



URGC
Unité de Recherche en Génie Civil



"Quantification du rôle du compartiment biologique dans le devenir des sédiments liés aux rejets pluviaux urbains en bassin d'infiltration "

RAPPORT FINAL

Décembre 2006

F. MERMILLOD-BLONDIN, G. NOGARO, J. GIBERT

UMR-CNRS 5023 Ecologie des Hydrosystèmes Fluviaux, Equipe HBES
Université Claude Bernard Lyon I, Campus de la Doua, 6 rue Dubois
69622 Villeurbanne cedex.

*SUBVENTION DRAST N° 05 DST 6 006 DU MINISTERE DES TRANSPORTS, DE L'EQUIPEMENT, DU TOURISME, ET DE LA
MER - DIRECTION DE LA RECHERCHE ET DE L'ANIMATION SCIENTIFIQUE ET TECHNIQUE*

Travaux menés dans le cadre de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine



INTRODUCTION

Les recherches sur les rejets urbains de temps de pluie ont montré que les particules en suspension constituent le principal vecteur des polluants (métaux lourds, nutriments et hydrocarbures, Marsalek *et al.*, 1992 ; Chebbo *et al.*, 2003). Ces particules (sédiments) se retrouvent en partie dans les bassins de décantation et infiltration en eaux pluviales où ils vont conduire à deux phénomènes : (1) un colmatage des systèmes d'infiltration par effet mécanique et (2) une pollution des systèmes d'infiltration pouvant conduire en une altération de la qualité des nappes phréatiques sous-jacentes.

Les travaux menés dans le cadre de l'OTHU depuis 5 ans ont démontré que plusieurs groupes d'invertébrés peuvent pulluler dans les systèmes de collecte en eaux pluviales (vers tubificidés, larves de chironomes, micro-crustacés). Par exemple, des densités de vers tubificidés allant jusqu'à 800 individus dans 2 litres d'eau prélevée ont été relevées dans des systèmes d'infiltration en eaux pluviales de l'agglomération lyonnaise (Datry *et al.* 2003a). Or, il a été démontré dans différents milieux que les invertébrés avaient la faculté d'assurer des fonctions d'épuration en interaction avec les micro-organismes (dégradation de la matière organique, recyclage des nutriments) et pouvaient modifier la structure des sédiments (action sur la porosité des sédiments pouvant augmenter la perméabilité du milieu, Datry *et al.* 2003b). L'influence des invertébrés sur le devenir de polluants (contenus dans les sédiments de bassins d'infiltration) et issus des techniques de réinfiltration des eaux pluviales en milieu urbain n'a toutefois jamais été abordée.

Sur la base des travaux menés dans le cadre de l'OTHU, le travail présenté ici s'est prioritairement focalisé sur le fonctionnement d'un système infiltrant impacté par les sédiments urbains du **bassin d'infiltration de l'IUT** (commune de Villeurbanne). Ce choix a été dicté par la très bonne connaissance de ce site en terme de physico-chimie (bonne caractérisation des zones d'accumulations en sédiments urbains, connaissance des teneurs en polluants et matière organique des sédiments urbains) et biologique (distribution et dynamique des invertébrés en fonction des conditions hydrologiques et physico-chimiques). Les études précédentes (thèse de Thibault DATRY) ont ainsi permis de démontrer que :

- ce bassin d'infiltration présentait un colmatage en sub-surface (plusieurs dizaines de cm sous la surface du lit d'infiltration) lié à l'accumulation de sédiments urbains (arrivés avec les eaux pluviales)
- les sédiments urbains étaient une source en différents composés organiques (carbone organique

dissous) et nutriments (ammonium, phosphate) pour l'eau circulant dans le système

- les sédiments urbains étaient fortement colonisés par des invertébrés capables de modifier la structure des sédiments urbains par création de galeries (Figure 1).

