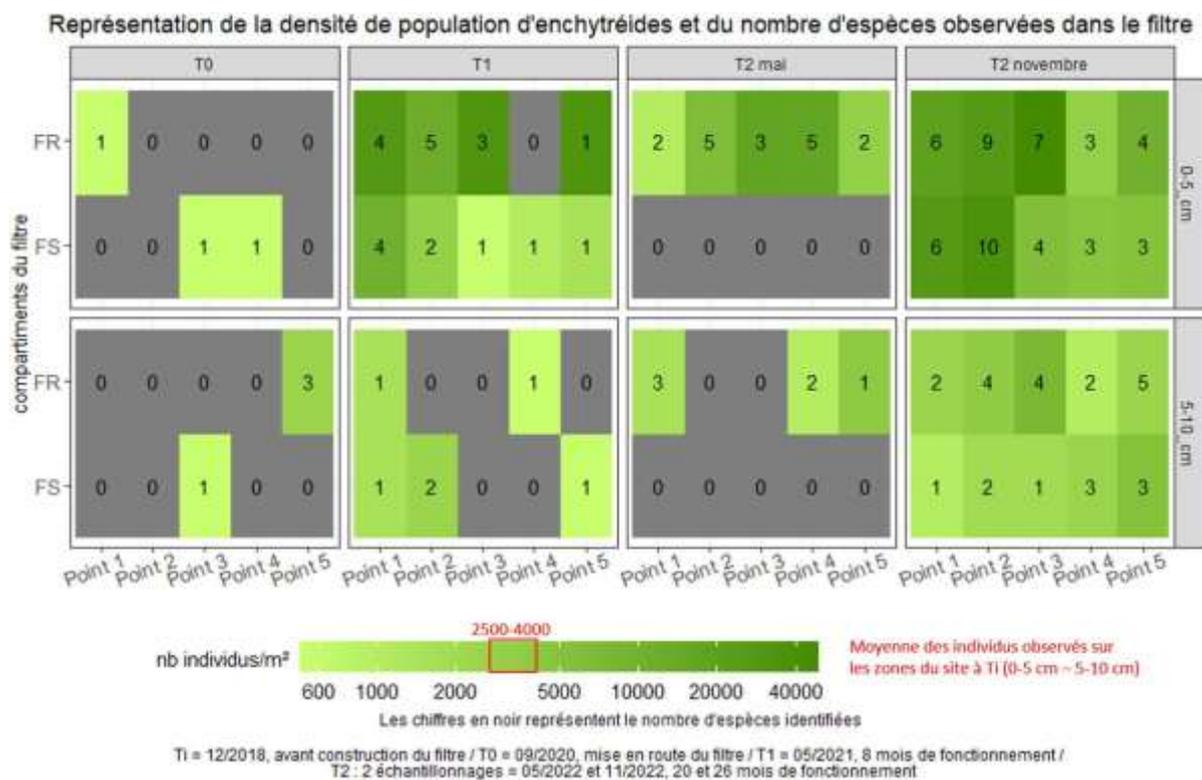


Figure 18. Densité de population des enchytréides dans le filtre planté, en comparaison avec les mesures initiales (en rouge) ; 3 temps : T0, T1, T2 (mai et novembre) ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-5 cm et 5-10 cm

Il est ainsi visible que la colonisation du filtre par les enchytréides a lieu dès l'état zéro et se poursuit, de préférence dans la partie du filtre contenant le matériau Rainclean®, où davantage d'individus (510 à 48 400 individus/m² dans FR contre 36 700 individus/m² dans FS) et d'espèces sont observés. Après 20 mois de fonctionnement, le nombre d'espèces a doublé et la différence entre les deux compartiments du filtre tend à s'amoinrir, y compris dans la couche 5-10 cm, et l'ensemble du filtre est colonisé. Là encore, un gradient spatial est observé, en lien avec le développement du filtre et de ses paramètres associés. Les enchytréides sont au moins aussi nombreux dans le filtre que dans les zones autour avec une densité surfacique avoisinant au maximum 40 000 individus/m².

L'observation d'individus en plus grand nombre dans la partie FR par rapport à la partie FS lors de la campagne de mai à T2 peut s'expliquer par le taux d'humidité des substrats, qui est plus important dans le matériau adsorbant Rainclean® (Annexe 22, page 74), promouvant un habitat qui résiste de ce fait mieux à la sécheresse entre les phases de mise en eau. Au total, 25 espèces d'enchytréides ont été retrouvées sur le site (Annexe 23, page 75), préférentiellement dans la couche superficielle 0-5 cm, où les enchytréides y sont plus nombreux (79 % des individus observés) et plus diversifiés que dans la couche 5-10 cm (voir Annexes 20-A et 20-B, pages 72 et 73). Les campagnes permettent chaque fois d'observer des espèces supplémentaires à la campagne précédente. La plupart des espèces qui colonisent le filtre sont sans surprise identifiées comme semi-aquatiques ou préférant les sols humides. Comme pour les vers de terre, le compartiment du filtre contenant le matériau Rainclean® semble colonisé plus rapidement que la partie sable seule. En effet, les espèces présentes à T1 dans le filtre sable y sont également identifiées dans la partie FR et en plus grand nombre. Les premiers enchytréides qui semblent coloniser le filtre appartiennent au genre *Enchytraeus* dont l'espèce n'a pas pu être déterminée lors de l'identification. Possiblement il peut s'agir d'*Enchytraeus buchholzi*, *bulbosus*, *christenseni* ou *dichaetus*, présents sur le site. Certains individus spécifiques au filtre (*Enchytraeus dichaeus*, *Henlea ventriculosa*) ont colonisé la zone Chantier à T2. Il peut s'agir aussi d'individus qui ont pu être déplacés vers l'extérieur du filtre par la présence d'animaux ou humaine lors des prélèvements. De manière générale, la présence d'individus ayant migré depuis ou vers le filtre peut être liée à ces vecteurs. Ceci montre cependant une bonne adaptation des espèces d'enchytréides semi aquatiques, qui se développent bien dans des sols qui ne sont pas acides et contiennent beaucoup d'eau. A l'inverse, *Buchholzia appendiculata*, espèce terrestre ou semi-aquatique initialement présente sur le site n'est observée dans le filtre qu'après 20 mois de fonctionnement. D'autres espèces se sont également installées dans le filtre à T2 : *Globulodrilus riparius*, *Enchytraeus heteroducta*, *Henlea perpusilla*, et *Enchytraeus norvegicus*. La différence entre les zones T et C observée à T0 et sans doute liée au tassement du sol lors de la construction du filtre, semble toujours présente à T1 mais se réduit de plus en plus avec le temps. La campagne de mai à T2 permet même de montrer que la zone chantier située en bordure du filtre concentre beaucoup plus d'individus que dans la zone témoin, car potentiellement moins soumise à la sécheresse. A noter que l'espèce rare *Marionina hoffbaueri* décrite pour la première fois en France lors des campagnes T1 et T0 n'a pas été observée de nouveau dans les campagnes suivantes.

L'analyse de la macrofaune et de la mésofaune du sol montre une colonisation du filtre par des communautés d'oligochètes, bien installées sur l'ensemble du filtre après 20 mois de fonctionnement et plus développées au niveau de l'entrée d'eau et sur la partie FR. L'écart entre les populations du filtre et des zones T et C se réduit et la richesse des communautés est conservée de par la forte population observée sur le site. Bien que les individus représentatifs de la faune du site soient aussi nombreux dans les 4 zones, ils sont néanmoins de plus petite taille (bien visible pour les vers de terre notamment). Logiquement, l'activité biologique du filtre y est donc plus faible que celle mesurée dans les sols, mais le filtre est toutefois un bon support de développement de la vie suite à l'apport de matière organique notamment.

3.6 Etat de la rivière St James

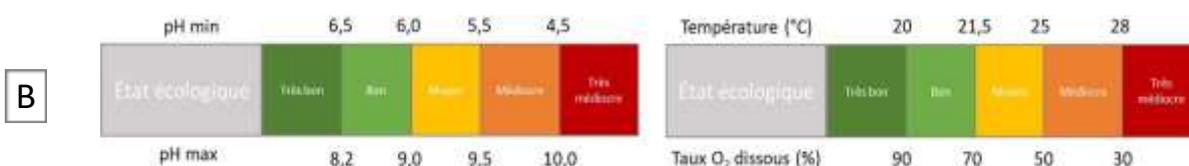
Il s'agit dans cette partie de déterminer si le rejet d'eau traitée qui sort du biofiltre a un impact sur la qualité du milieu constitué par la rivière Saint James. Une mauvaise élimination des contaminants dans le filtre pourrait engendrer des apports dans le cours d'eau et avoir des effets sur l'écosystème. Pour en juger, des mesures directes sur l'eau de la rivière Saint James et des mesures indirectes *via* l'encagement de gammarets dans le cours d'eau ont été réalisées. Elles ont permis de suivre l'état physico-chimique et la contamination de l'eau et d'évaluer l'écotoxicité du milieu.

3.6.1 Physico-chimie du cours d'eau

Les paramètres physico-chimiques mesurés dans le cours d'eau sont répertoriés dans le Tableau 1 A). Ils révèlent un bon voire très bon état physico-chimique de la rivière au cours du temps pour ce qui est du pH et de la température en regard des classes établies par les normes de qualité environnementale (NQE, définies par l'arrêté du 27 juillet 2018, en application de la Directive Cadre sur l'Eau), présentées en Tableau 1 B. La qualité de l'eau semble légèrement moins bonne au cours du temps, et plus dégradée en amont qu'en aval du rejet du filtre, ce qui est notamment visible pour le taux d'oxygène dissous. Les données sont également représentées et comparées au site de pêche des gammarets en Annexe 23, page 76.

Tableau 1. A) Synthèse des paramètres physico-chimiques mesurées dans l'eau de la rivière Saint James en comparaison avec les NQE ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 2 points de mesures à 7 jours d'intervalle : AMT (amont du rejet) et AVL (aval du rejet) ; B) classes d'état écologique pour le pH, la température et le taux d'oxygène dissous issues de l'arrêté du 27 juillet 2018 (application de la Directive Cadre sur l'Eau)

A	Campagne	T0		T1		T2		
		Localisation	AMT	AVL	AMT	AVL	AMT	AVL
Conductivité électrique (µS/cm)	début de test		403	402	272,9	278,3	537	637
	fin de test		392	390	276,6	420	476	596
	moyenne		398	396	275	349	507	617
Teneur en oxygène dissous (% O ₂)	début de test		85,1	87,1	68,7	84,2	20	89,5
	fin de test		74,3	82,7	63,1	67,8	62	75,2
	moyenne		79,7	84,9	65,9	76,0	41	82,4
pH	début de test		7,88	7,66	8,03	8,01	7,24	7,15
	fin de test		7,34	7,71	7,69	7,71	7,23	7,41
	moyenne		7,61	7,69	7,86	7,86	7,24	7,28
Température (°C)	début de test		18,2	18,1	13,5	13,7	17,7	13,8
	fin de test		19,5	19,4	12	12,6	23,7	17,3
	moyenne		18,9	18,8	12,8	13,2	20,7	15,6



3.6.2 Contaminants métalliques et organiques dans l'eau

Les prélèvements d'eau, réalisés deux fois à chaque campagne et de manière concomitante aux encagements de gammarets ont permis de quantifier les teneurs en ETM et HAP dans la rivière Saint James, à l'amont et à l'aval du rejet du filtre. Les résultats moyennés obtenus pour les ETM (concentration totale et fraction dissoute) sont présentés en Figure 19, avant (eau brute) et après filtration de l'eau à 0,45 µm (eau filtrée). Les limites établies par les NQE de la Directive Cadre sur l'Eau servent de référence pour évaluer la contamination du milieu.

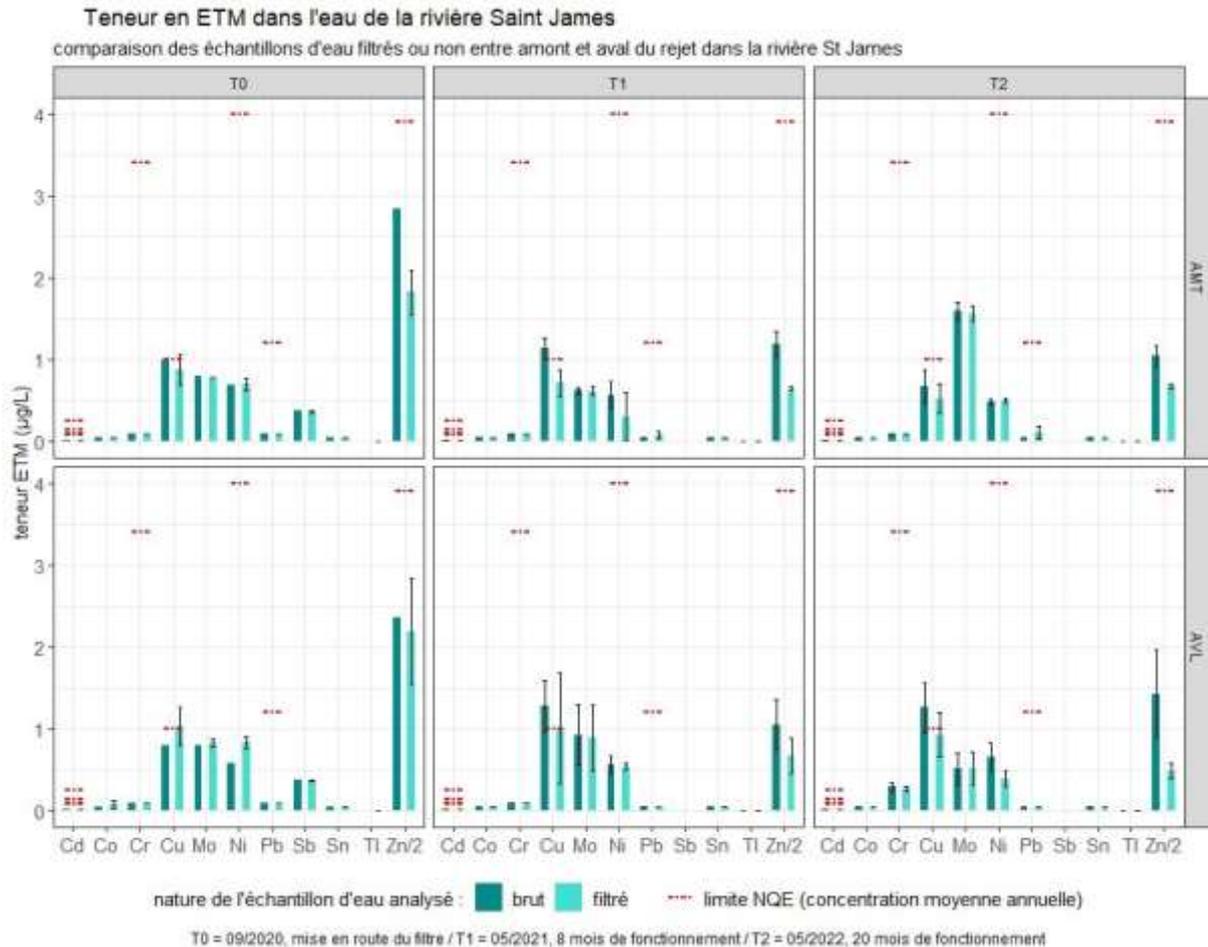


Figure 19. Teneurs en ETM dans l'eau de la rivière Saint James – comparaison avec les concentrations moyennes annuelles définies par la NQE ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 2 points de mesures : AMT et AVL ; n = 2 : prélèvements à 7 jours d'intervalles

Il est ainsi visible qu'aucun des ETM analysés, excepté le cuivre, ne dépasse le seuil de la NQE. Bien que la concentration en Cu dans l'eau de la rivière soit aux alentours de la valeur seuil établie à 1 µg/L, il n'est pas systématique qu'il soit biodisponible en totalité. En effet, la spéciation chimique de l'élément joue sur sa biodisponibilité. Cette dernière a été mesurée chez le gammare pour en rendre compte (voir paragraphe 3.6.3). De plus, il est connu que le cuivre possède une forte affinité pour la matière organique, qui permet alors de le complexer et de le rendre moins biodisponible. Une baisse de la concentration en zinc est observée entre T0 et le reste des campagnes, tandis que le molybdène enregistre de larges variations. Il est à noter que l'augmentation de la teneur en chrome dans l'eau en aval du rejet à T2 pourrait être en relation avec sa très forte concentration mesurée dans le matériau Rainclean®. Les résultats semblent aussi montrer qu'une partie de certains ETM est associée aux matières en suspension, les concentrations étant systématiquement plus faibles dans les échantillons filtrés pour Cu, Zn, Ni, toutefois la variabilité est grande. Aucune différence significative n'est observée entre amont et aval du rejet du filtre.

L'analyse des HAP dans le cours d'eau (Figure 20) montre une variation au cours des campagnes, aussi bien dans la distribution des HAP que dans les concentrations mesurées. Les HAP les plus présents sont le phénanthrène, le fluoranthène, le benzo(ghi)pérylène. Du naphthalène est détecté à T1. Les concentrations les plus faibles sont relevées pour T2 avec un maximum de 0,02 µg/L en moyenne de HAP en amont du rejet. Par ailleurs, il est notable que la concentration cumulée des HAP en amont est supérieure à celle en aval du rejet d'eau provenant du filtre. Il est possible qu'il s'agisse d'un effet de dilution, c'est-à-dire un bénéfice du filtre pour le cours d'eau puisque le rejet ne semble pas être une source de contamination supplémentaire, tant que la saturation des sites d'adsorption dans le filtre n'est pas atteinte. Des mesures de HAP dans l'eau en sortie de filtre permettrait de vérifier cette hypothèse. Dans tous les cas, le cumul des concentrations des 16 HAP analysés ne dépasse pas 0,075 µg/L et seul le benzo(ghi)pérylène dépasse la concentration maximale admissible établie suivant les NQE (Annexe 24, page 77).

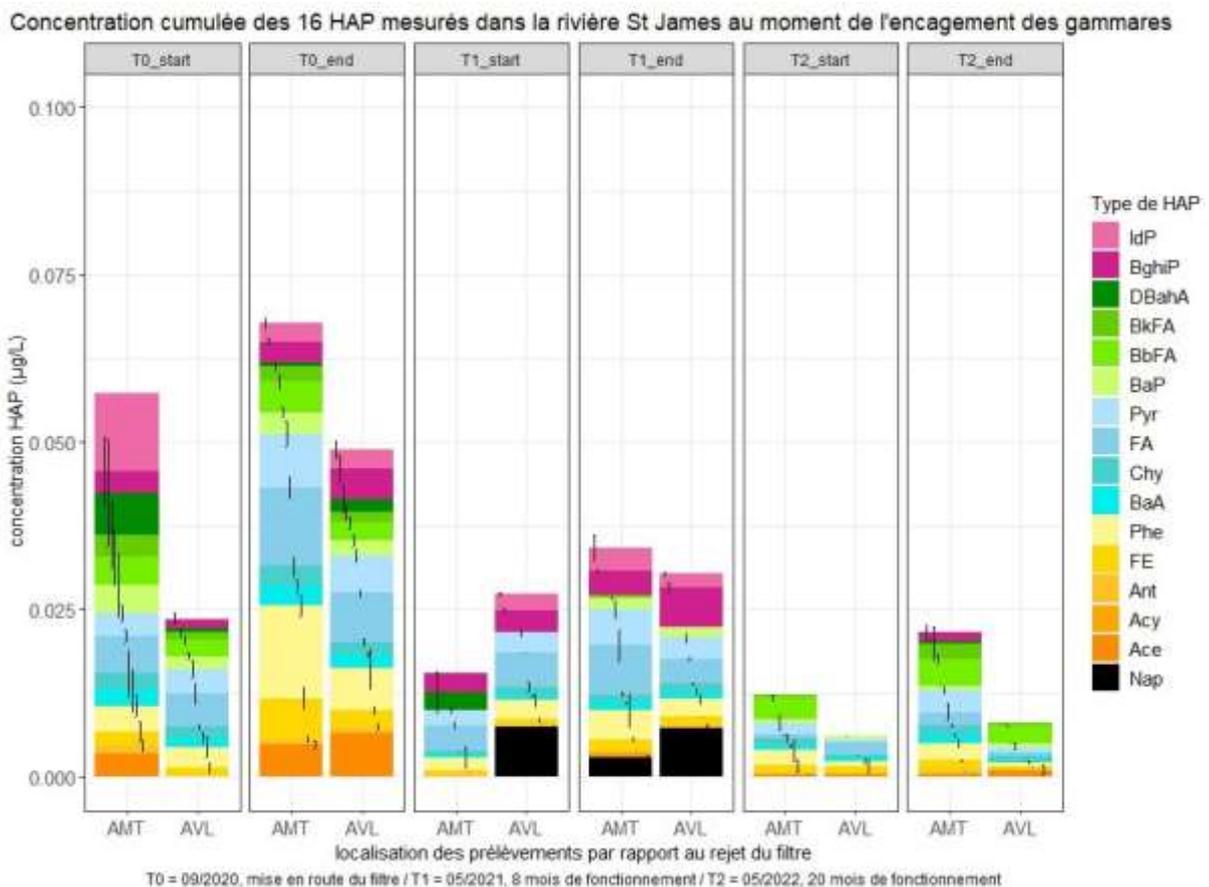


Figure 20. Teneurs en HAP dans l'eau de la rivière Saint James lors du test d'encagement des gammares ; n = 3 ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 2 points de mesures : AMT et AVL à 7 jours d'intervalle (start et end)

Le

Tableau 2 indique qu'à T2, il y avait plus de matières en suspension (> 0,45 µm) dans l'eau de la rivière Saint James en amont qu'en aval du rejet d'eau filtrée. Cette donnée peut expliquer la différence observée entre ces deux points dans les teneurs en HAP et en métaux qui ont la capacité de se fixer sur des particules, en particulier sur la matière organique. Ainsi, les teneurs

en contaminants sont systématiquement plus élevées dans les eaux brutes et en amont. Cet effet peut aussi être associé à un effet de dilution lié à l'apport d'eau pas ou peu contaminée *via* le rejet du filtre. Ce résultat peut sans doute être généralisé, sauf pour T1, où les contaminants étaient au moins autant, voire plus concentrés, en aval qu'en amont. Cette différence semble être liée à la présence de naphthalène, composé peu soluble dans l'eau et uniquement observé à T1, principalement en aval du rejet. L'origine de cette contamination n'est pas établie mais plusieurs pistes sont envisagées, notamment liées aux travaux de construction effectués au niveau de la porte de la chapelle, à proximité du site d'étude. Notamment, l'utilisation de bitume et goudron pour la réfection des routes est une piste à relier aux conditions météorologiques pour envisager le transport (par l'air ou la pluie) de HAP vers le site d'étude. Un incendie ou un feu proche du bois de Boulogne est également une possibilité de dépôt de naphthalène dans le cours d'eau.