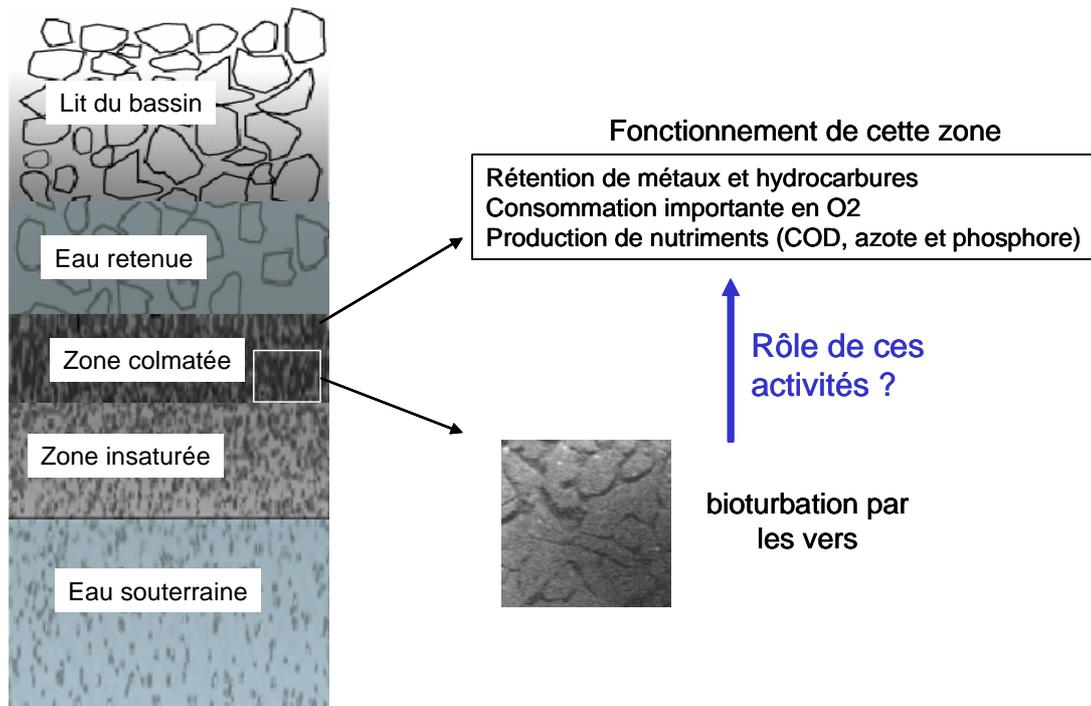


Figure 1: Fonctionnement du bassin d'infiltration de l'IUT – Bioturbation par les vers tubificidés

Etant donné cette connaissance des sédiments urbains de l'IUT et des peuplements associés à ces sédiments, les travaux présentés ici ont consisté à quantifier l'impact des invertébrés sur le devenir des polluants et sur les processus de dégradation de la matière organique contenue dans les sédiments urbains. Les résultats obtenus ont pour but de déterminer si la gestion des eaux pluviales ne devrait pas profiter d'une optimisation du rôle épurateur des micro- et macro-organismes dans les systèmes de collecte en eaux pluviales afin de préserver la ressource en eau. Pour avoir une quantification précise des processus, cette étude a été menée sur des dispositifs expérimentaux en laboratoire permettant de simuler les processus (colmatage, apports en polluants et matière organique) observés sur le bassin de l'IUT. L'étude avait trois objectifs :

(1) Quantifier les processus se déroulant dans les sédiments et les bilans des transferts de polluants et de nutriments de l'interface eau-sédiment vers les eaux souterraines

(2) Quantifier le rôle joué par les invertébrés (en interaction avec les microorganismes) sur la

minéralisation de la matière organique et le devenir des polluants contenus dans les sédiments urbains

(3) Modéliser l'influence des micro-organismes et des macro-organismes dans le système par utilisation de modèles de transferts

MATERIEL ET METHODES

L'influence des micro- et macro-organismes sur le fonctionnement du système reste difficilement quantifiable à l'échelle de l'ouvrage car beaucoup de facteurs (qualité des sédiments, oxygénation, taux de polluants –métaux, hydrocarbures-) sont susceptibles de co-varier avec la présence des micro- et macro-organismes. Afin de pallier à ces différents problèmes, une approche expérimentale sur pilotes de laboratoire a été développée. Cette approche a consisté en la reconstitution de l'interface eau-sédiment dans des colonnes en PVC remplies d'un sédiment hétérogène traversé par un flux d'eau (Figure 2). Cette approche permet de contrôler finement les flux hydriques qui sont une composante essentielle des processus biogéochimiques en milieu sédimentaire. Des apports de sédiments (sur une hauteur de 2 cm dans cette étude) de différentes natures peuvent ainsi être effectués et la faune introduite dans les systèmes expérimentaux est aussi facilement contrôlée. Les différentes conditions expérimentales (Figure 3) ont été testées en triplicat (3 unités expérimentales par condition). Trois « types » de sédiments présentant une granulométrie qui colmate le milieu (correspondant aux sédiments urbains) mais des charges en polluants et/ou matière organique différentes ont été utilisés dans les systèmes : sédiment urbain (pollution métallique et organique avec 5-6 % de carbone organique particulaire), sédiment sain (non « pollué » avec 1-2 % de carbone organique particulaire) et sédiment organique (pollution organique avec 6-7 % de carbone organique particulaire). L'utilisation de ces trois matrices a permis de quantifier l'influence des sédiments urbains sur le fonctionnement biogéochimique du système. L'importance des invertébrés a été mesurée dans ces 3 conditions expérimentales en testant 3 modalités : absence de faune (témoin), avec des oligochètes tubificidés et avec des larves de chironomes. L'utilisation de ces deux taxons a pour but de comparer l'influence de différents modes d'action des invertébrés sur les processus se déroulant dans les systèmes d'infiltration.