Tableau 2. Moyenne et écart-type des masses et concentrations des matières en suspension ($> 0,45 \mu\text{m}$) à T2 dans l'eau de la rivière Saint James, entre le début et la fin du test d'encagement des gammarès - comparaison entre amont (AMT) et aval (AVL) du rejet d'eau filtrée

Localisation	Total MES (mg/L)	Concentration MES (mg/L)
AMT	$1,7 \pm 0,1$	$3,4 \pm 0,3$
AVL	$0,9 \pm 0,4$	$1,7 \pm 0,7$

Au regard des concentrations mesurées pour les contaminants organiques et inorganiques, la mise en fonctionnement du filtre n'engendre pas de dégradation du milieu pour la majorité des ETM ou HAP sur les deux années d'observations. En revanche, comme visible sur la Figure 19 et l'Annexe 24, page 77, une attention particulière doit être portée sur les concentrations en contaminants qui dépassent le seuil établi par la NQE, c'est-à-dire le benzo(ghi)pérylène ($0,00082 \mu\text{g/L}$) et le cuivre ($1 \mu\text{g/L}$). Ce problème inhérent à la rivière ne doit pas être aggravé par le rejet issu du filtre.

3.6.3 Ecotoxicité du milieu aquatique

Caractérisation de la biodisponibilité des contaminants de l'eau et exposition des gammarès

Les gammarès 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 gammarès 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 gammarès sont décrits comme des accumulateurs de divers contaminants d'origine

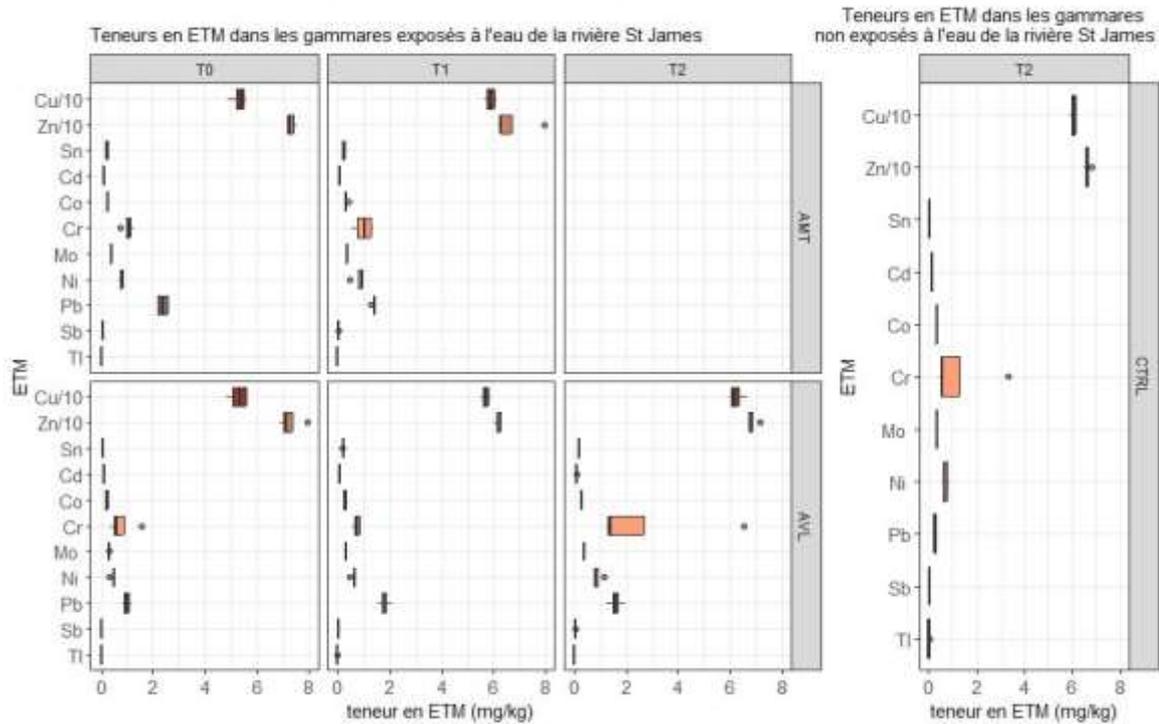
urbaine, tels que les ETM et les HAP, à de faibles niveaux d'exposition environnementale⁶. Ainsi, la mesure de contaminants bioaccumulés dans leurs tissus constitue un outil intégratif pour quantifier la biodisponibilité des contaminants, à savoir la fraction internalisée et potentiellement toxique pour le biote. En relation, l'arrêté du 27 juillet 2018 établissant les normes de qualité environnementale (NQE) pour les cours d'eau, définit des seuils pour le biote, notamment pour les contaminants organiques. Chez le gammarus, seuls le fluoranthène et le benzo(a)pyrène sont affectés d'une valeur limite par cet arrêté de respectivement 30 et 5 µg/kg_{pf} en moyenne annuelle. Dans le cadre de l'action C.2.3, aucun HAP dosé dans les gammarus n'a pu être quantifié, même pour le benzo(ghi)pérylène qui présentait une concentration élevée dans l'eau. Puisque la limite de quantification de 4 µg/kg n'est pas atteinte dans les échantillons, les concentrations en HAP au sein des gammarus sont donc inférieures aux limites de quantification.

En ce qui concerne les éléments traces métalliques (Figure 21), les plus concentrés dans les gammarus sont Cu et Zn, *i.e.* comme dans les sols et dans l'eau de la rivière Saint James. Ces oligoéléments sont retrouvés aussi bien dans les gammarus exposés que non exposés à l'eau de la rivière avec des valeurs respectivement autour de 60 et 65 mg/kg. Ces valeurs correspondent à des niveaux physiologiques nécessaires au fonctionnement et aux besoins physiologiques de l'organisme. L'absence de différence de niveaux entre les gammarus exposés et non exposés démontre ici leur capacité à réguler ces éléments essentiels circulant dans la rivière. En revanche, le chrome est accumulé dans les gammarus au cours de l'exposition, sa teneur à T2 dans un gammarus issu du test d'encagement étant le double de celle mesurée dans un organisme non exposé. Une forte variabilité est observée pour cet élément, y compris au sein des gammarus non exposés. Les résultats permettent aussi de relever la forte biodisponibilité du plomb. En effet, bien que peu concentré dans le cours d'eau, il atteint presque 2 mg/kg dans les gammarus exposés, soit environ 10 fois la teneur mesurée dans les organismes non exposés, traduisant une imprégnation des organismes à leur site de transplantation. La contamination du site en Pb est donc un paramètre important puisqu'il semble que cet ETM soit grandement biodisponible dans la rivière. Pour comparaison, la valeur moyenne de Pb bioaccumulé dans les gammarus et issue d'une étude nationale⁷ est de 0,61 mg/g, la plus haute ayant été relevée à 7,43 mg/kg. Cette étude indique aussi une valeur seuil de 0,95 mg/kg au-dessus de laquelle la population de gammarus sauvages est anormalement basse. Le double de cette valeur est retrouvé ici, ce qui suggère que les gammarus sont certainement affectés par la concentration en Pb dans la rivière Saint James. Par ailleurs, peu de différence est notable entre les modalités amont et aval du rejet d'eau filtrée, si ce n'est lié à aux concentrations en ETM dans le cours d'eau.

⁶ 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

⁷ Ciliberti et al, 2017. Caged Gammarus as biomonitors identifying thresholds of toxic metal bioavailability that affect gammarid densities at the French national scale. *Water Research*.
Disponible en ligne : <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.031>

Ecotoxicité en milieu aquatique : Eléments Traces Métalliques



T0 = 07/2018, avant construction du filtre / T1 = 09/2020, mise en route du filtre / T2 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

Figure 21. Teneurs en ETM dans les gammares ; n = 4 ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 3 points de mesures : AMT (amont du rejet), AVL (aval du rejet) et CTRL (contrôle)

Ecotoxicité/réponse biologique du milieu aquatique

Les traits comportementaux des gammares, à l’interface entre processus physiologique et écologique, constituent des outils robustes pour évaluer *in situ* les réponses sublétales de populations d’invertébrés exposées à des pressions chimiques, qu’elles soient métalliques ou organiques. La variabilité de certains de ces traits (alimentation, amplexus) dépend toutefois de la saisonnalité, en particulier de la température du milieu.

Si aucune différence entre amont et aval n’avait été observée lors de la campagne T0, ce n’est plus le cas lors des campagnes T1 et T2. En effet, au vu des résultats présentés en Figure 22, les traits de vie des gammares semblent meilleurs en aval qu’en amont du rejet du filtre.

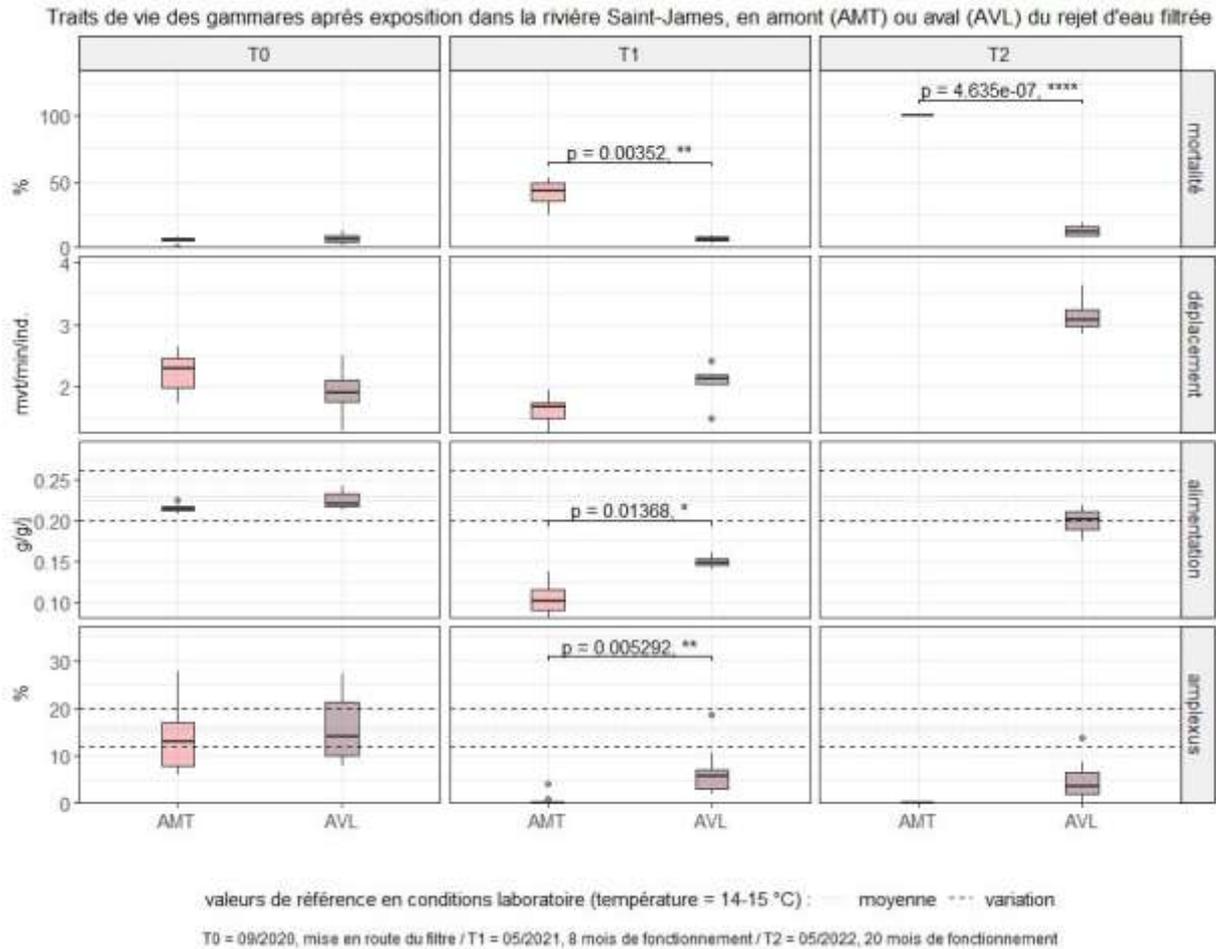


Figure 22. Traits de vie des gammares encagés dans la rivière Saint James ; n = 6 ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 2 points de mesures : AMT (amont du rejet) et AVL (aval du rejet) – comparaison avec les caractéristiques déterminées en laboratoire

A T1 en particulier, le taux d’oxygène dissous (voir

Tableau 2 et Annexe 24, page 77) peut expliquer les différences observées entre amont et aval, notamment la mortalité des gammares qui est 3 fois moins élevée en aval qu’en amont, où la moitié des gammares seulement sont encore en vie. De même, les gammares mangent plus en aval du rejet et ont tendance à plus se déplacer et se reproduire qu’en amont. Les traits de vie sont toutefois en dessous des valeurs mesurées en laboratoire sous une température comparable à celles relevées sur le site d’étude. La campagne à T0 présente des traits de vie plus élevés que pour les autres campagnes et comparables aux valeurs de laboratoire. Ceci peut s’expliquer par des conditions plus favorables dans le milieu, relatives à la physico-chimie du cours d’eau et à la période d’encagement, qui a eu lieu en octobre alors que les campagnes suivantes se sont déroulées en mai. En revanche, à T2, aucun gammare n’a survécu en amont du rejet d’eau filtrée. Cette mortalité s’explique par les conditions du milieu lors du test (voir **Tableau 2** et Annexe 24, page 77). En effet, le taux d’oxygène dissous dans l’eau de l’ordre de 20 % est notamment très bas en début de test et une température très chaude (24 °C) relevée en fin de test est également défavorable. Paradoxalement, les traits des gammares situés en

aval du rejet à T2 ne sont pas dégradés et sont même pour certains davantage favorables au bon développement des individus que lors des précédentes campagnes, notamment à T0 lorsque le filtre n'était pas encore en fonctionnement. Les traits de vie pouvant généralement être affectés par la présence de contaminants organiques et métalliques dans le milieu, les teneurs en HAP et en ETM ont été dosées dans les gammars à la suite de leur exposition dans la rivière Saint James. Les gammars engagés en amont du rejet étant tous morts à T2, les mesures de contaminants dans les tissus n'ont pas pu être réalisées. En revanche, les teneurs des gammars non exposés et pêchés en même temps que les autres ont pu être mesurées, donnant ainsi un seuil de référence des concentrations initiales dans les gammars.

L'ensemble des résultats indiquent que les gammars semblent être dans de bonnes conditions pour vivre dans la rivière Saint James, en particulier en aval du rejet d'eau filtrée qui rafraîchit et améliore l'oxygénation (voir Annexe 25, page 78) du cours d'eau sans dégrader ses autres paramètres chimiques et physico-chimiques. Il faut toutefois faire attention aux changements de spéciation chimique que la fluctuation de la physico-chimie du cours d'eau ou le relargage de contaminants suite à une saturation du filtre pourraient induire, et qui sont susceptibles de modifier la biodisponibilité des ETM notamment.

4. Discussion et recommandations

4.1 Evolution du filtre et de son environnement

Le précédent rapport a montré que le filtre constitue une discontinuité écologique sur le site à l'état zéro. Après 20 mois de fonctionnement, le filtre s'est intégré dans le paysage grâce à sa végétalisation et à l'évolution de ses paramètres de plus en plus favorables à l'implantation de communautés du sol, sans détériorer la qualité du cours d'eau dans lequel s'effectue le rejet de l'eau après passage dans le milieu filtrant. Le taux de matière organique semble être un paramètre important dans l'évolution du filtre, comme le montrent les matrices de corrélations et les résultats de l'analyse factorielle multiple disponibles respectivement en Annexe 26 page 79 et en Annexes 27-A à 27-E, pages 80 à 84. Il influence notamment la vie biologique (faune et enzymes) du filtre et joue un rôle dans la rétention et la disponibilité des ETM. Le pH joue aussi un rôle sur l'évolution des paramètres mais à l'inverse de la MO. Evoluant conjointement dans le sens opposé, les variations de MO et pH complexifient la prédiction du devenir du filtre et de son impact sur l'écosystème. En effet, le taux de MO est logiquement voué à augmenter au cours du temps, de plus en plus de contaminants vont être stockés, avec une disponibilité, pour certains contaminants, nuancée en fonction du pH. Il semble par ailleurs que le pH soit moins déterminant dans la variation des paramètres du côté du filtre Rainclean®, ce qui est à relier à l'effet tampon du matériau.

Si l'action C.1 du projet montre que le filtre atteint les performances d'épuration souhaitées, il restera encore à déterminer pendant combien de temps ce système peut fonctionner avant d'atteindre les limites d'adsorption, et notamment déceler une différence entre les compartiments avec et sans matériau Rainclean®. De plus, les matières retenues dans le filtre (MO, certains contaminants organiques) sont susceptibles de se dégrader voire se minéraliser, il pourrait alors se produire une libération des contaminants adsorbés. Enfin, l'accumulation de matières dans le filtre pourrait jouer sur l'infiltration etc. En conclusion, l'absence d'impact délétère du filtre sur l'écosystème aquatique sera à mettre en regard de ses performances épuratoires.

4.2 Prédiction du risque écotoxique dans le filtre

Les organismes du sol sont exposés aux contaminants (ETM, HAP) directement *via* les particules de sol ou *via* l'eau contenue dans le sol. Ainsi, plusieurs expérimentations complémentaires ont été réalisées en parallèle de l'action C.2.3 pour estimer les seuils de contaminants qui pourraient engendrer des effets négatifs sur les communautés biologiques du site. Des essais écotoxicologiques sur *Enchytraeus albidus* ont été réalisés dans le but de connaître la biodisponibilité des contaminants des sols et du filtre chez un organisme modèle, l'enchytréide, et d'établir le seuil de sensibilité de cette espèce exposée à une contamination croissante en HAP et ETM. Les expérimentations ont été menées sur les échantillons de surface des sols (0-10 cm), prélevés lors des campagnes T0 et T1 du projet ADSORB, ainsi que sur des substrats artificiellement contaminés en laboratoire dans le but de prédire les éventuels changements suite à l'évolution du filtre. Les concentrations dans les substrats

limoneux et sableux dopés en HAP et ETM ont été choisies pour correspondre à une réalité de terrain rencontrée dans les sols de sites pollués et sont disponibles en Annexe 28, page 84.

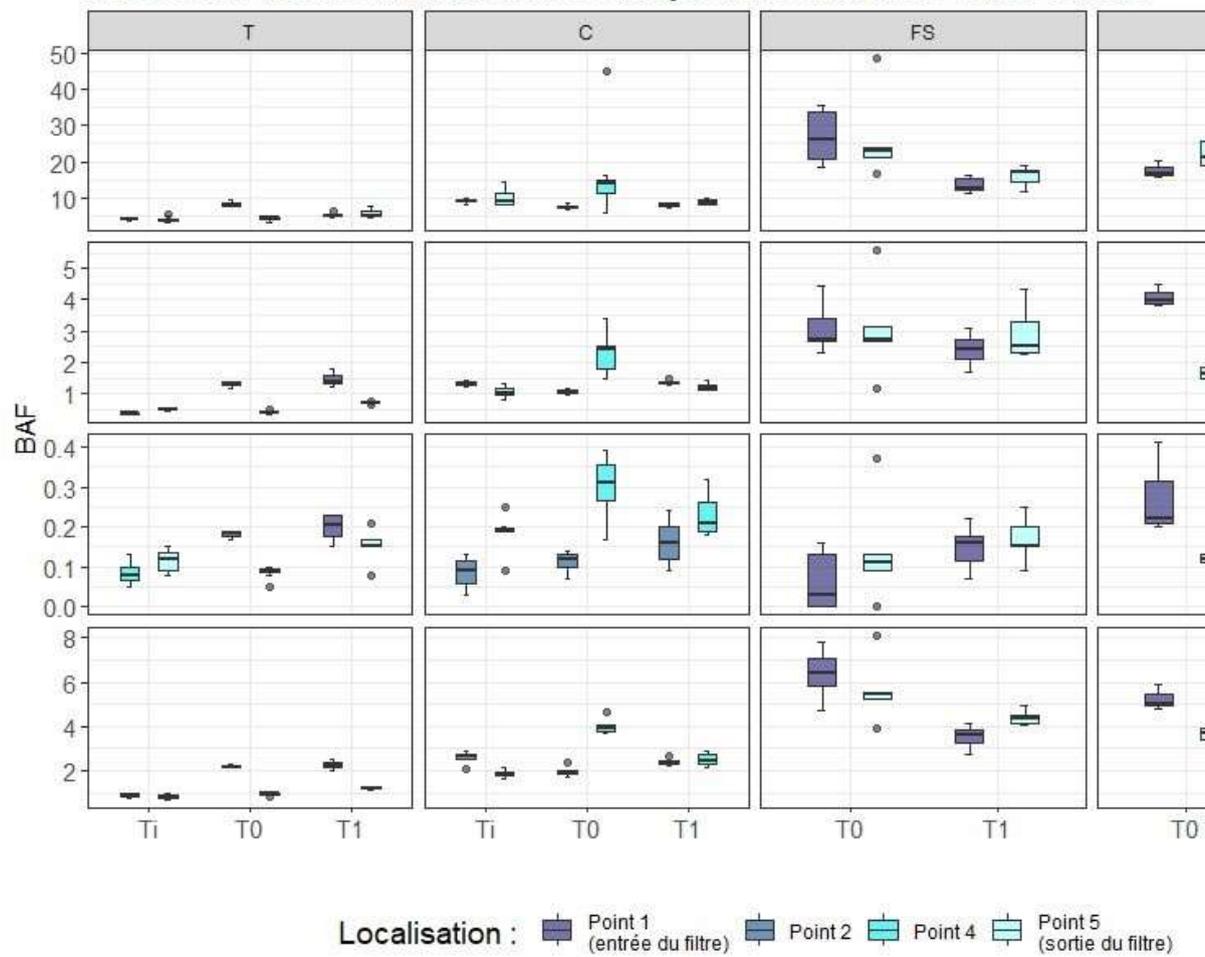
4.2.1 Caractérisation de l'exposition des organismes du sol aux contaminants : Facteurs de bioaccumulation

La biodisponibilité est définie comme la quantité d'un contaminant pouvant être assimilée par un organisme à partir de son environnement. Les facteurs de bioaccumulation (BAF) nous renseignent sur la biodisponibilité des contaminants et permettent d'apporter des informations complémentaires aux teneurs totales dosées dans les sols, car une simple comparaison de ces teneurs avec les moyennes de l'étude ASPITET donne une indication mais ne suffit pas à évaluer l'exposition et caractériser les risques liés aux contaminations multiples.