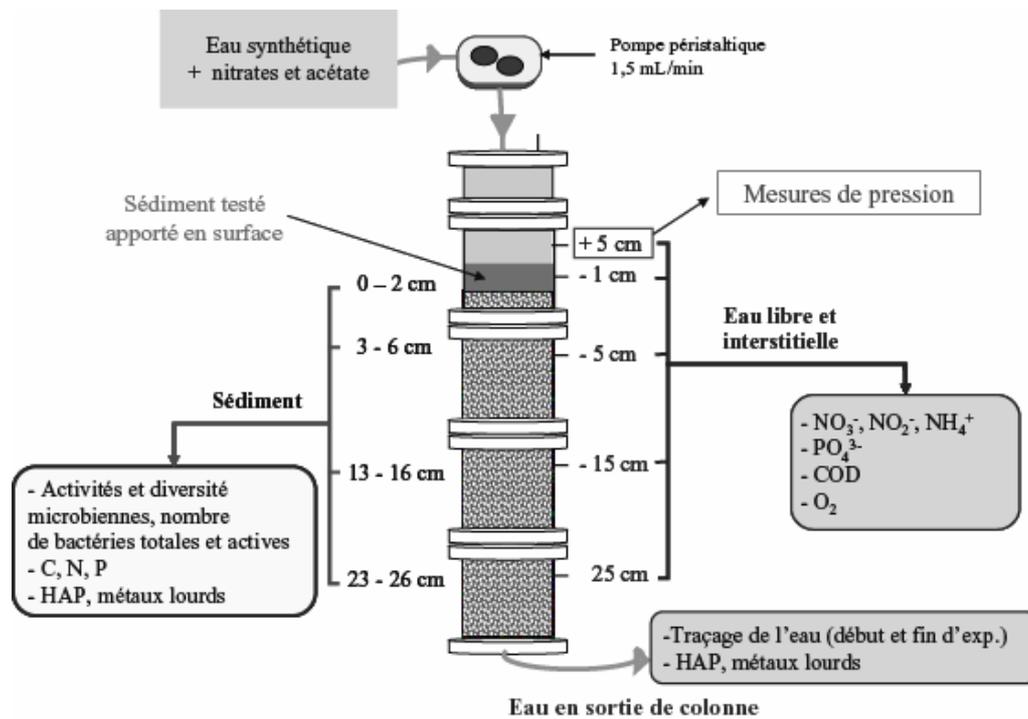


Figure 2 : Schéma du dispositif expérimental utilisé et de la plupart des mesures effectuées (l'analyse du remaniement sédimentaire par les invertébrés n'est pas indiquée)

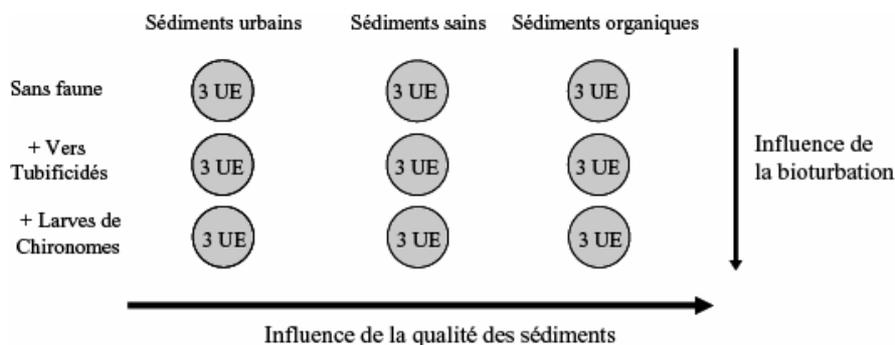


Figure 3 : Protocole expérimental (UE = unité expérimentale)

L'impact des invertébrés dans le système est évalué en effectuant des mesures physico-chimiques et microbiologiques (Annexe 1) à plusieurs profondeurs (à +5 cm dans l'eau libre et à -1 cm, -5 cm, -15 cm et -25 cm dans les sédiments sous l'interface) et dates (avant introduction de la faune - J-4, J-1, J0 - et après introduction de la faune - J2, J3, J6, J8, J10, J13, J14, J20, J21) dans les systèmes expérimentaux. Des mesures de composés chimiques traduisant les processus biogéochimiques (O_2 , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , carbone organique dissous), de polluants métalliques (Pb, Zn, Cd, Cr) et d'hydrocarbures (HAP), de pression (témoignant du colmatage), de bilans en azote, phosphore et carbone organique dans les sédiments, de l'activité microbienne (nombres de bactéries totales et

actives, profils métaboliques et activités potentielles des communautés microbiennes), du remaniement sédimentaire induit par les invertébrés (luminophores) et des transferts hydriques (traçages au bromure) ont été effectuées dans les différentes conditions expérimentales (Figure 3).

RESULTATS OBTENUS

1) Quantification des processus se déroulant dans les sédiments et bilans des transferts de polluants et de nutriments de l'interface eau-sédiment vers les eaux souterraines

Les caractéristiques des trois sédiments testés sont présentées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Caractéristiques chimiques des sédiments utilisés dans les expériences