Les BAF calculés pour les sols et le milieu filtrant du projet ADSORB sont présentés en

Figure 23. Ils représentent pour chaque individu la teneur dosée dans les tissus rapportée à la valeur dosée dans le sol. Il est à noter que les teneurs retrouvées dans les enchytréides (Annexe 29, page 85) sont de l'ordre de celles relevées dans les sols avoisinants. La forte variabilité des BAF, en particulier dans le filtre, peut à la fois être due à la variabilité des teneurs dans les sols ainsi qu'à celle des teneurs dans les organismes. Les BAF obtenus ici sont plutôt élevés, c'est-à-dire que la partie mobilisable des ETM dosés est facilement assimilée par les organismes dans les milieux étudiés. Les facteurs de bioaccumulation dans les zones autour du filtre sont les plus bas et semblent être plus élevés dans la zone C que dans la zone T. Ces observations sont en adéquation avec la présence récente de contaminants dans le filtre, tandis que dans les sols alentours, les contaminants sont en bonne partie liés, voire séquestrés avec des éléments du sol, comme les minéraux ou la matière organique, ou peuvent être précipités compte tenu du fait du pH basique. Ils sont ainsi moins disponibles et donc peu absorbés par les organismes du sol. Toutes zones confondues, le facteur de bioaccumulation le plus élevé est observé pour le cadmium. Il est de l'ordre de 5 et 10 respectivement dans les sols des zones T et C et atteint une valeur maximale de 35 dans le filtre, se situant entre 20 et 25 en moyenne à T0. En particulier ce contaminant semble s'accumuler dans les organismes sans atteindre de plateau, ni être éliminé après exposition.

Facteur de bioaccumulation des enchytréides dans les zones du site



Ti = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois d'exploitation

Figure 23. Facteurs de bioaccumulation (BAF) pour le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) dans les différents substrats du site entre 0 et 10 cm de profondeur ; n = 5 ; 3 temps : Ti, T0, T1 ; 5 points de mesures

Il est nécessaire pour interpréter le BAF de distinguer les éléments qui sont essentiels au bon fonctionnement des organismes à petite dose (oligoéléments) comme Cu et Zn, de ceux qui ne le sont pas tels Cd et Pb. Ainsi, même si des facteurs de bioaccumulation non négligeables sont observés pour le cuivre et le zinc, la capacité de régulation de ces ETM est à considérer au regard des teneurs dans les sols du site qui sont les plus importantes. Ce constat est corroboré par l'étude de laboratoire qui montre un BAF beaucoup plus faible pour Cu que pour Cd (Tableau 3). Le BAF de cette étude pour le Cd est à nuancer puisque la concentration présente dans le substrat sableux est presque 10 fois plus élevée que celle retrouvée sur le site ADSORB. En revanche, le BAF pour Cu est très proche de la valeur calculée pour le filtre pour des concentrations similaires dans le substrat, démontrant ainsi que milieu filtrant est peu évolué.

Tableau 3. Synthèse des BAF obtenus expérimentalement pour Cu et Cd en mélange dans un substrat sableux et un sol limoneux contaminés en laboratoire

Milieu étudié	Substrat sableux		Sol limoneux	
Contaminants	ETM		ETM	
	Cu	Cd	Cu	Cd
Concentration (mg/kg)	80	3,5	80	3,5
BAF	3,95	5083	231	1102

D'après la

Figure 23, seul le plomb a un BAF inférieur à 1, ce qui signifie que cet élément n'est pas bioaccumulé dans les organismes. Il est donc très peu accumulé quelle que soit la zone étudiée (BAF < 0,4), bien que présent avec des teneurs supérieures à la moyenne des sols obtenue par l'étude ASPITET et mobilisables pour moitié. La faible teneur en matière organique dans le filtre pourrait expliquer la forte biodisponibilité des ETM pourtant peu présents et dans un milieu basique, mais de plus en plus mobilisables. L'apport constant de contaminants dans le filtre semble être un critère important jouant sur l'élévation du BAF. Une baisse du BAF dans le filtre est observée à T1 sur tous les ETM excepté Pb et accentuée pour le point 1. Ceci est à relier avec l'évolution du filtre. En effet, le point 1 est situé à l'entrée du filtre, où la matière organique semble de plus en plus présente à mesure que le filtre se végétalise. Il est possible que la séquestration des ETM par cette MO engendre une baisse du BAF. De plus, l'étude de laboratoire montre que le BAF d'un contaminant a tendance à diminuer lorsque plusieurs types de contaminants sont présents, c'est-à-dire en compétition, ce qui est attendu dans le filtre lors de son utilisation (BAF des ETM en mélange ETM + HAP dans un substrat sableux : Cu = 2,15 et Cd = 63,8).

En effet, des essais ont également été menés sur des HAP (FA, Phe, BaP) dans le même substrat sableux, avec et sans ETM. Il ressort de ces essais que le fluoranthène (FA) est le HAP le plus bioaccumulé des 3 testés, suivi par le benzo(a)pyrène (BaP). En revanche c'est aussi le composé éliminé le plus rapidement par les organismes. En présence d'ETM (Cu et Cd), les BAF calculés pour les HAP sont moins élevés qu'en absence d'ETM. La présence multiple de contaminants engendre une compétition entre molécules et abaisse leur BAF, ils sont donc

moins assimilés par les organismes. Par contre les organismes sont davantage exposés de par la diversité des contaminants qu'ils ingèrent.

4.2.2 Caractérisation du danger écotoxique d'éléments traceurs de la pollution urbaine : détermination de concentrations de référence (CE50 = concentrations effectives pour 50 % de la population testée)

Le seuil de contamination à partir duquel les effets impactent 50 % des individus est nommé CE50. Etablir ces seuils dans le cas du filtre pourrait permettre de définir la durée maximale d'utilisation du filtre sans impacter les populations de la faune inféodée au substrat.

Pour cette étude, ce sont les effets sur la reproduction du modèle biologique *E. albidus* qui sont évalués selon la norme OCDE 220 (2016). Après une exposition de 6 semaines dans un substrat sableux à un mélange ETM (Cu : essentiel, Cd : toxique) / HAP (Phe : 3 cycles, FA : 4 cycles, BaP : 5 cycles), les CE50 pour la reproduction des enchytréides ont été déterminées et sont présentées dans le Tableau 4. Celles-ci sont relativement basses comparées à des CE50 relevées dans la littérature⁸ (305 mg/kg pour Cu et 158 mg/kg pour Cd). Le filtre est de ce fait un milieu peu favorable au développement des enchytréides, comparativement aux sols avoisinants (voir taux de survie disponibles en Annexe 30, page 86), d'autant plus accentué sur le long terme par la présence de contaminants multiples engendrant une baisse de la CE50. Il est à noter également que les HAP sont plus impactants que les ETM pour la survie des individus. Une attention particulière sur leur présence devra donc être portée.

Tableau 4. CE50 sur la reproduction des enchytréides pour les mélanges de HAP et ETM dans du sable amendé avec 2 % de terreau

Milieu étudié	Substrat sableux				
	HAP			ETM	
	Phe	FA	BaP	Cu	Cd
Concentration (mg/kg)	1,88	2,5	0,63	20	0,88
CE50 (mg/kg) par type de contaminants	12,4	17	4,14	76	3,88
CE50 (mg/kg) tous contaminants en mélange	7,04	9,39	2,35	56,9	2,5

⁸ Lock, K., Janssen, C.R. and De Coen, W.M. (2000) Multivariate test designs to assess the influence of zinc and cadmium bioavailability in soils on the toxicity to *Enchytraeus albidus*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(11), pp. 2666–2671. Disponible en ligne : <https://doi.org/10.1002/etc.5620191108>

4.2.3 Intégrer l'évolution du filtre dans la prédiction du risque

Dans son état actuel, le filtre peut être assimilé à un substrat sableux amendé de 2 % de terreau organique et contenant un mélange d'ETM uniquement (Cu et Cd entre autres). En effet, des HAP sont détectés mais non quantifiés lors de l'analyse, et sont possiblement biodégradés par les microorganismes présents⁹. Il peut donc être supposé que leur présence n'engendre pas d'effet sur les organismes installés dans le milieu. Cependant, au fur et à mesure de son utilisation, l'évolution du filtre sera en majorité caractérisée par une multiplication des contaminants et l'augmentation de leurs teneurs, ainsi que par une modification du milieu *via* l'apport de particules fines. Le filtre s'approcherait donc d'un sol limoneux comportant un mélange d'ETM et HAP. Le passage de l'un vers l'autre peut être décomposé en deux étapes illustrées en Figure 24 : 1 – passage d'un substrat sableux contenant seulement des ETM à un substrat sableux contenant ETM et HAP ; 2 – passage d'un substrat sableux contenant ETM et HAP vers un sol limoneux contaminés en ETM et HAP.



Figure 24. Etapes schématiques de l'évolution du milieu filtrant

Les changements vont induire des réponses différentes des organismes par rapport aux contaminants. Chaque cas, ayant été étudié au laboratoire, donne des informations sur la prédiction du risque écotoxicologique. En particulier, les BAF des contaminants en mélange synthétisés dans le Tableau 5, indiquent que dans un sol limoneux, les HAP sont environ 3 fois moins bioaccumulés dans les organismes que dans un substrat sableux. Les courbes de bioaccumulation ont montré que le phénanthrène serait rapidement absorbé par les organismes mais y serait également vite excrété, tandis que le fluoranthène et le benzo(a)pyrène mettraient à la fois plus de temps à être assimilés et éliminés par l'organisme. De même, le BAF du cadmium a été divisé par 25. Il est par ailleurs plus bas que ceux observés pour les sols du site de texture plus grossière, y compris dans les zones T et C. Ceci montre qu'en comparaison avec un substrat sableux, les organismes dans un sol limoneux interagissent moins avec les contaminants, ces derniers étant piégés par les particules composant le milieu.

⁹ Julia Roux. Devenir des micropolluants dans un filtre planté de roseaux traitant les eaux de ruissellement de voirie – Importance des communautés microbiennes. Sciences de l'environnement. UPEC UP12 - Université Paris-Est Créteil Val-de-Marne - Paris 12, 2024. Français. (NNT :). (tel-04538670)

Tableau 5. BAF obtenus pour chaque contaminant dans un substrat sableux ou dans un sol limoneux contenant l'ensemble des contaminants en mélange

Milieu étudié	Substrat sableux					Sol limoneux				
	HAP			ETM		HAP			ETM	
Contaminants en mélange	Phe	FA	BaP	Cu	Cd	Phe	FA	BaP	Cu	Cd
BAF	17,3	10,9	4,4	2,15	63,8	5,3	3,5	1,66	n.d.	2,54

Le BAF de Cu dans le sol limoneux n'a pas pu être déterminé car les teneurs retrouvées dans les enchytréides étaient trop faibles, ce qui témoigne de la capacité des organismes à réguler cet ETM. Si le cuivre peut être régulé par les enchytréides, il a été montré que ce n'était pas le cas pour le cadmium qui est stocké dans l'organisme. Ainsi, une exposition constante de la faune du sol à cet élément pourrait engendrer des effets néfastes sur les communautés à long terme à partir d'un certain seuil. En revanche, les expérimentations semblent suggérer que la biodisponibilité du phénanthrène (Phe), devrait diminuer au fur à mesure que le filtre évolue vers une texture plus limoneuse, à concentration égale (apports compensés par une dégradation par exemple).

De façon générale l'évolution du filtre vers un substrat limoneux contenant un mélange d'ETM et d'HAP induit une bioaccumulation moindre chez les enchytréides, pour tous les contaminants étudiés. L'exposition des organismes aux contaminants pris individuellement est alors limitée, mais ils sont aussi exposés à davantage de sources de toxicité potentielle.

Couplées aux prévisions de saturation du filtre (actions B2 et C1 du projet), l'ensemble des données produites lors des tests écotoxicologiques sur les enchytréides pourront servir à déterminer une durée d'utilisation optimale du filtre avant son renouvellement. Il faut toutefois prendre en compte que les études effectuées au laboratoire minimisent certainement les interactions entre les contaminants présents dans le milieu filtrant, car ils y sont beaucoup plus nombreux et certains ne sont pas considérés ici (exemple : microplastiques).

5. Conclusion

Comme pour l'état zéro, les caractéristiques des sols prélevés sont aussi différentes, essentiellement entre les compartiments du filtre (FS et FR) et les zones T et C. L'évolution des caractéristiques du filtre dans le temps est perceptible pour la plupart des paramètres à partir de T2. La mise en place de la végétation ainsi que de la faune dans le milieu filtrant est en adéquation avec ce constat. La croissance des roseaux et les apports continus d'eau ont permis l'évolution des caractéristiques pédologiques et biologiques du filtre. Toutefois, il est important de noter que les effets observés à court terme (< 2 ans de fonctionnement) sont influencés par l'apport de remblai au niveau de l'entrée du filtre. La mise en place de ce nouvel écosystème qui a évolué au sein du site est à suivre sur le plus long terme, tout comme l'efficacité de l'épuration après vieillissement du filtre au cours de son utilisation.

Une influence du fonctionnement du filtre sur le cours d'eau avoisinant, la rivière Saint James, a été observée. En effet, le filtre n'apporte pas de contamination supplémentaire dans la rivière (HAP, ETM) et permet même l'obtention de conditions plus favorables pour les organismes aquatiques (régulation de la température, oxygénation de l'eau), selon les traits de vie et comportementaux suivis chez les gammarens encagés. En comparaison, les valeurs du site de pêche ainsi que les mesures effectuées en laboratoire dans des conditions semi-contrôlées, notamment en température, montrent que les gammarens sont affectés par les caractéristiques de l'eau de la rivière et qu'ils s'y portent mieux là où se trouve le rejet d'eau provenant du filtre qu'en amont de celui-ci. Néanmoins, les aménagements observés sur le cours d'eau pourraient être également contributeurs aux conditions plus favorables aux organismes aquatiques relevées en aval.

Il semble que le filtre remplisse à la fois correctement ses fonctions de dépollution des eaux et de support de vie.

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 au cours des actions C.2.2 et C.2.3, décrivant une différence tranchée entre ces zones. Cette différence est moins marquée entre les deux compartiments du filtre bien que la zone FR semble garder l'humidité plus longtemps, au profit de plusieurs paramètres (faune du sol notamment) affectés par une sécheresse dans les autres zones. Un suivi prolongé permettrait de mettre en évidence l'évolution du filtre vers un écosystème stable et adapté.

Comme décrit dans le précédent rapport¹⁰, le chantier lié à la construction du filtre ne semble pas avoir impacté fortement la zone C, que ce soit au niveau des contaminants (ETM, HAP) ou biologique. De plus, à T2, les valeurs des paramètres mesurés sont sensiblement les mêmes qu'à l'état initial ou comparable à la zone T. L'influence du trafic routier relevée à T1 et à T0 par les mesures de contaminants est confirmée sur la durée de l'étude.

¹⁰ LIFE17ENV/000398 LIFE ADSORB, livrable n°2, action C.2.2 : Etat « zéro » du site.

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. Cependant, après 20 mois de fonctionnement du filtre, une augmentation de l'activité enzymatique est visible dans le filtre, au sein des deux compartiments, sans qu'il y ait un retour vers l'état initial. L'activité dans la partie contenant le Rainclean® (FR) semble meilleure pour quelques enzymes (Uréase, Arylsulfatase).

La caractérisation de la faune du sol a montré que la différence de richesse et d'abondance des espèces oligochètes observée entre l'état zéro dans la zone du filtre et dans les zones C et T tend à s'amoinrir au cours du temps. 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 permet l'habitabilité du filtre par d'autres espèces présentes initialement.

Le filtre dans sa globalité semble se développer en adéquation avec son environnement, sans le modifier drastiquement. Les impacts restent toutefois peu perceptibles du fait de la jeunesse du nouvel écosystème. L'évolution du filtre *via* sa végétalisation et l'apport de contaminants dans le milieu pourra être modélisée en croisant les données de seuils écotoxicologiques dans le but d'estimer une durée d'utilisation optimisée à la fois au niveau de la capacité d'épuration et de l'impact sur la vie biologique du milieu.



Remerciements

Ce travail a bénéficié de l'utilisation de la plateforme Biochem-Env (DOI 10.15454/HA6V6Y, UMR 1402 ECOSYS, INRAE IdF Versailles-Saclay centre), subventionnée par le gouvernement français par l'Agence Nationale de la Recherche dans le cadre du programme France 2030, référence "ANR-24-INBS-0001" AnaEE France.

Annexes

Annexe 1 : 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 au chlorure de cobaltihexammine (spectrocolorimétrie) – cmol ⁺ /kg – NF ISO 23470
LAS – SOL – 0719	Al, Ca, Fe, Mg, Mn, K, Na échangeables au chlorure de 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

Ressource : <https://las.hautsdefrance.hub.inrae.fr/prestations/catalogue-analytique>

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-nitrophénylesulfate, 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 (U = équivalent μ mole de produit libéré par minute) par gramme de sol sec.