	Sédiments urbains	Sédiments organiques	Sédiments "sains"
N, P et C (g, Kg⁻¹ de sed sec)			
MOP	70,0 ± 5,3	85,0 ± 2,6	20,3 ± 5,1
COP	55,6 ± 1,6	37,8 ± 6,1	14,9 ± 6,1
NP	2,93 ± 0,47	1,1 ± 0,2	0,7 ± 0,2
PP	1,11 ± 0,15	0,41 ± 0,01	0,35 ± 0,02
C / N	19,17	34,36	21,28
C / P	50,54	92,19	45,57
Métaux lourds (mg, Kg⁻¹ de sed sec)			
Cadmium	2,8 ± 0,3	< LQ	< LQ
Cuivre	113,3 ± 14,2	< LQ	< LQ
Plomb	265,3 ± 9,2	< LQ	< LQ
Zinc	77,0 ± 2,6	< LQ	< LQ
HAP (mg, Kg⁻¹ de sed sec)			
Acenaphthene	0,26 ± 0,07	< LQ	< LQ
Anthracene	0,31 ± 0,09	< LQ	< LQ
Benzo (a) anthracene	1,09 ± 0,23	< LQ	< LQ
Benzo (a) pyrene	0,97 ± 0,19	< LQ	< LQ
Benzo (b) fluoranthene	0,82 ± 0,14	< LQ	< LQ
Benzo (k) fluoranthene	0,44 ± 0,09	< LQ	< LQ
Benzo (ghi) perylene	0,84 ± 0,12	< LQ	< LQ
Chrysene	1,22 ± 0,26	< LQ	< LQ
Dibenzo (a,b) anthracene	0,18 ± 0,03	< LQ	< LQ
Fluoranthene	2,54 ± 0,59	< LQ	< LQ
Fluorene	0,29 ± 0,06	< LQ	< LQ
Indeno (1,2,3 cd) pyrene	0,47 ± 0,08	< LQ	< LQ
Naphtalene	0,14 ± 0,03	< LQ	< LQ
Phenanthrene	1,78 ± 0,47	< LQ	< LQ
Pyrene	1,82 ± 0,39	< LQ	< LQ
2-méthyl naphtalene	< LQ	< LQ	< LQ
2-méthyl fluoranthene	< LQ	< LQ	< LQ

Note: MOP, Matière Organique Particulaire ; COP, Carbone Organique Particulaire ; NP, Azote Particulaire ; PP, Phosphore Particulaire; HAP, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques; LQ, Limite de Quantification: LQ_{Cd} = 0,2, LQ_{Cu} = 10, LQ_{Pb} = 10, LQ_{Zn} = 30 et LQ_{HAP} = 0,13.

Les sédiments urbains et organiques présentent de fortes teneurs en matière organique particulaire et en carbone organique particulaire, ces teneurs étant plus de 2,5 fois supérieures à celles mesurées

dans les sédiments sains. Toutefois, les teneurs en azote et phosphore des sédiments urbains sont très caractéristiques car elles sont plus de 2 fois supérieures aux teneurs mesurées dans les deux autres sédiments (naturels). Il en résulte que les taux C/N et C/P servant d'indicateurs de la qualité de la matière organique sont beaucoup plus faibles dans les sédiments urbains par rapport aux sédiments organiques. Cette mesure suppose que la MO des sédiments collectés sur le bassins d'infiltration de l'IUT est beaucoup plus fraîche (et réactive biologiquement) que la MO présente en milieu naturel. De plus, seuls les sédiments du bassin de l'IUT présentent de fortes teneurs en métaux lourds et hydrocarbures aromatiques polycycliques (Tableau 1). Il est aussi à noter que les trois sédiments utilisés présentent des granulométries proches avec des pourcentages de particules inférieures à 100 μm du même ordre : 42-48% pour les sédiments urbains, 45-52% pour les sédiments organiques et 47-54% pour les sédiments sains.

Du fait des teneurs importantes en sédiments fins contenus dans les différents sédiments, une diminution de la conductivité hydraulique a été observée dans tous les traitements en absence de faune (témoins). Pour les sédiments urbains, nous avons noté que le colmatage des colonnes n'était pas immédiat après l'apport de sédiments (apportés au J-5, Figure 4). Le compactage avec le temps de la couche de sédiments urbains (comportant une importante fraction fine entre 10 et 100 μm) et le développement d'un biofilm à sa surface semble pouvoir expliquer ce phénomène.

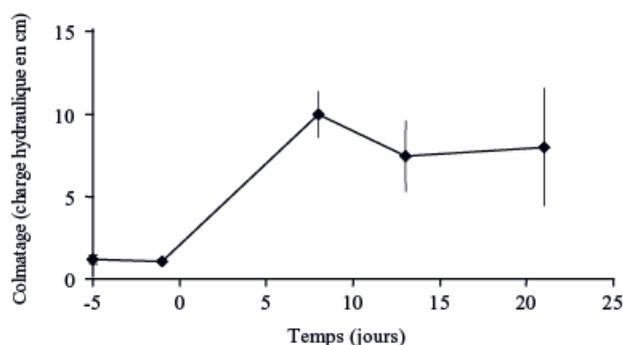


Figure 4 : Evolution du colmatage dans une colonne soumise à un apport en sédiments urbains. Les charges hydrauliques sont exprimées en cm d'eau nécessaire à l'écoulement au débit de 1,5 ml/min.

En terme biogéochimique, l'apport de sédiments urbains produit une décroissance très rapide de l'oxygène avec la profondeur (+ de 50 % de l'oxygène apporté en entrée des colonnes est consommé dans le 1^{er} cm de sédiments). Le même gradient vertical en oxygène dissous est observé avec des sédiments organiques alors que les sédiments sains produisent une baisse plus faible de l'oxygène (Figure 5A). L'effet des sédiments urbains sur l'oxygénation semble donc être lié à leur charge en matière organique qui produit une stimulation de la respiration microbienne dans le

système. Les résultats (Figure 5B) indiquent aussi que l'eau interstitielle se charge en ammonium lors de son transfert dans les colonnes sédimentaires. La production en ammonium est plus forte dans les sédiments organiques et les sédiments urbains en comparaison avec les sédiments sains. La matière organique contenue dans les sédiments urbains est donc minéralisée en conditions de faible oxygénation et constitue une source en ammonium pour le système sédimentaire. Les mêmes résultats sont observés pour les concentrations en carbone organique dissous : les sédiments urbains et les sédiments organiques étant caractérisés par de fortes teneurs en carbone organique particulaire, ils sont une source en carbone organique dissous pour l'eau percolant à travers le système poreux (résultats des relargages mesurés dans le Tableau 2). Au contraire des autres sédiments, les sédiments urbains sont une source en orthophosphates pour le milieu (Tableau 2). Ce résultat peut être mis en relation avec les fortes teneurs en phosphore particulaire mesuré dans ces sédiments en comparaison avec les deux autres matrices (Tableau 1).

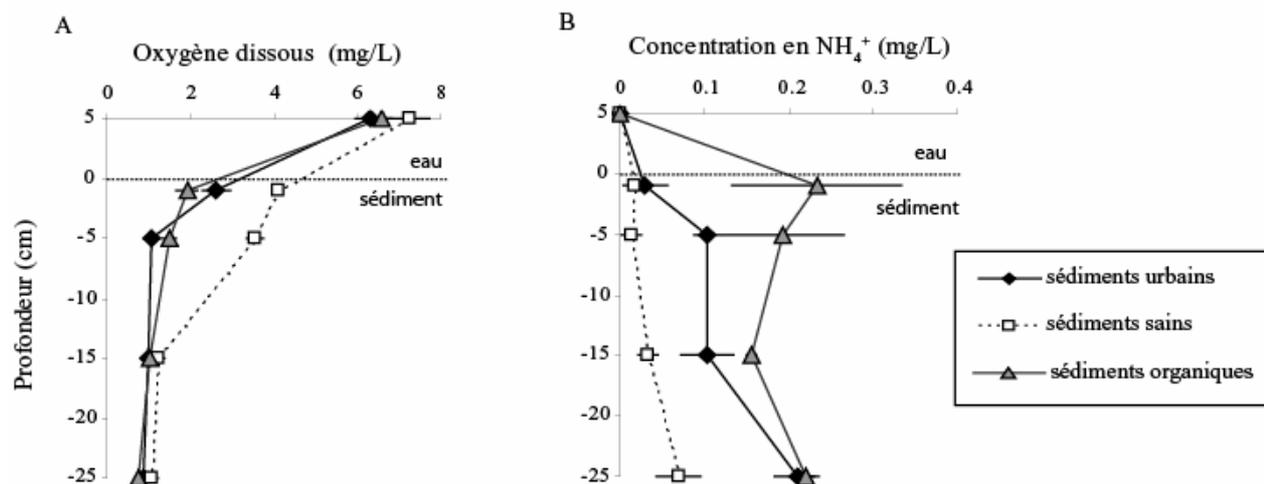


Figure 5 : Impact des trois sédiments testés sur (A) l'oxygénation des sédiments et (B) les profils en ammonium au J14 (Jour 14) des expériences

Tableau 2 : Estimation des taux moyens de relargage en ammonium, carbone organique dissous (COD) et orthophosphates mesurés pour les trois traitements sédimentaires durant les 20 jours d'expérimentation.

	Séd. urbains	Séd. organiques	Séd. sains
Relargage de NH_4^+ (mg / (jour.m ²))	52,9 ± 5,8	62,0 ± 1,1	13,8 ± 2,1
Relargage de COD (g / (jour.m ²))	1,66 ± 0,20	2,03 ± 0,28	0,38 ± 0,02
Relargage de PO_4^{3-} (mg / (jour.m ²))	240,8 ± 21,7	29,3 ± 2,5	5,1 ± 1,1

Au contraire des nutriments (N, C et P) qui sont fortement remis en solution et transférés vers les couches profondes de la colonne sédimentaire, un très faible relargage de métaux lourds ou d'hydrocarbures aromatiques polycycliques a été mesuré dans l'eau interstitielle en sortie des colonnes impactées par des sédiments urbains (concentrations des différents polluants présentées sur le Tableau 3). Quel que soit le composé étudié, il est à noter que le temps d'expérimentation n'était sans doute pas suffisant pour voir un abattement significatif des teneurs en C, N, P, hydrocarbure et métaux lourds dans les sédiments (Tableau 1 pour les analyses de début d'expérimentation + Annexes 2, 3 et 4 pour les analyses de fin d'expérimentation).

Tableau 3 : Concentrations en métaux lourds et hydrocarbures aromatiques polycycliques mesurés en sortie de colonne (après percolation) avec les sédiments pour 3 dates et pour les 3 traitements faunistiques.