Annexe 3 : Procédures de chimie analytique effectuées pour la mesure des métaux dans les eaux (Laboratoire d'Analyse des Sols, INRAE)

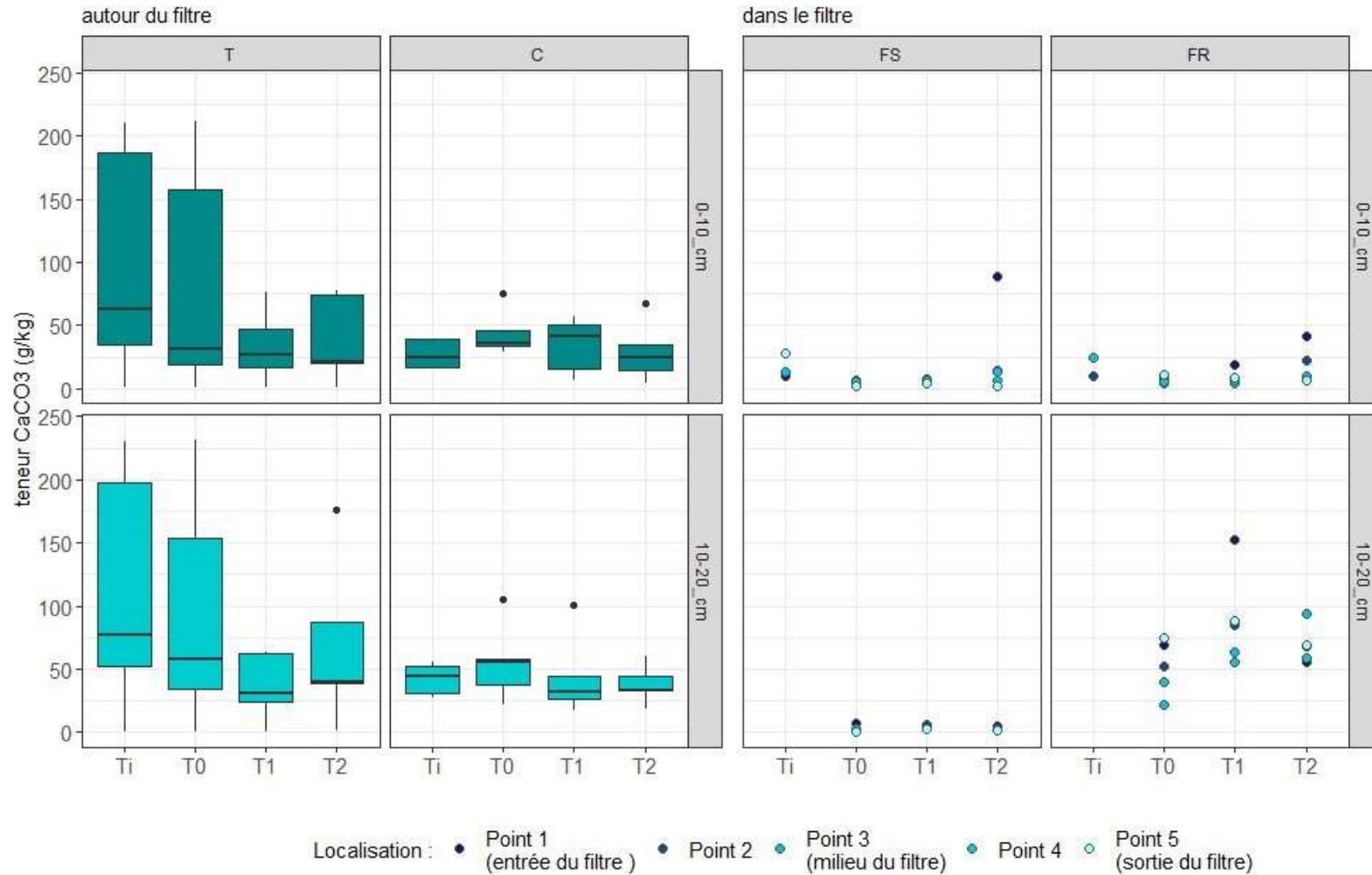
<i>Codification</i>	<i>Description</i>
LAS – SLT – 1651	Eléments traces : Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn (ICP-MS) - $\mu\text{g/L}$
LAS – SLT – 1953	Molybdène (Mo) (ICP-AES ou ICP-MS) - $\mu\text{g/L}$ – Méthode interne
LAS – SLT – 1656	Thallium (Tl) (ICP-MS) - $\mu\text{g/L}$ – Méthode interne
LAS – SLT – 1639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

Annexe 4 : Procédure analytique pour la mesure des HAP 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 stir bar sorptive extraction (SBSE). La SBSE est une méthode d'extraction récente qui remplace l'extraction liquide/liquide, consommant beaucoup moins de solvant organique et ayant une meilleure sensibilité. C'est une méthode basée sur l'adsorption 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 100 μ L 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 μ L 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 μ L 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 : Teneurs en carbonates dans les sols du site

Evolution temporelle de la teneur en carbonates dans les sols de la zone d'étude

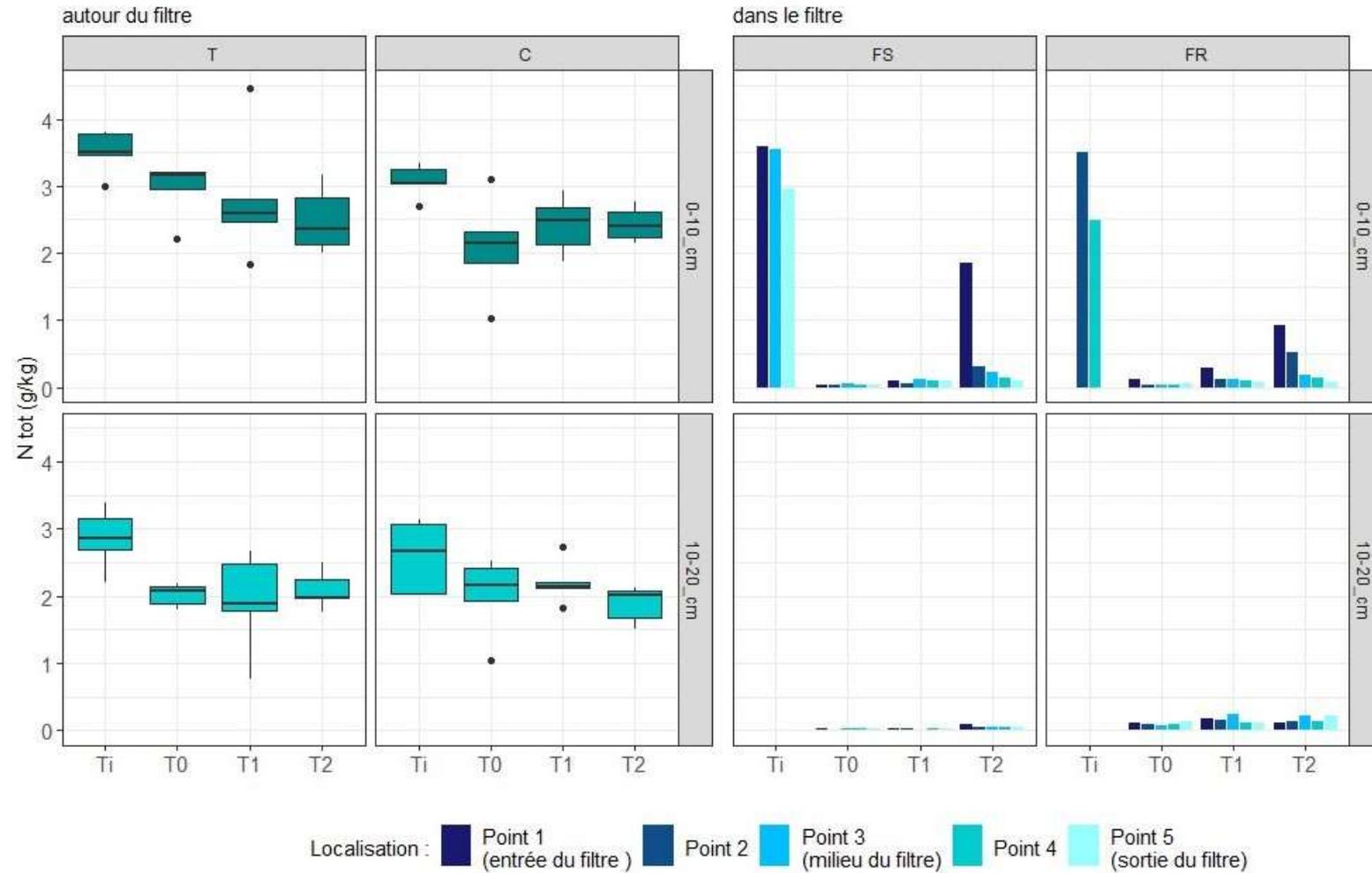


Ti = 2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Annexe 6 : Teneurs en azote total dans les sols du site

Evolution temporelle de la teneur en azote total

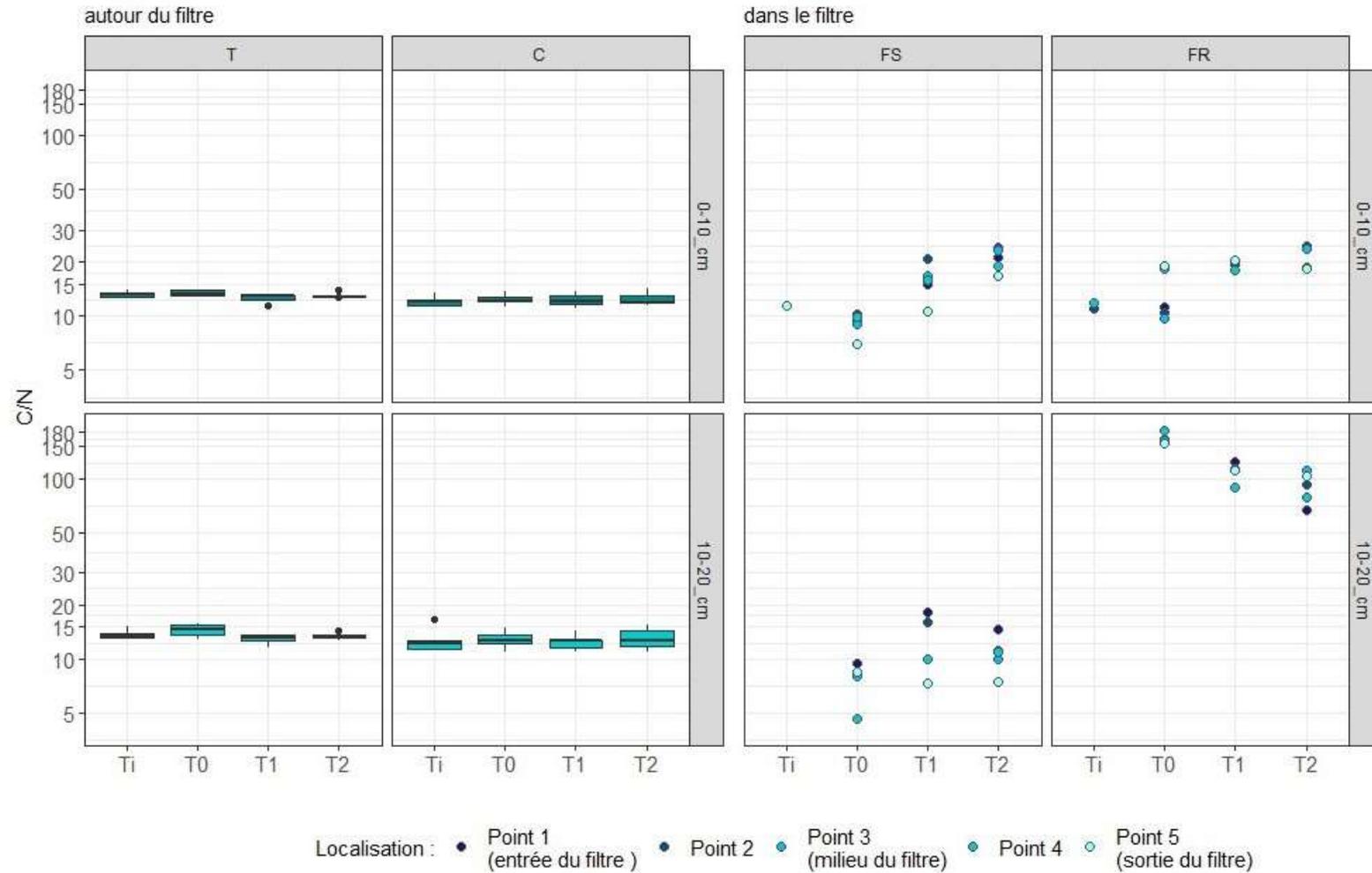


Ti = 2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Annexe 7 : Ratio C/N dans les sols du site

Evolution temporelle du ratio C/N

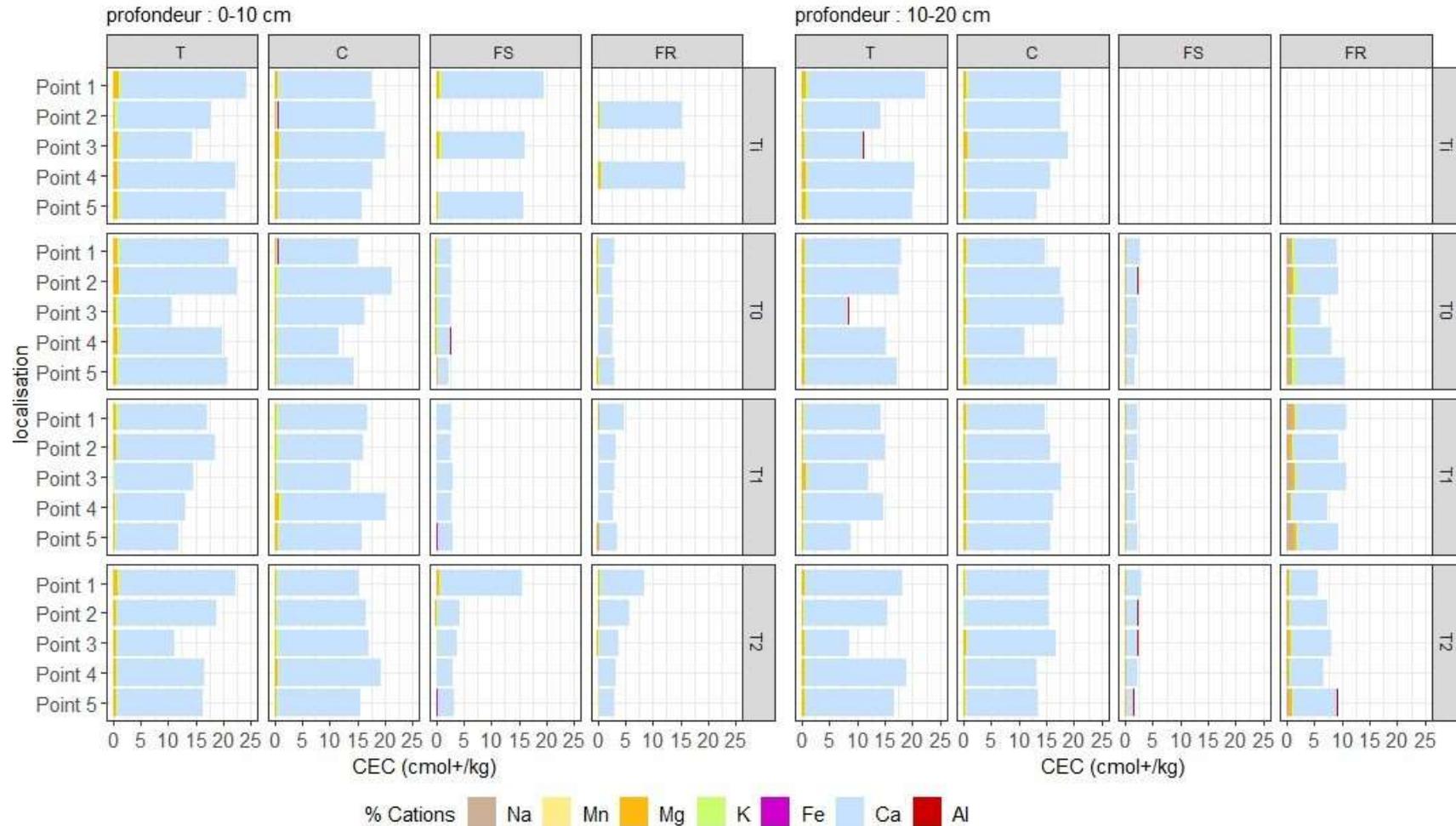


Ti = 2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Annexe 8 : Capacité d'échange cationique (CEC) des sols du site

Contribution des cations à la capacité d'échange cationique des sols dans les différentes zones du site et dans le temps

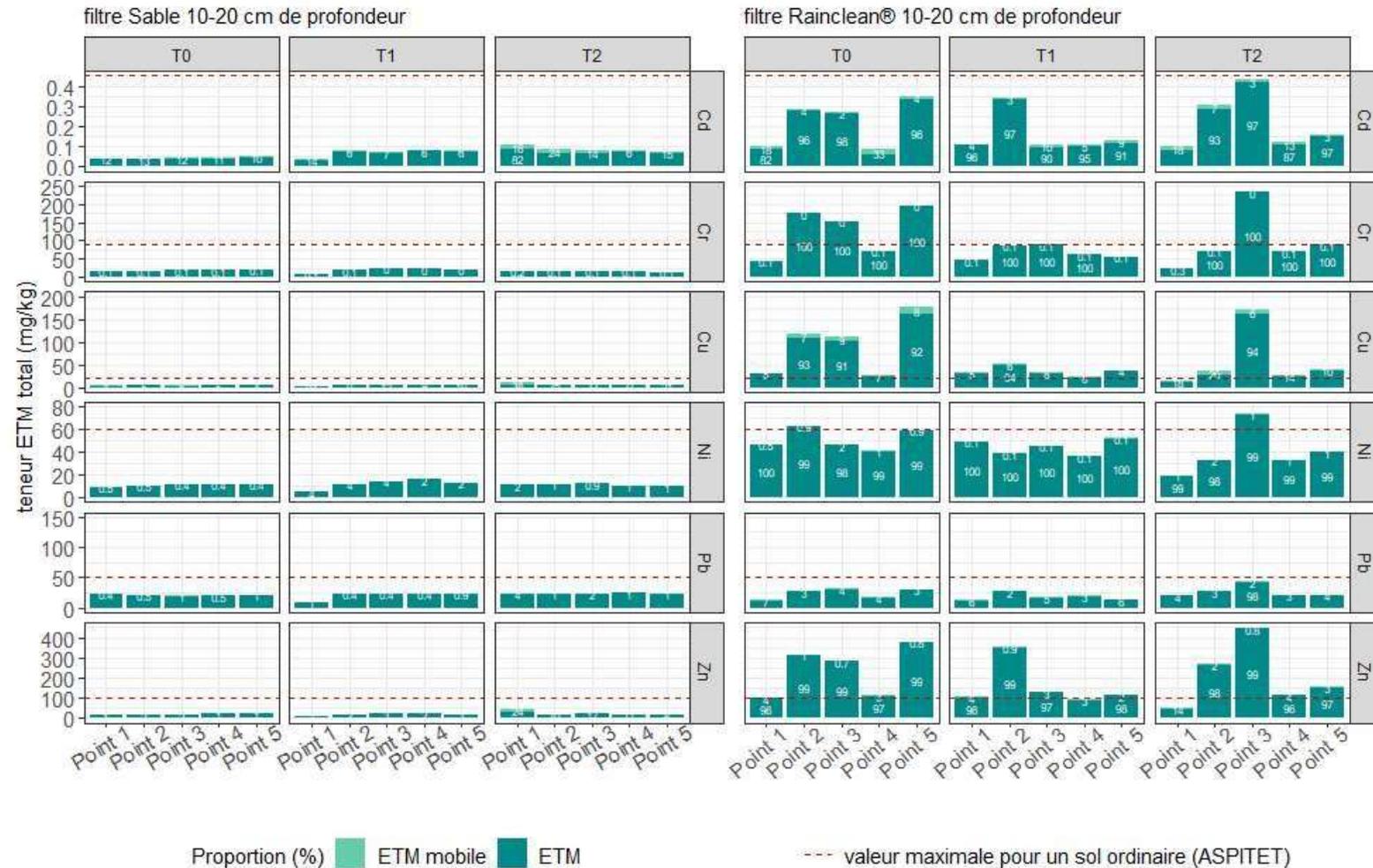


T1 = 2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

4 temps : T1, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Annexe 9 : Teneurs totales et proportion mobilisable des ETM dans la couche 10-20 cm du filtre planté

Evolution de la teneur et mobilité en éléments trace métallique dans le filtre planté sur 10-20 cm de profondeur

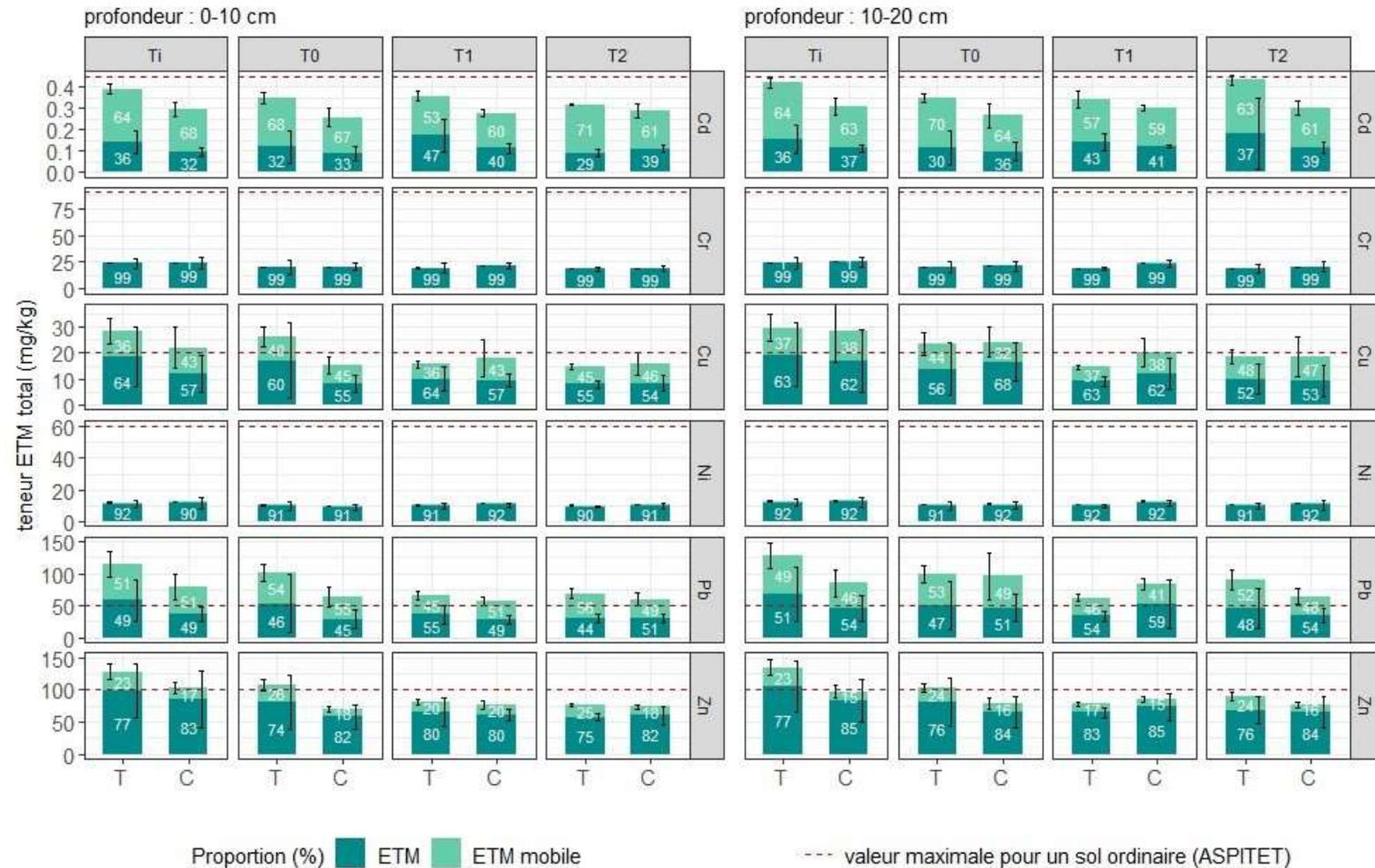


Ti = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

3 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; profondeur : 10-20 cm

Annexe 10 : Moyenne et écart-type des teneurs totales et proportion mobilisable des ETM dans les zones T et C