	Jour 1			Jour 8			Jour 15		
	Témoin	Tubificidés	Chironomes	Témoin	Tubificidés	Chironomes	Témoin	Tubificidés	Chironomes
Métaux lourds (µg, L⁻¹)									
Cadmium	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cuivre	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Plomb	17,3 ± 1,5	13,3 ± 3,1	14,3 ± 1,5	18,0 ± 4,4	21,7 ± 2,5	17,3 ± 5,9	15,0 ± 4,4	13,3 ± 4,2	16,5 ± 0,7
Zinc	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
HAP (ng, L⁻¹)									
Acenaphtene	14,3 ± 2,1	15,0 ± 13,2	16,0 ± 5,3	17,0 ± 2,0	19,3 ± 3,5	17,7 ± 2,1	16,3 ± 2,1	16,0 ± 1,0	14,7 ± 1,5
Anthracene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Benzo (a) anthracene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Benzo (a) pyrene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Benzo (b) fluoranthene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Benzo (k) fluoranthene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Benzo (ghi) perylene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Chrysene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Dibenzo (a,b) anthracene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Fluoranthene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Fluorene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Indeno (1,2,3 cd) pyrene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Naphtalene	59,0 ± 30,1	87,3 ± 78,2	123,3 ± 155,0	60,7 ± 9,0	64,0 ± 9,6	60,0 ± 4,6	65,7 ± 5,8	57,3 ± 9,0	54,3 ± 16,9
Phenanthrene	11 ± 1,7	14,7 ± 1,2	12,3 ± 3,2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Pyrene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
2-méthyl naphtalene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
2-méthyl fluoranthene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Note: HAP, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques; LQ, Limite de Quantification: LQ_{C4} = 4,6, LQ_{C1} = 1,05, LQ_{Pe} = 3,26, LQ_{Zn} = 0,327 et LQ_{Pb} = 10.

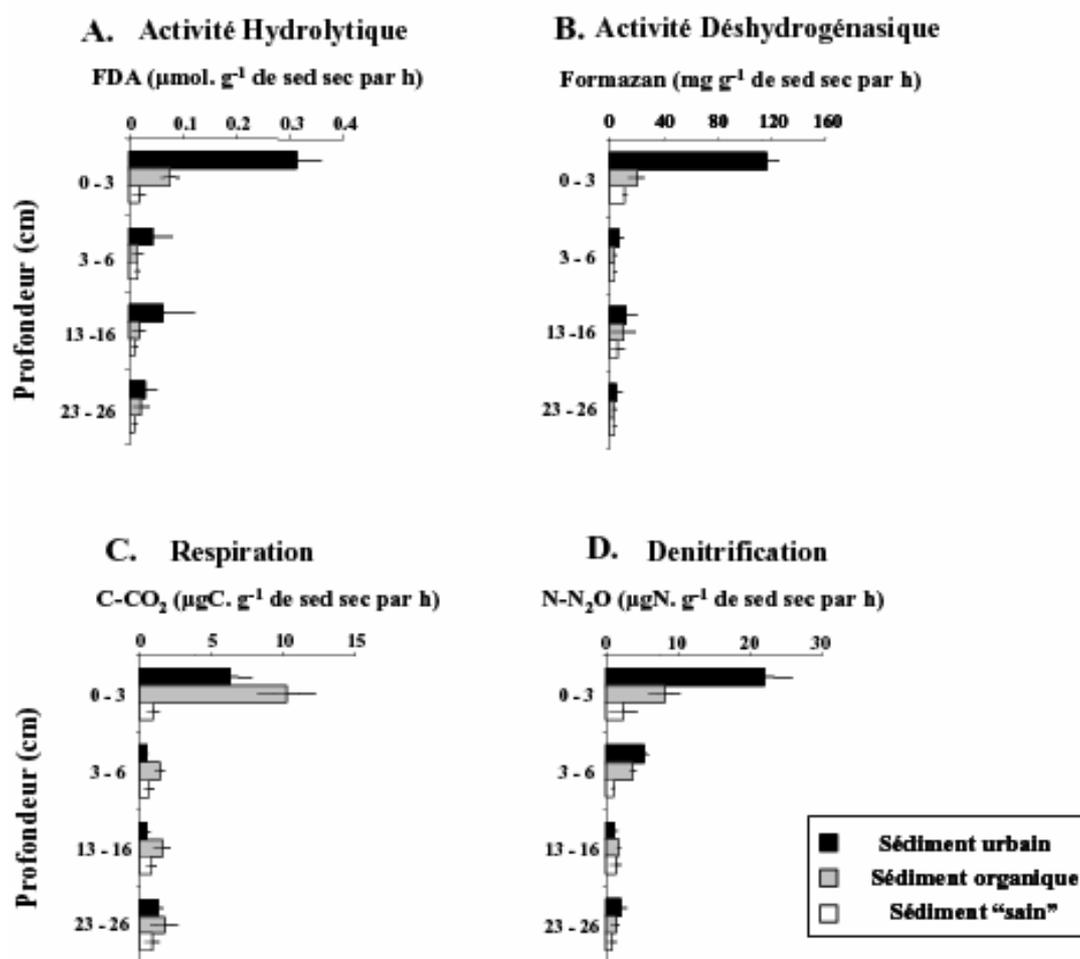


Figure 6 : Activités potentielles de micro-organismes mesurées sur des échantillons de sédiments collectés à la fin des expérimentations : (A) activité hydrolytique, (B) Activité déshydrogénasique, (C) respiration potentielle aérobie et (D) dénitrification potentielle

Les activités microbiologiques mesurées sur les échantillons obtenus à la fin des expérimentations (Figure 6) sont en accord avec les processus biogéochimiques (gradients en oxygène dissous, relargages en nutriments) mesurés dans les colonnes. Les activités microbiologiques sont les plus fortes dans la première couche de sédiments (0-3 cm) pour les deux traitements présentant de fortes concentrations en matière organique particulaire. Au contraire, cet effet est moins marqué avec le sédiment sain peu organique dont l'activité biologique diffère moins des activités mesurées sur les couches plus profondes des colonnes. Les résultats indiquent aussi clairement que, pour l'activité hydrolytique, l'activité déshydrogénasique et la dénitrification potentielle (Figure 6ABD), les sédiments urbains (couche 0-3 cm) présentent une plus forte activité biologique que les deux autres sédiments.