Evolution de la teneur moyenne et mobilité en éléments trace métallique dans les zones Témoin et Chantier (autour du filtre)

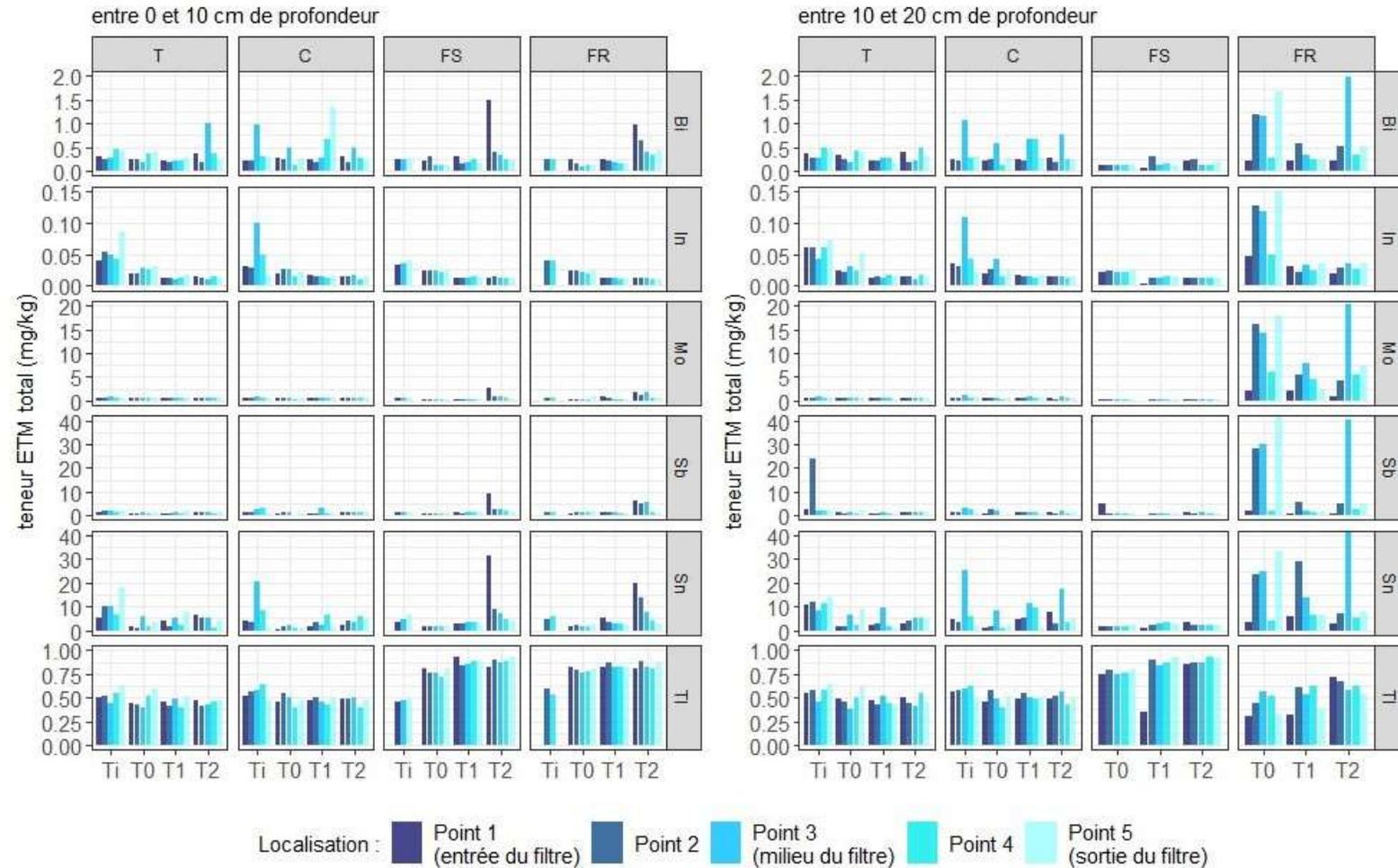


Ti = 2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Annexe 11 : Teneurs des autres ETM dans les sols du site

Evolution de la teneur en éléments trace métallique dans les zones du site



Ti = 2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm - La valeur de 1,7 mg/kg définie par ASPITET n'est pas atteinte ici.

Annexe 12 : Tableau récapitulatif des concentrations en ETM mesurées dans les sols des zones T et C (couche 0-10 cm)

Temps	ETM	zone	point 1	point 2	point 3	point 4	point 5	Temps	ETM	zone	point 1	point 2	point 3	point 4	point 5		
T1	Cd	T	0,348	0,322	0,337	0,437	0,502	T0	Cd	T	0,272	0,333	0,248	0,391	0,489		
		C	0,27	0,255	0,343	0,306	0,296			C	0,319	0,293	0,29	0,125	0,263		
	Co	T	3,72	3,91	3,54	4,4	5,07		Co	T	2,96	3,39	2,34	3,78	4,19		
		C	3,68	4,05	6,69	5,17	3,66			C	3,28	3,79	4,02	2,18	3,47		
	Cr	T	22	22	17,5	27,4	30,1		Cr	T	17,34	18,41	12,72	25,09	28,07		
		C	20,7	23,2	30,6	30,4	18,6			C	19,26	25,01	23,05	16,02	19,83		
	Cu	T	16,5	16	16,8	46,8	45,1		Cu	T	12,88	15,40	11,28	41,51	49,89		
		C	13,3	11,4	48,2	20,2	17,1			C	16,58	15,88	23,12	5,72	15,29		
	Ni	T	11,2	10,8	9,67	12,9	14,8		Ni	T	8,81	10,19	7,16	11,91	14,10		
		C	9,78	10,6	18,3	14,1	9,77			C	9,93	11,86	11,65	6,37	9,84		
	Pb	T	79,9	73,8	78,7	159	181		Pb	T	53,31	70,5	55,31	141,6	185		
		C	59,3	47,9	127	85,3	72,7			C	98,47	53,34	81,55	28,31	56,41		
	Zn	T	90,7	96,9	82,2	180	191		Zn	T	71,73	84,26	59,35	151,51	170,66		
		C	74,1	65,9	196	96,1	80,2			C	78,25	76,20	92,38	33,60	70,45		
	T1	Cd	T	0,411	0,322	0,312	0,311		0,427	T2	Cd	T	0,315	0,317	0,299	0,308	0,339
			C	0,315	0,251	0,284	0,227		0,312			C	0,322	0,275	0,338	0,258	0,262
Co		T	3,47	4,36	3,38	4,10	5,08	Co	T		3,65	4,20	3,42	3,97	3,84		
		C	4,42	3,95	4,44	3,37	5,16		C		4,03	3,43	4,69	2,85	3,98		
Cr		T	18,36	19,91	14,43	17,44	27,16	Cr	T		19,95	18,73	15,60	19,94	18,29		
		C	23,04	20,47	20,98	17,58	24,07		C		20,99	18,76	21,32	14,75	18,94		
Cu		T	11,37	14,80	12,20	13,49	26,16	Cu	T		14,33	12,83	12,89	15,70	18,11		
		C	16,03	11,05	17,01	11,95	34,05		C		17,34	10,21	27,78	10,56	12,86		
Ni		T	9,15	10,89	8,65	10,40	13,01	Ni	T		10,06	10,98	9,01	10,04	10,15		
		C	11,97	10,87	11,66	9,13	13,05		C		11,01	9,82	13,40	7,89	10,24		
Pb		T	46,32	59,68	67,38	60,93	91,37	Pb	T		61,15	60,65	67,50	64,30	89,21		
		C	62,15	43,95	60,46	48,17	70,93		C		63,10	46,94	87,88	49,24	53,08		
Zn		T	66,45	81,33	68,91	68,47	119,54	Zn	T		75,73	69,94	73,47	75,18	86,26		
		C	80,14	65,10	78,74	63,81	93,39		C		76,05	66,02	102,95	56,25	65,03		

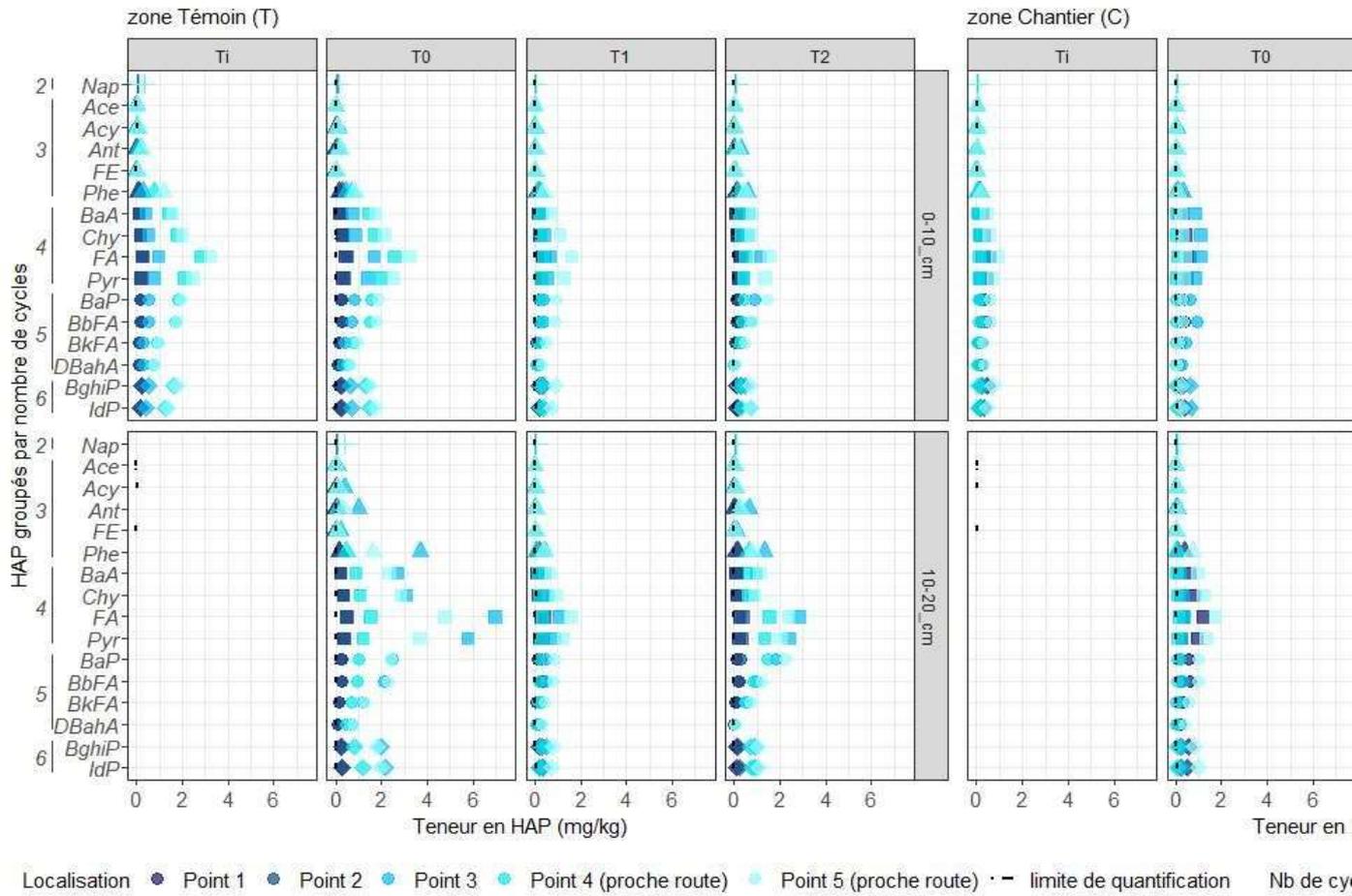
Pour chaque ETM, les 2 plus hautes valeurs relevées sur tout le site sont affichées en rouge.

Annexe 13 : Table des abréviations et nombre de cycles des HAP analysés

Nom HAP	Abréviation	Nombre de cycles
Acénaphène	Ace	3
Acénaphylène	Acy	3
Anthracène	Ant	3
Benzo(a)anthracène	BaA	4
Benzo(a)pyrène	BaP	5
Benzo(b)fluoranthène	BbFA	5
Benzo(ghi)pérylène	BghiP	5
Benzo(k)fluoranthène	BkFA	5
Chrysène	Chy	4
Dibenzo(ah)anthracène	DBahA	5
Fluoranthène	FA	4
Fluorène	FE	3
Indéno(123,cd)pyrène	IdP	3
Naphtalène	Nap	2
Phénanthrène	Phe	3
Pyrène	Pyr	4

Annexe 14 : Teneurs en HAP dans les sols des zones T et C

Teneur en hydrocarbures aromatiques polycycliques autour du filtre

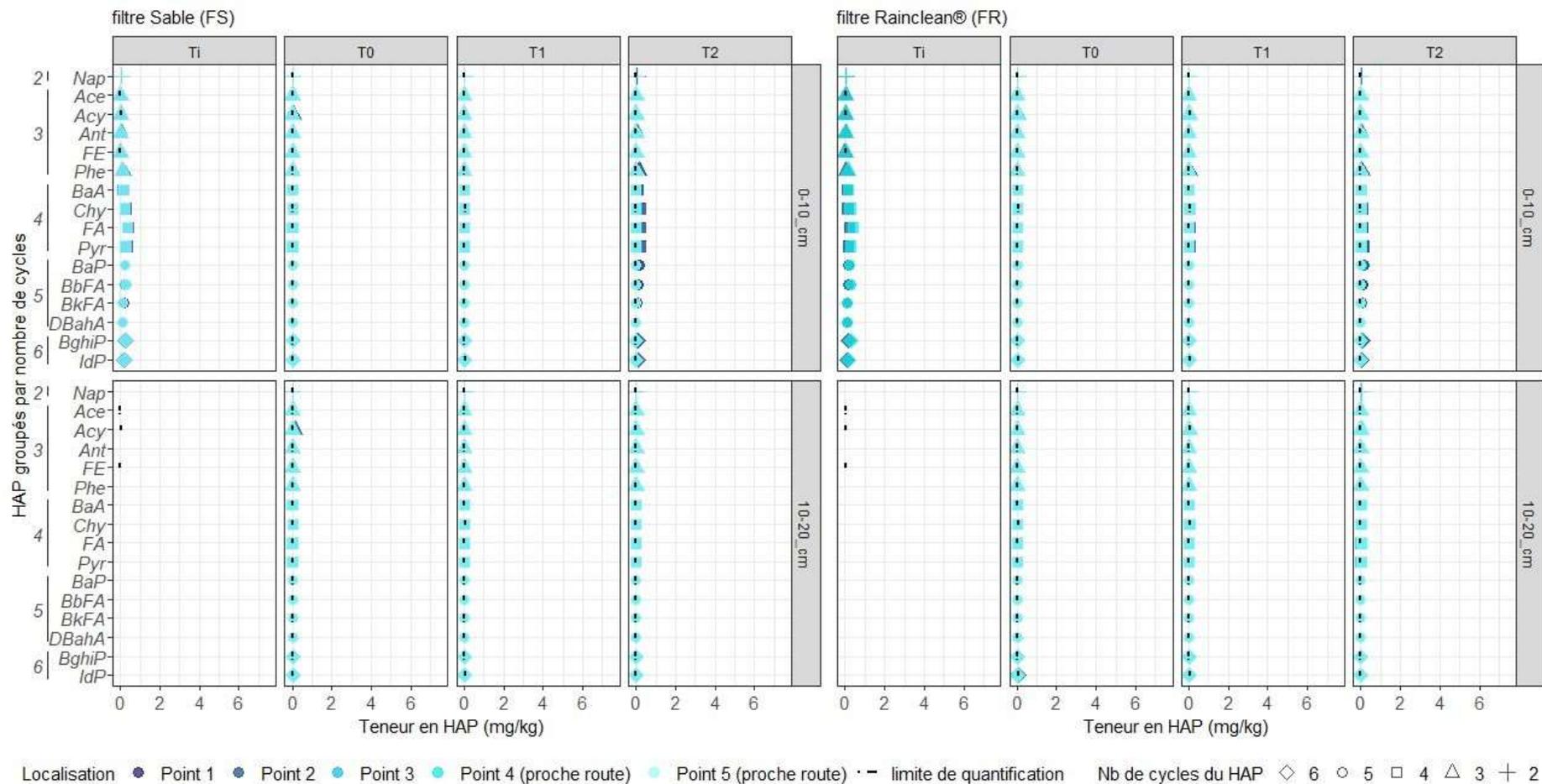


T1 = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

4 temps : T1, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Annexe 15 : Teneurs en HAP dans le milieu filtrant

Teneur en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le filtre

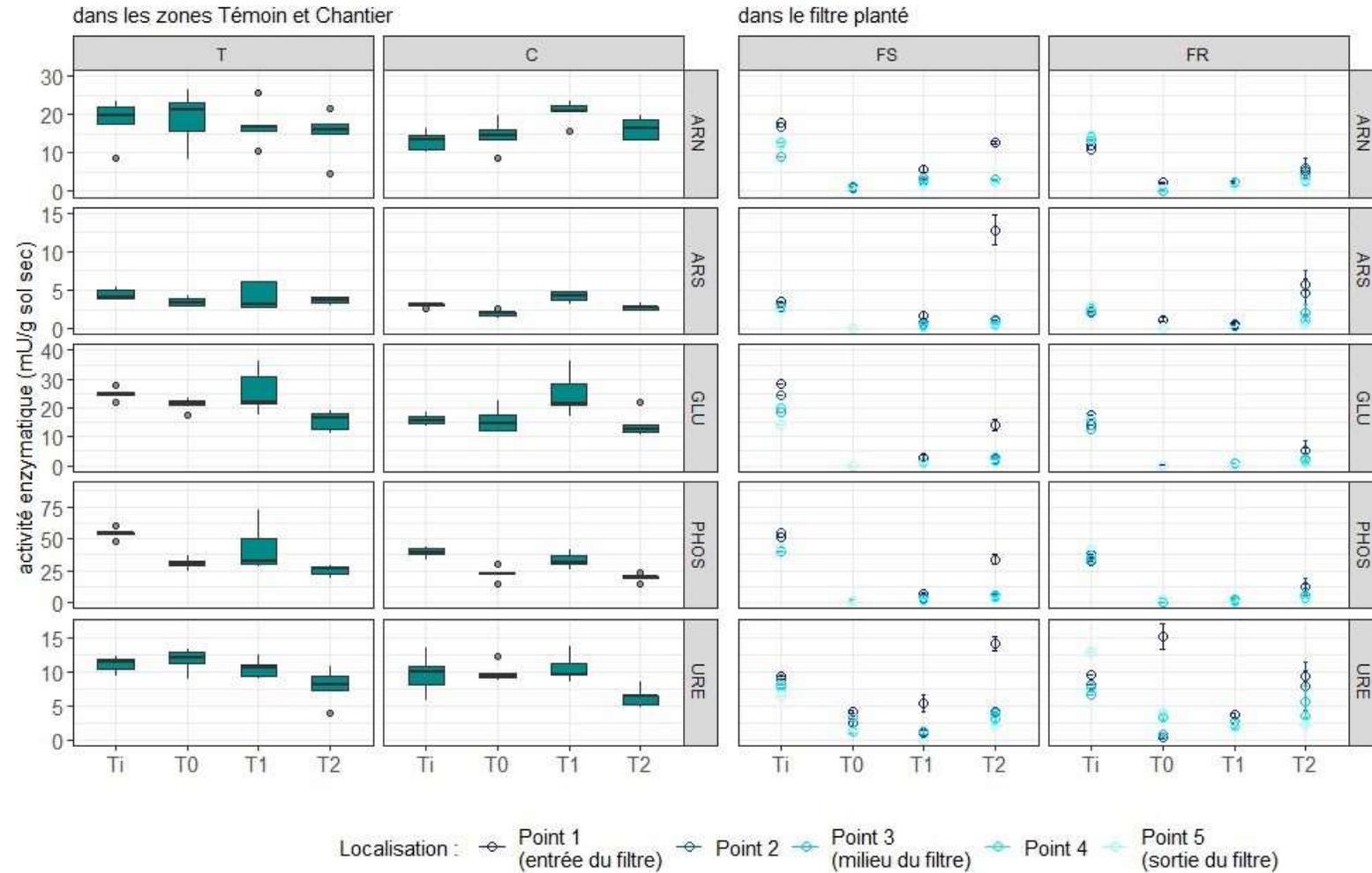


Ti = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

Annexe 16 : Activités enzymatiques entre 0 et 10 cm

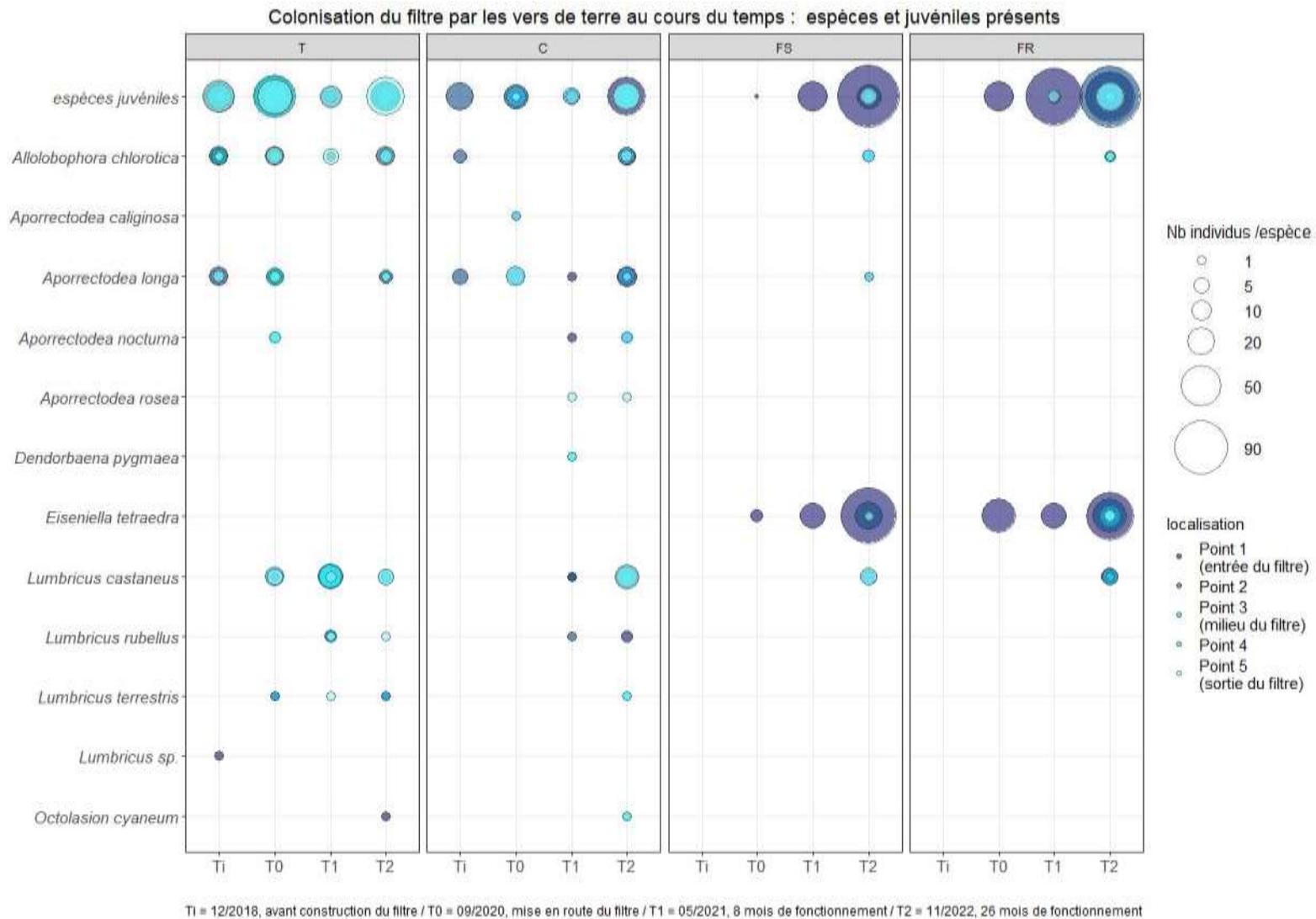
Evolution temporelle des activités enzymatiques moyennes des sols du site entre 0 et 10 cm de profondeur



Ti = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; profondeur : 10-20 cm ; ARN = arylamidase ; ARS = arylsulfatase ; GLU = β -glucosidase ; PHOS = phosphatase ; URE = uréase

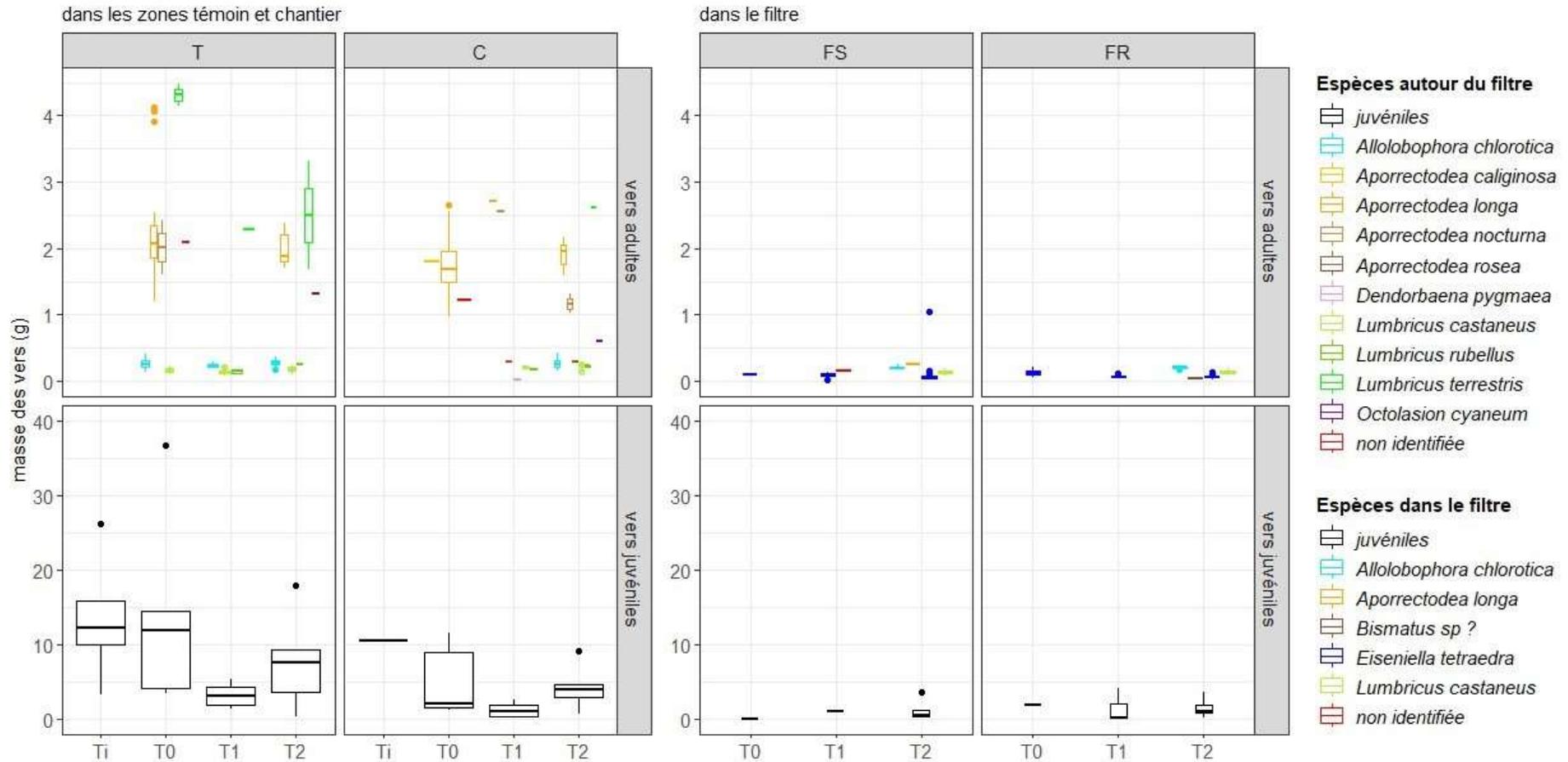
Annexe 17 : Nombre d'individus et espèces de vers de terre présents dans les sols du site



4 temps : T1, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures

Annexe 18 : Masse des vers de terre présents dans les sols du site

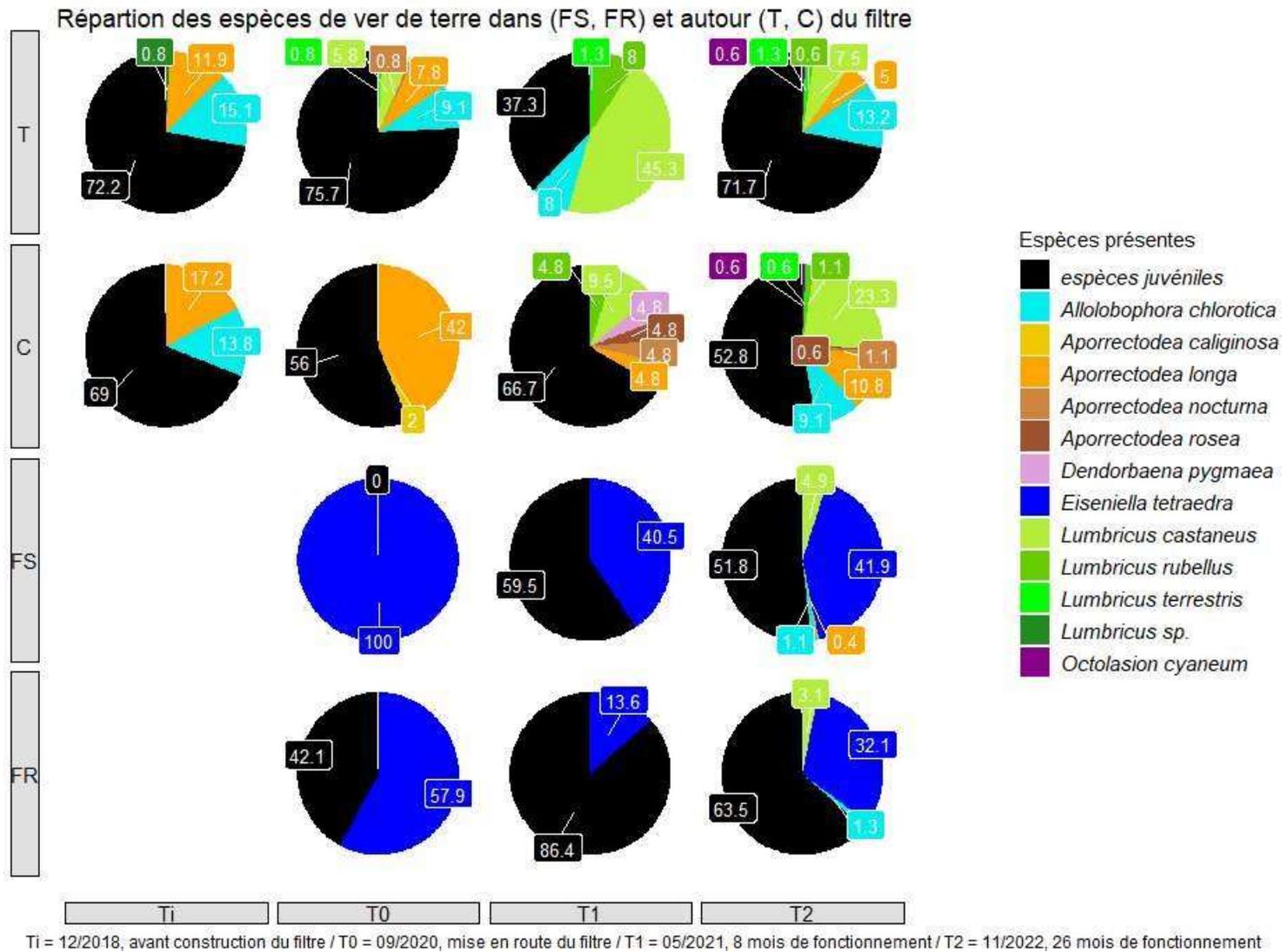
Evolution temporelle de la masse des vers de terre au cours du temps : espèces juvéniles et présentes



Ti = 2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures (n = 5)

Annexe 19 : Répartition des espèces de vers de terre présents dans les sols du site



4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures

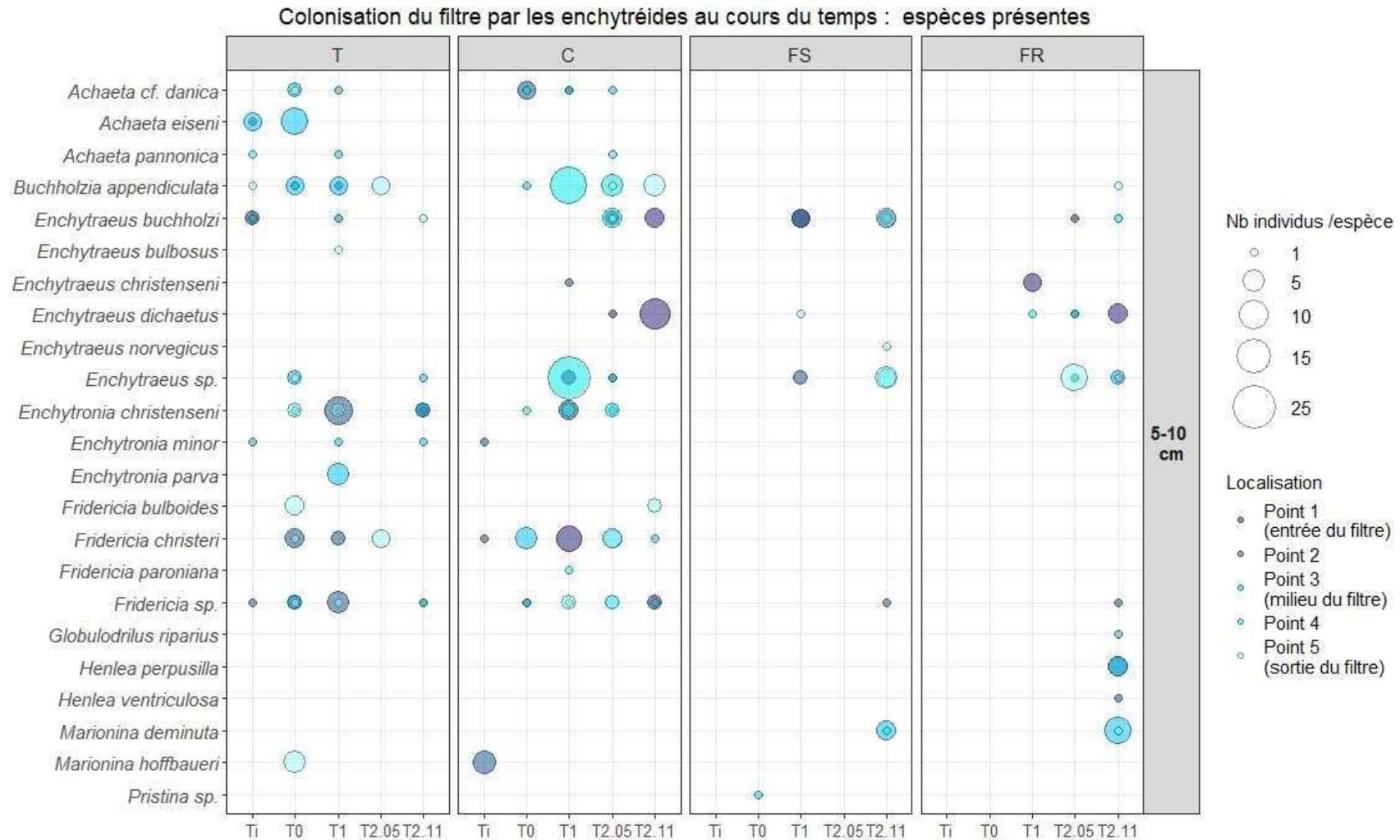
Annexe 20-A : Nombre d'individus et espèces d'enchytréides présents dans les 5 premiers centimètres des sols du site



Ti = 12/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022 et 11/2022, 20 et 26 mois de fonctionnement

4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; profondeur : 0-2 cm

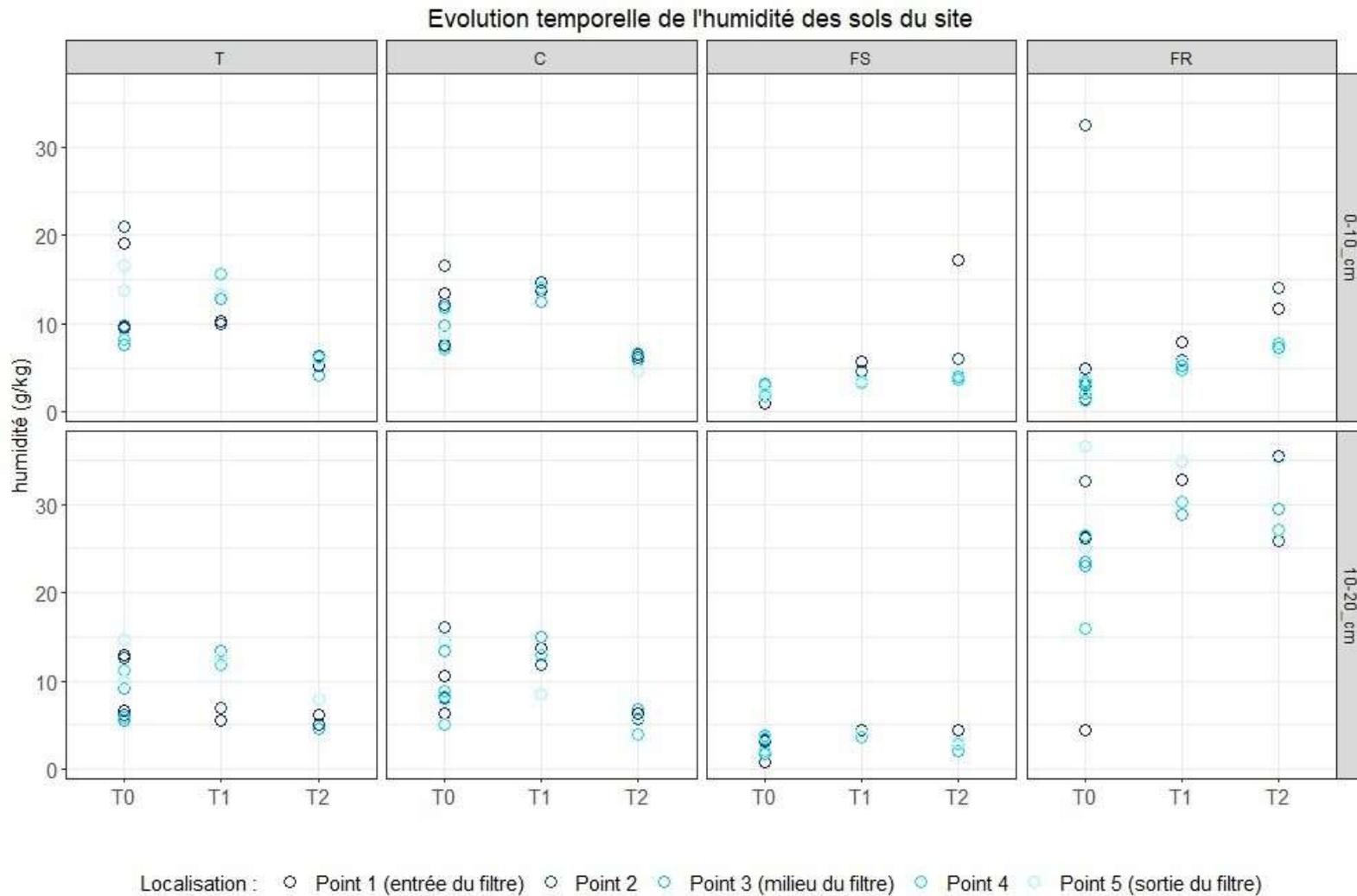
Annexe 20-B : Nombre d'individus et espèces d'enchytréides présents entre 5 et 10 centimètres dans les sols du site



Ti = 12/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022 et 11/2022, 20 et 26 mois de fonctionnement

4 temps : Ti, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; profondeur : 0-3 cm

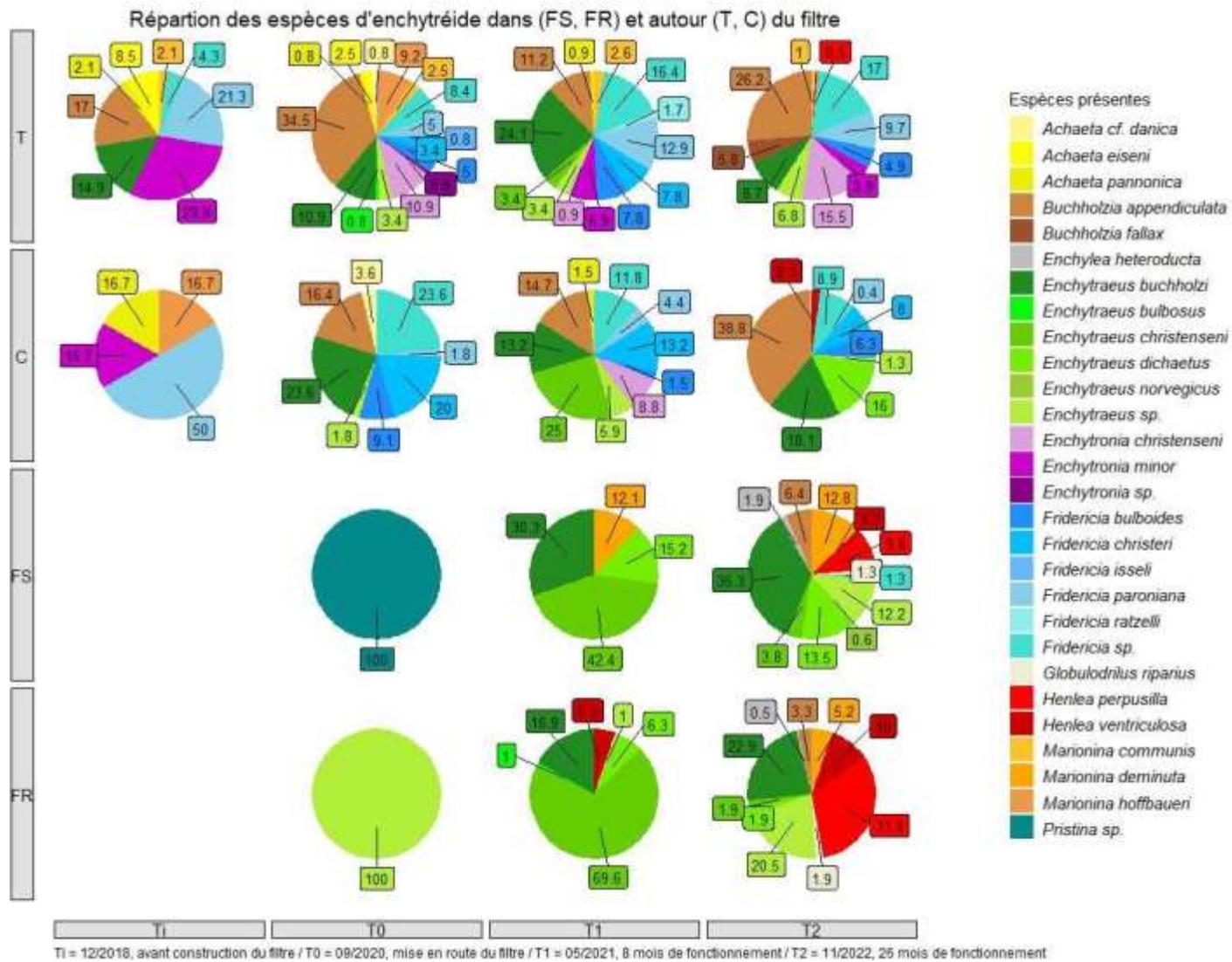
Annexe 21 : Humidité dans les sols du site – mesures effectuées lors de l’analyse enzymatique