(2) Quantification du rôle joué par les invertébrés (en interaction avec les microorganismes) sur la minéralisation de la matière organique et le devenir des polluants contenus dans les sédiments urbains

D'un point de vue physique, l'activité des invertébrés dans les trois types de sédiments (de même granulométrie) ne produit pas les mêmes effets sur le colmatage (Figure 7). Dans les sédiments urbains, l'activité des vers tubificidés permet d'éviter un colmatage des colonnes alors qu'aucun effet n'est mesuré avec les chironomes. L'observation de l'activité des invertébrés (Figure 8) témoigne d'une action en profondeur des tubificidés qui produisent des galeries verticales (qui traversent la couche de sédiment colmaté) alors que les chironomes produisent des tubes en U qui ne traversent pas la couche de sédiment colmaté. Ainsi la perméabilité calculée est de 17,7 cm/h avec les vers tubificidés contre 0,33 cm/h en absence de faune. Il est aussi à noter que la meilleure conductivité hydraulique mesurée avec les vers tubificidés ne s'accompagne pas d'une remise en solution de métaux lourds ou hydrocarbures aromatiques polycycliques (Tableau 3).

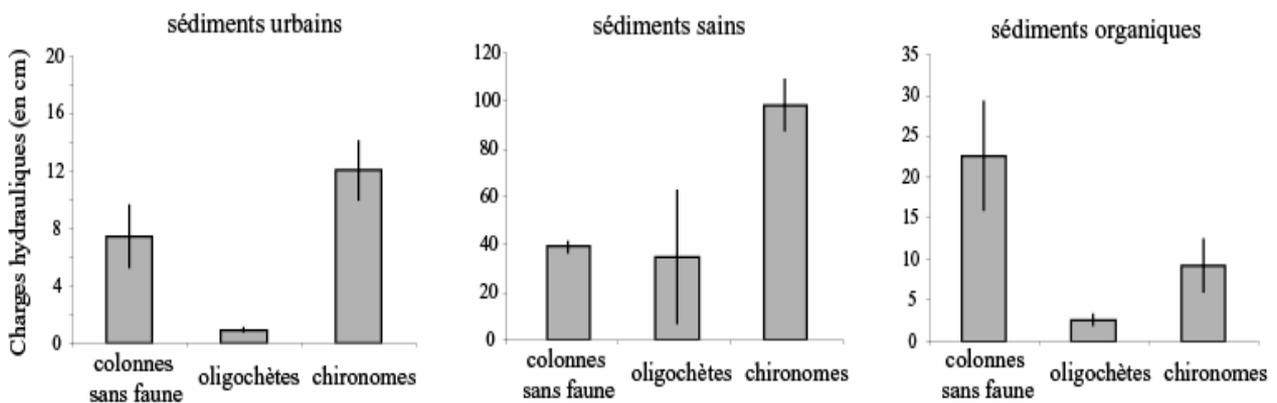


Figure 7 : Mesures de charges hydrauliques (témoignant du colmatage dans les systèmes expérimentaux) effectuées au Jour 13 des expérimentations pour chaque sédiment testé. Attention : les échelles en ordonnées ne sont pas similaires pour les trois graphes.

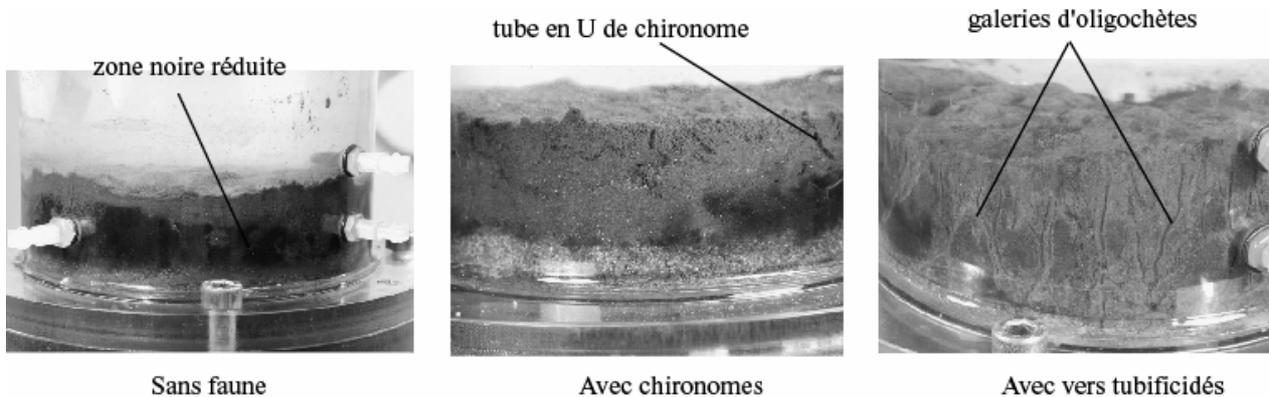


Figure 8 : Images de la couche colmatée par les sédiments urbains en présence et en absence de faune

Dans les sédiments sains, les invertébrés ne produisent pas de réduction du colmatage (Figure 7). Ce résultat semble lié à la structure des sédiments pauvres en matière organique qui ne permettent pas la mise en place de galeries de vers stables dans les sédiments. Il est aussi notable que ces sédiments conduisent en un colmatage beaucoup plus marqué que les sédiments urbains.