Ti = 2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

3 temps : T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; 2 profondeurs : 0-10 cm et 10-20 cm

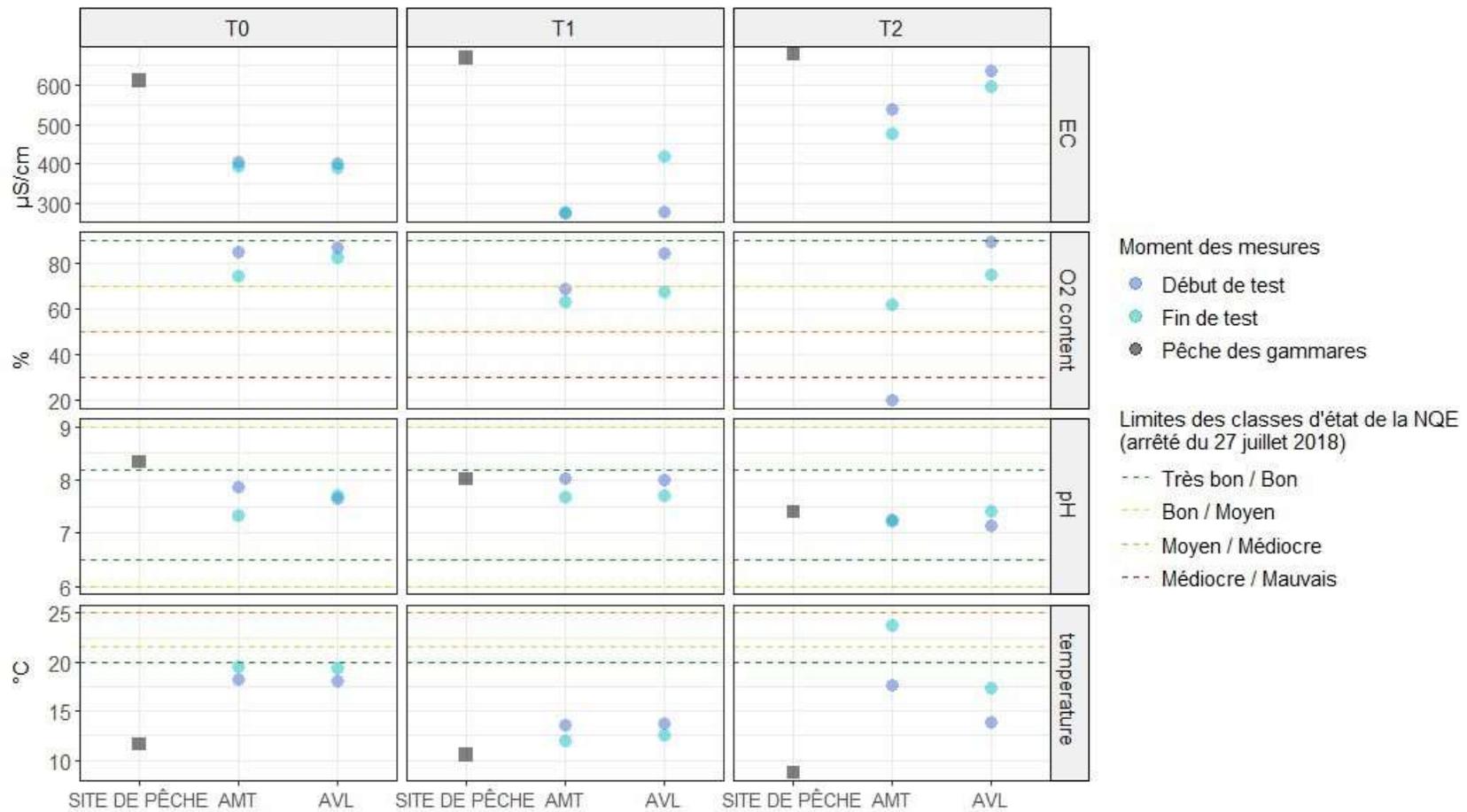
Annexe 22 : Répartition des espèces d'enchytréides présents dans les sols du site



4 temps : T1, T0, T1 et T2 ; 5 points de mesures ; profondeur : 0-5 cm

Annexe 23 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de la rivière Saint James

Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de la rivière Saint-James en amont (AMT) et aval (AVL) du rejet du filtre, en comparaison avec celles du site de pêche

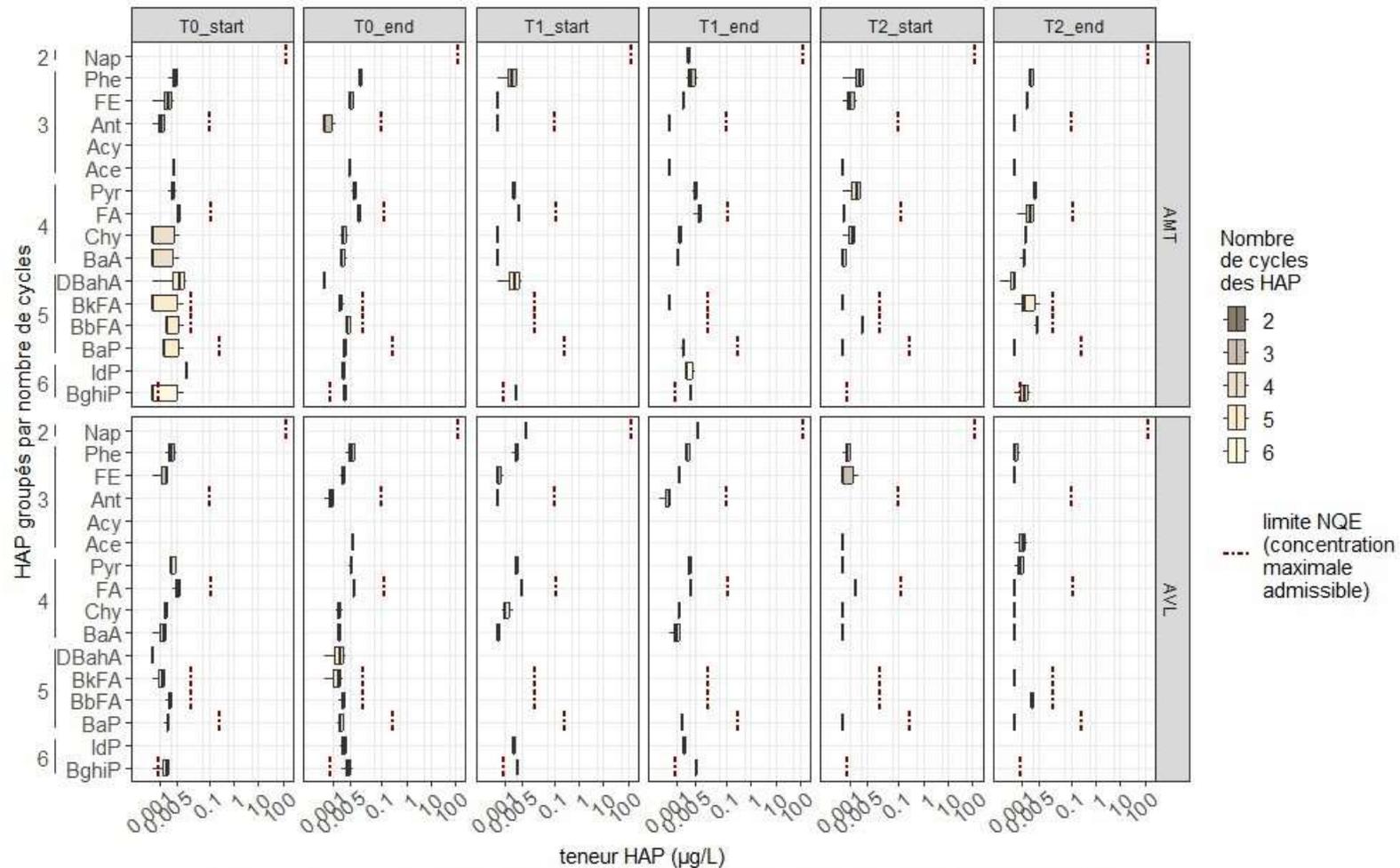


T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

3 temps : T0, T1 et T2 ; 2 points de mesures

Annexe 24 : Teneur en HAP dans l'eau de la rivière Saint James

Teneurs en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'eau de la rivière St James
 comparaison entre amont (AMT) et aval (AVL) du rejet d'eau filtrée



T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement / T2 = 05/2022, 20 mois de fonctionnement

n = 3 ; 3 temps : T0, T1 et T2 ; 2 points de mesures

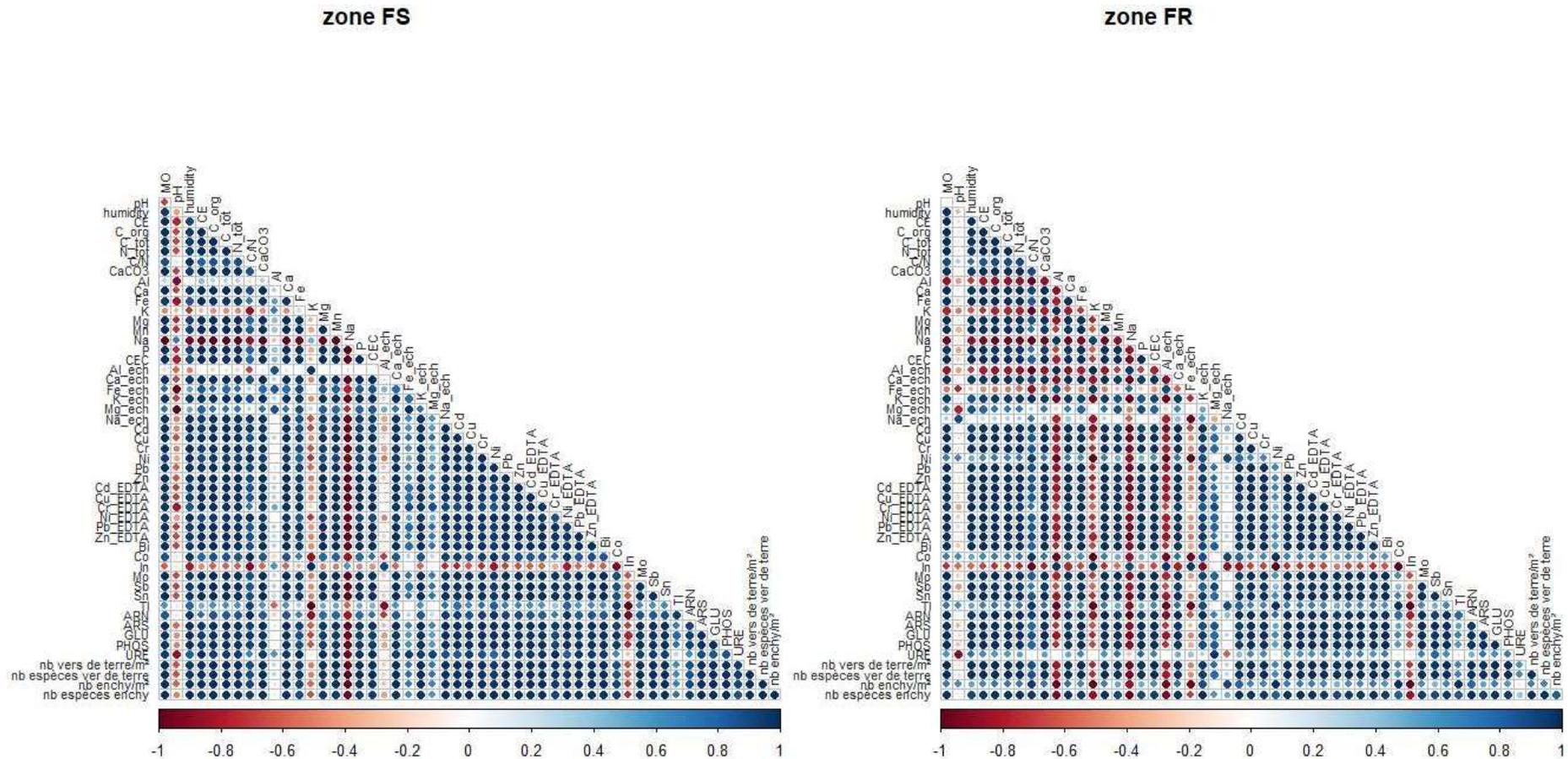
Annexe 25 : Mesures complémentaires de température et taux d'oxygène dissout dans l'eau de la rivière Saint James autour du point de rejet

Localisation des points de mesures de la physico-chimie de l'eau de la rivière aux alentours du rejet d'eau filtrée à T2



Point 4	Point 3	Point 2	Point 1	Moment des mesures	Paramètre mesuré
13,8	n.d	n.d	17,7	Début de test	Température (°C)
17,3	14,1	16,9	22,7	Fin de test	
89	87	79	18	Début de test	Teneur en oxygène dissous (%)
75	89	79	54	Fin de test	

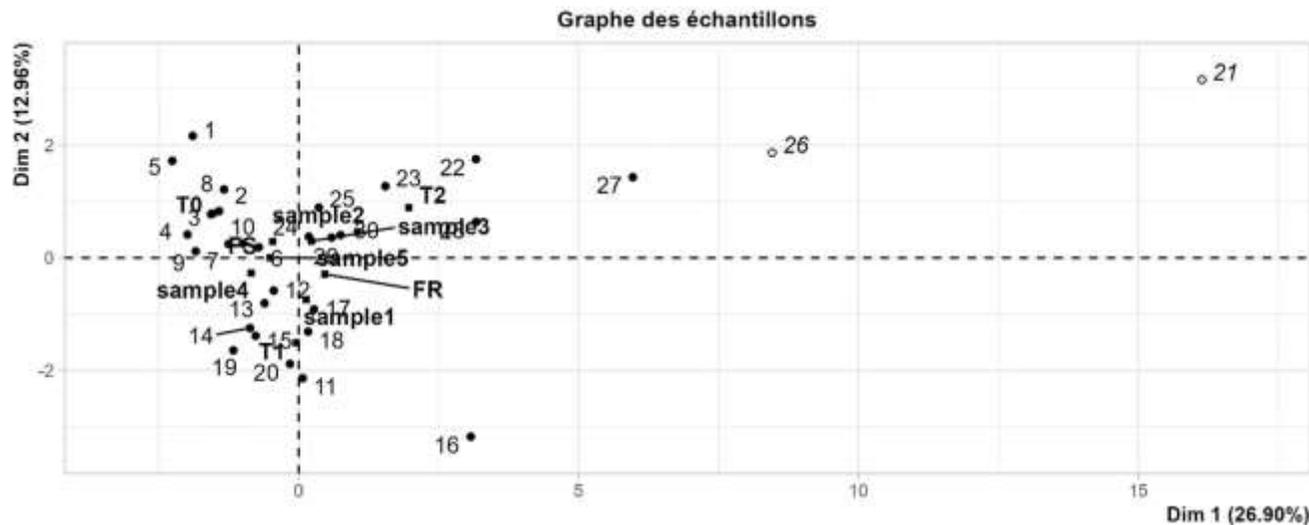
Annexe 26 : Matrices de corrélations des paramètres mesurés dans le filtre pendant l'action C.2.3



Rouge foncé : les paramètres sont anti-corrélé / Bleu foncé : les paramètres sont corrélés / clair : les paramètres ne sont pas corrélés

(CE = conductivité électrique du sol ; C_org = carbone organique ; C_tot = carbone total ; N_tot = azote total ; C/N = ratio carbone sur azote ; CaCO3 = carbonates ; CEC = capacité d'échange cationique du sol ; élément_ech = stocké réversiblement dans le sol ; métal_EDTA = partie mobilisable ; ARN, ARS, GLU, PHOS, URE = enzymes du sol)

Annexe 27-A : Représentation graphique des échantillons après analyse factorielle multiple : points analysés



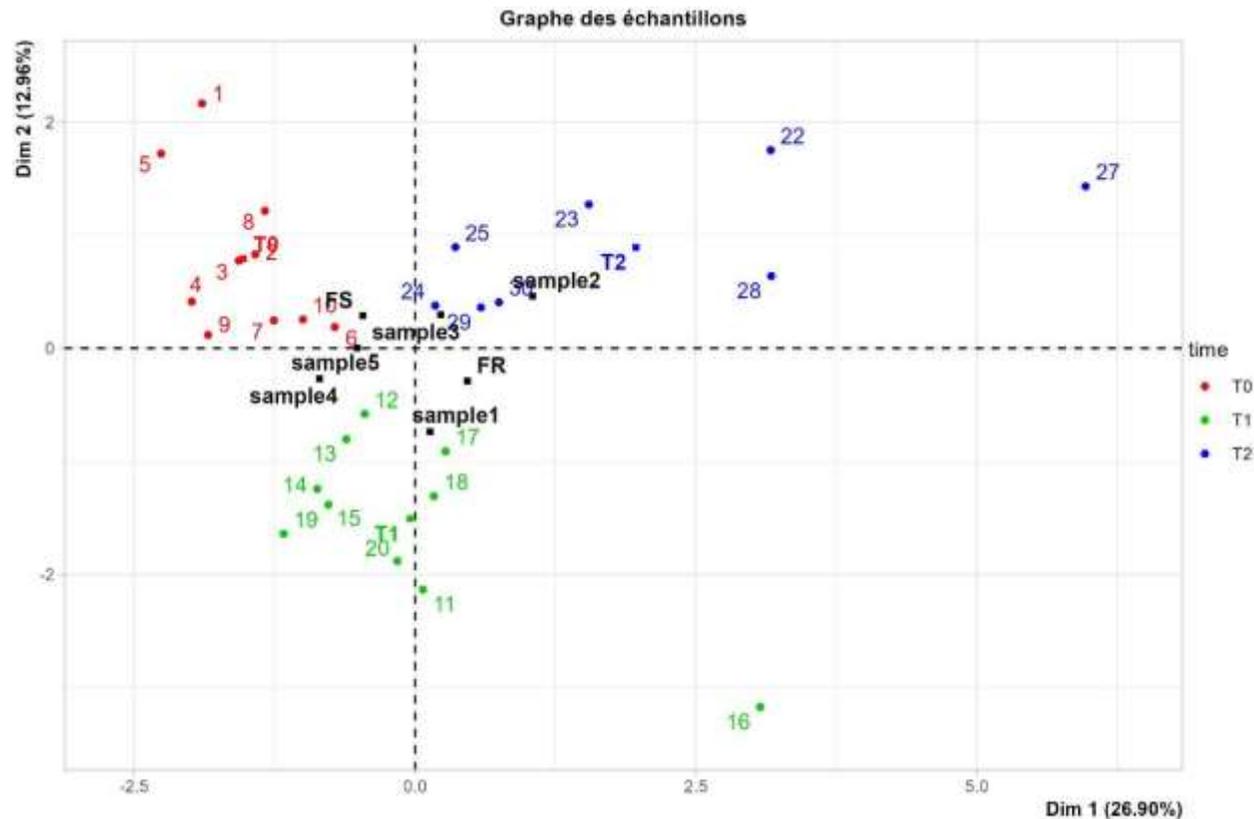
Les échantillons n°21 et n°26 (ronds blancs sur le graphe) sont très fortement éloignés des autres points. Ils correspondent respectivement aux points 1 des zones FS et FR à T2 et n'ont pas été pris en compte dans l'analyse factorielle multiple du fait de l'impact très fort du remblai sur les valeurs des paramètres étudiés.

Les points 1 et 5 ainsi que 16, 22 et 27 se détache du nuage de points formés par l'ensemble des échantillons.

Echantillon	Temps	Zone	Localisation	Echantillon	Temps	Zone	Localisation	Echantillon	Temps	Zone	Localisation
1	T0	FS	point 1	11	T1	FS	point 1	21	T2	FS	point 1
2	T0	FS	point 2	12	T1	FS	point 2	22	T2	FS	point 2
3	T0	FS	point 3	13	T1	FS	point 3	23	T2	FS	point 3
4	T0	FS	point 4	14	T1	FS	point 4	24	T2	FS	point 4
5	T0	FS	point 5	15	T1	FS	point 5	25	T2	FS	point 5
6	T0	FR	point 1	16	T1	FR	point 1	26	T2	FR	point 1
7	T0	FR	point 2	17	T1	FR	point 2	27	T2	FR	point 2
8	T0	FR	point 3	18	T1	FR	point 3	28	T2	FR	point 3
9	T0	FR	point 4	19	T1	FR	point 4	29	T2	FR	point 4
10	T0	FR	point 5	20	T1	FR	point 5	30	T2	FR	point 5

⇒ Chaque graphe des échantillons est à interpréter en relation du cercle des variables et corrélations donnée en Annexe 27-E, page 84.

Annexe 27-B : Représentation graphique des échantillons après analyse factorielle multiple : campagnes d'échantillonnage

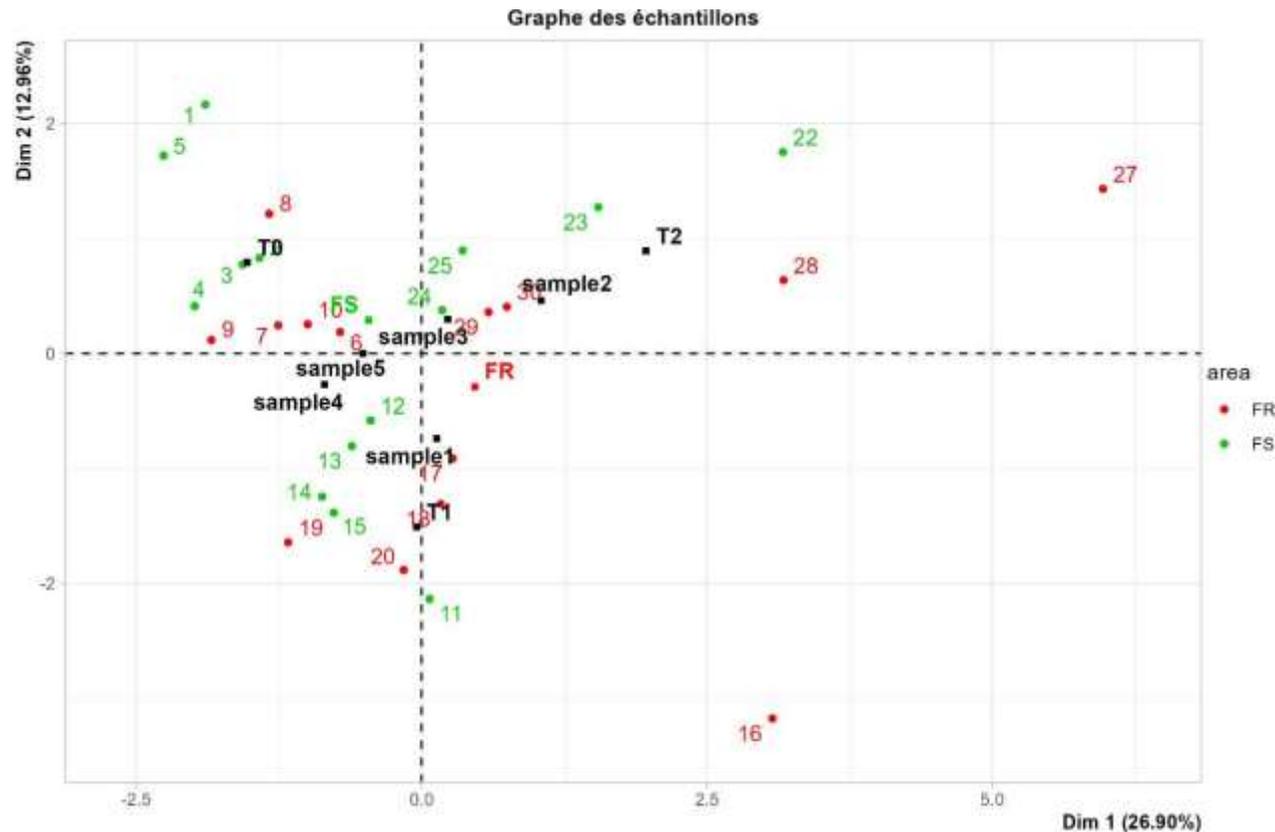


Les représentations des échantillons moyens sur le plan semblent se décaler vers la droite avec le temps. Les variables induisant cet effet sont en lien avec la faune du sol ainsi que les propriétés physico-chimiques, pH exclu. A T1 les points semblent avoir également été décalés vers le bas supposant une influence prépondérante du pH (voir cercle des variables en Annexe 26-E), cohérente avec l'observation de valeurs plus importantes de pH à T1 qu'à T0 et T2 (Figure 9, page 20).

Une plus grande dispersion entre les points est observée à T2, montrant que pour cette campagne, les échantillons sont plus différenciés entre eux que lors des campagnes précédentes.

3 temps : T0 = 09/2020, mise en fonctionnement du filtre, T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement et T2 = 05/2022 20, mois de fonctionnement ;
 5 points de mesures dans chaque zone : FS et FR – les points 21 et 26 sont exclus de l'analyse (voir Annexe 27-A page 80)

Annexe 27-C : Représentation graphique des échantillons après analyse factorielle multiple : zones du filtre

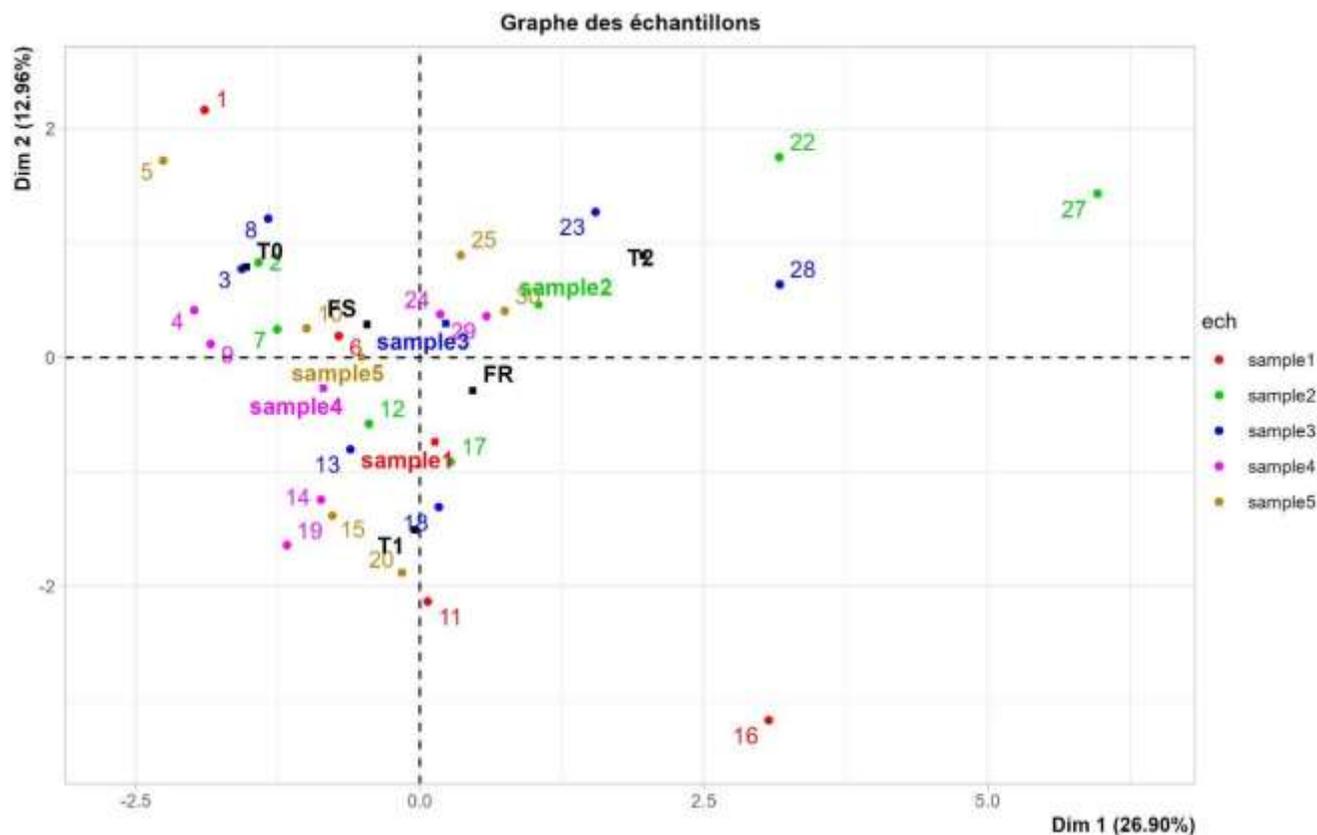


Les points les plus à gauche semblent se situer dans la zone FS tandis que la zone FR est constituée des points plus à droite.

Pour une campagne donnée, en lien avec l'Annexe 26-B (page 81), les points correspondant à la zone FR sont systématiquement plus bas et plus à droite que les points appartenant à la zone FS. Il y aurait donc une influence plus marquée des variables sur les échantillons de la zone FR en comparaison avec ceux de la zone FS.

5 points de mesures dans les 2 zones : FS et FR ; 3 temps : T0, T1 et T2 – les points 21 et 26 sont exclus de l'analyse (voir Annexe 27-A page 80)

Annexe 27-D : Représentation graphique des échantillons après analyse factorielle multiple : points d'échantillonnage

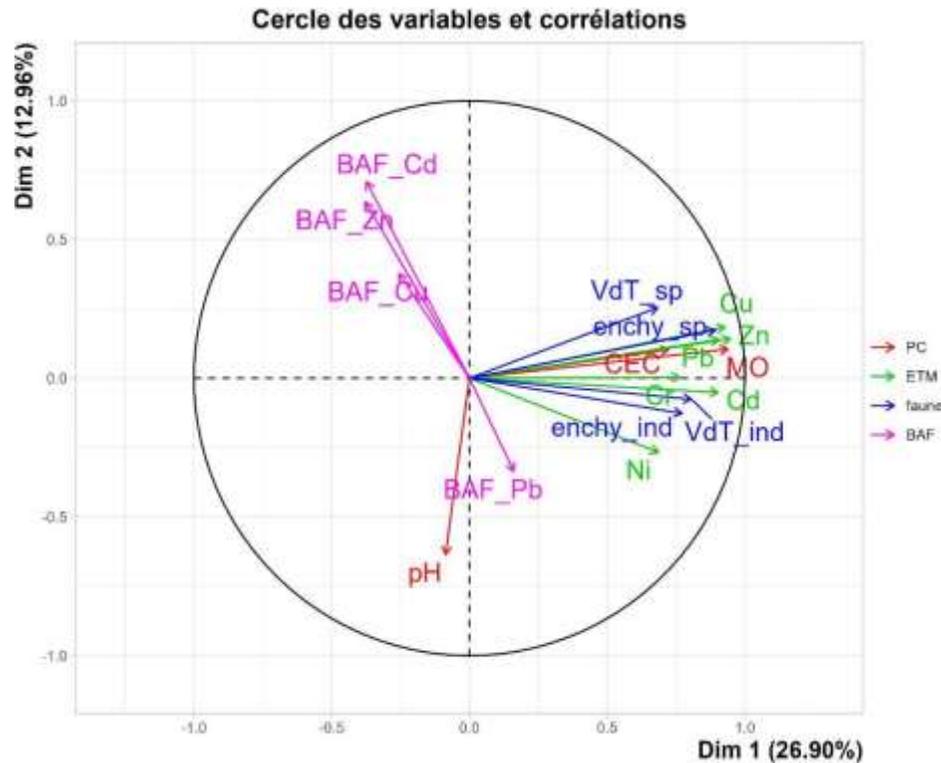


Il ne semble pas y avoir de différence entre les points 4 et 5 (respectivement en rose et marron), qui par ailleurs semblent peu affectés par la dimension temporelle (Annexe 26-B, page 81). En revanche, les points 1 (en rouge) semblent très fortement subir l'effet « temps » relatif aux différentes campagnes d'échantillonnage, tout comme les points 2 et 3 (en vert et bleu respectivement). Pour ces derniers points, cette remarque est particulièrement vérifiée pour la campagne T2.

Pour la campagne T1, la variable pH semble être davantage un facteur de différenciation des 3 premiers points que les autres variables considérées (Annexe 26-E, page 84).

5 points de mesures : sample 1, sample 2, sample 3, sample 4 et sample 5 dans chaque zone : FS et FR ; 3 temps : T0, T1 et T2 – les points 21 et 26 sont exclus de l'analyse (voir Annexe 27-A page 80)

Annexe 27-E : Représentation graphique des échantillons après analyse factorielle multiple : corrélations de variables



Dans le groupe de variables relatives aux propriétés physico-chimiques (PC), les variables matière organique (MO) et capacité d'échange cationique (CEC) sont corrélées entre elles et anti-corrélées avec la variable de pH. Les variables représentant les teneurs en cuivre (Cu), en zinc (Zn) et en cadmium (Cd), en plomb (Pb) sont corrélées tandis que le nickel (Ni) semble se comporter légèrement différemment.

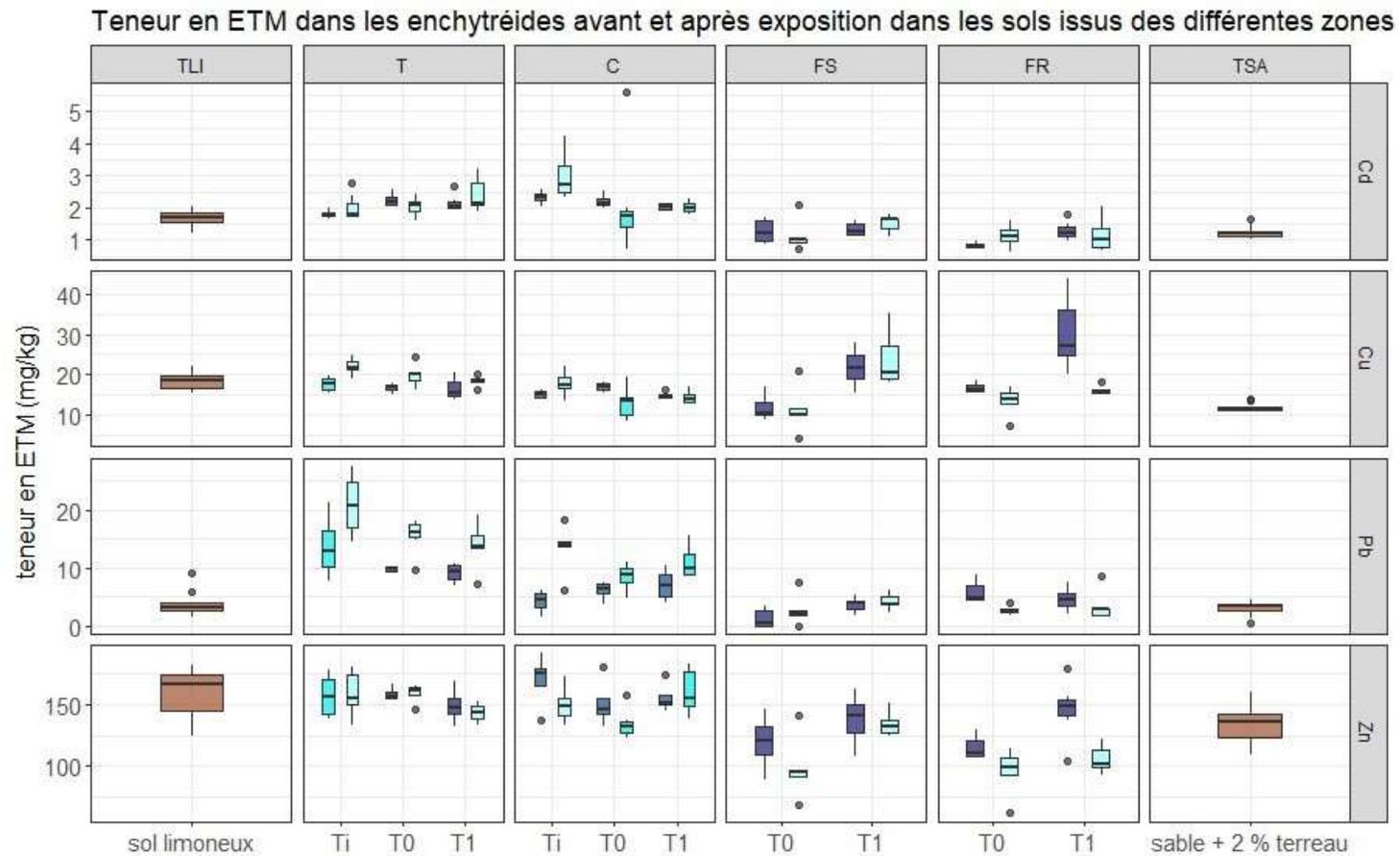
Il n'y a pas de corrélation entre ce groupe de variable et le groupe de variables relatives aux facteurs de bioaccumulation (BAF) pour les enchytréides. En revanche, tous les BAF sont corrélés entre eux, excepté celui du plomb qui n'est pas suffisamment bien projeté dans cette représentation en 2 dimensions et donc non exploitable.

La variable pH aura tendance à séparer les échantillons sur l'axe vertical, tandis que les variables MO et CEC différencient essentiellement les échantillons situés à gauche de ceux situés à droite sur le graphique. C'est également le cas des variables des groupes ETM (en vert) et faune (en bleu) dans une moindre mesure.

Annexe 28 : Teneurs en contaminants des substrats sableux et limoneux utilisées lors des études en laboratoire

Contaminants	Phe	FA	BaP	Cu	Cd
Teneurs dans le substrat (mg/kg)	15	20	5	80	3,5

Annexe 29 : Test écotoxicologique : teneur en ETM au sein des enchytréides dans les différents substrats



Localisation : ■ Sols de référence ■ Point 1 (entrée du filtre) ■ Point 2 ■ Point 4 ■ Point 5 (sortie du filtre)

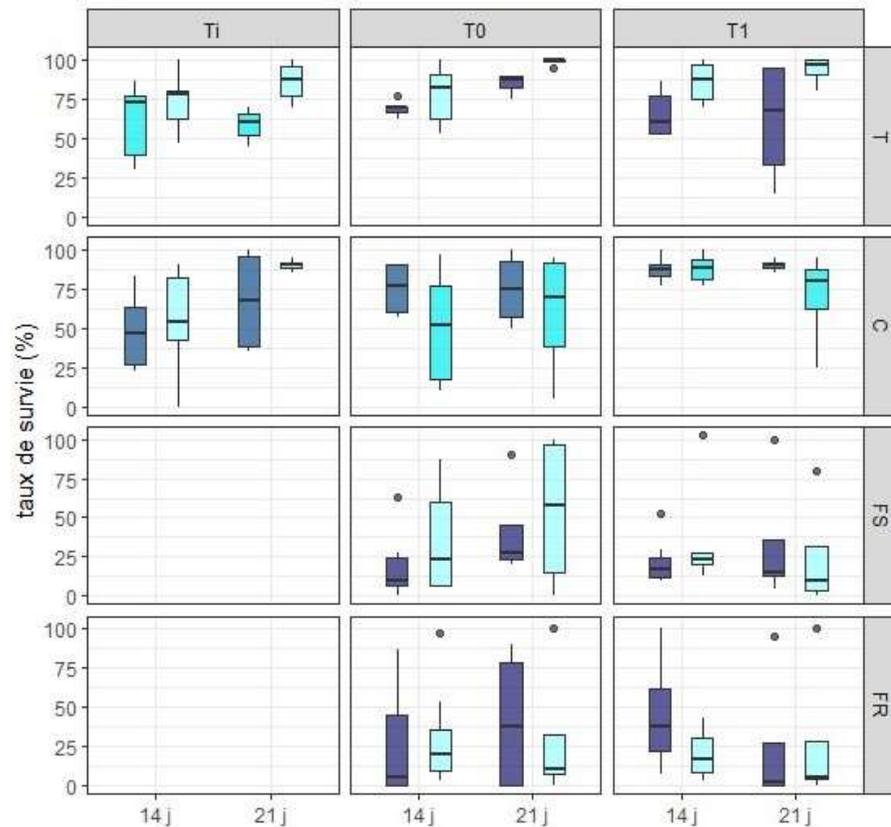
Ti = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement

3 temps : Ti, T0 et T1 ; 5 points de mesures ; profondeur : 0-10 cm

Annexe 30 : Test écotoxicologique : survie des enchytréides dans les différents substrats

Ecotoxicologie : test de survie des enchytréides en laboratoire

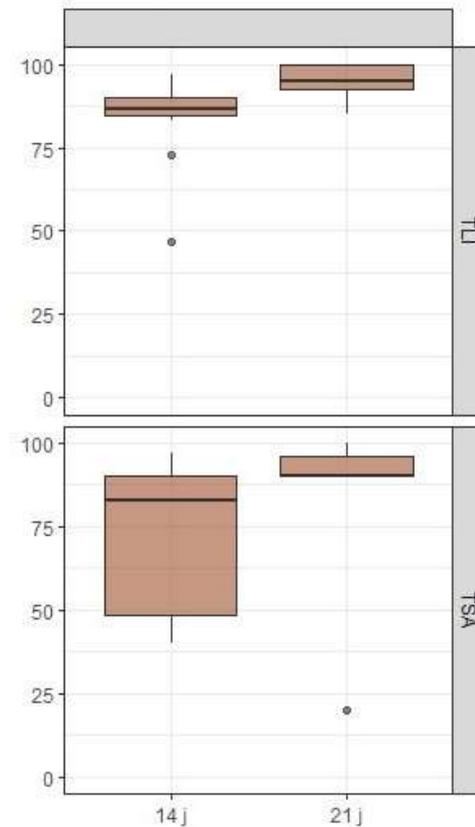
dans les sols du site (T, C) et le filtre (FS, FR)



Localisation : Point 1 (entrée du filtre) Point 2 Point 4 Point 5 (sortie du filtre)

Ti = 07/2018, avant construction du filtre / T0 = 09/2020, mise en route du filtre / T1 = 05/2021, 8 mois de fonctionnement

dans des sols non contaminés (témoin)



Une grande variabilité dans le taux de survie a été observé au sein des sols du site.

Les enchytréides ont tendance à mieux survivre dans les sols des zones T et C (survie autour de 75 % en moyenne) que dans le filtre où seulement 25 % en moyenne des individus introduits sont encore en vie après 14 ou 21 jours d'exposition.

Taux de survie d'enchytréides à 14 et 21 jours dans les sols du site comparés à ceux dans un sol limoneux (TLI) et dans du sable additionné de 2 % de terreau (TSA).