Dans les sédiments organiques, l'effet des vers tubificidés est similaire à celui observé dans les sédiments urbains (Figure 7). Au contraire les chironomes ont des effets différents dans les deux types de sédiments : les expériences montrent que les chironomes limitent le colmatage par les sédiments organiques alors qu'ils n'ont pas cet effet dans les sédiments urbains (Figure 7). Cette différence d'effet des chironomes entre sédiments urbains et sédiments organiques pourrait être liée à un effet des polluants (métaux et HAP) contenus dans les sédiments urbains : ceux-ci pourraient avoir limité l'activité des chironomes au premier cm de sédiment, ne permettant pas la création de structures sur toute la hauteur du sédiment colmaté. L'analyse de la bioturbation à l'aide de traceurs particuliers montre d'ailleurs que les chironomes avaient une action plus en profondeur dans les sédiments organiques en comparaison avec les sédiments urbains.

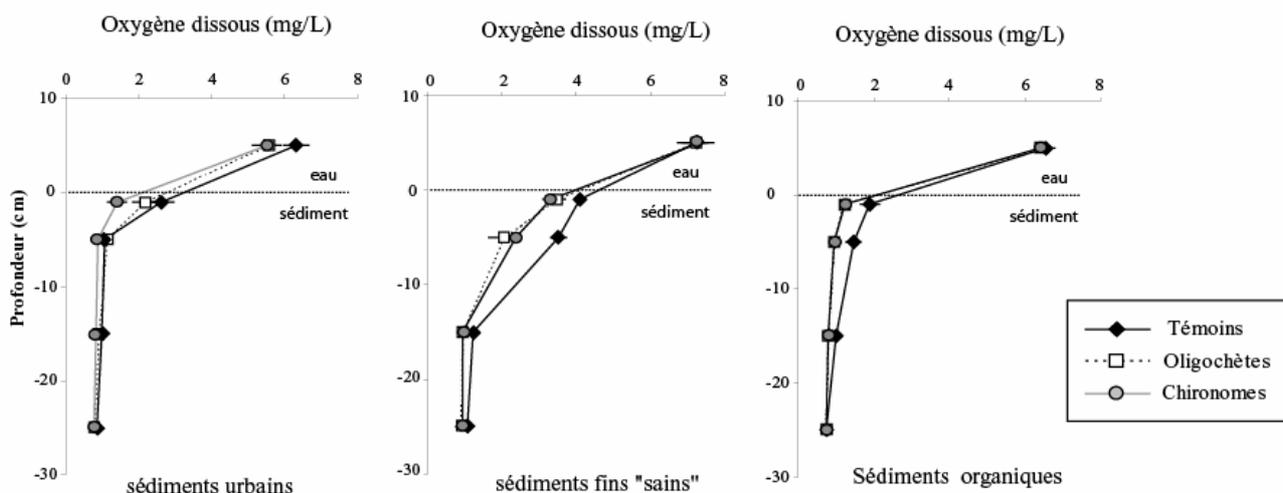


Figure 9 : Profils verticaux en oxygène dissous mesurés au Jour 14 des expérimentations pour les trois types de sédiments testés et en fonction du traitement faunistique

Concernant les processus biogéochimiques, les concentrations en oxygène dissous dans les systèmes sont globalement plus faibles en présence d'invertébrés (Figure 9). Ce résultat témoigne d'une stimulation de la respiration microbienne par les invertébrés (plus de bactéries actives ont été dénombrées en présence de faune). Toutefois, l'effet des invertébrés est plus ou moins marqué suivant les sédiments testés : la stimulation de la respiration par les invertébrés est supérieure dans les sédiments sains par rapport aux deux autres sédiments plus riches en matière organique. Cette différence peut s'expliquer par la forte respiration microbienne observée dans les sédiments urbains

et les sédiments organiques. Celle-ci est tellement élevée qu'elle peut être difficilement stimulée par les invertébrés.

Malgré la faible influence des invertébrés sur la respiration du système, la présence d'invertébrés produit une plus forte concentration en ammonium dans la matrice sédimentaire en présence des sédiments urbains et des sédiments organiques (Figure 10). Les invertébrés vont donc stimuler la décomposition de la matière organique et la production en ammonium qui en résulte (les relargages estimés sont supérieurs en présence de faune, Tableau 4). En présence de sédiments sains, les concentrations en ammonium mesurées dans la colonne sédimentaire sont faibles et ne permettent pas de montrer un effet significatif de la faune. Pour le carbone organique dissous, les résultats sont moins évidents : les invertébrés n'ont pas forcément un effet significatif sur le relargage de ce composé (Tableau 4).

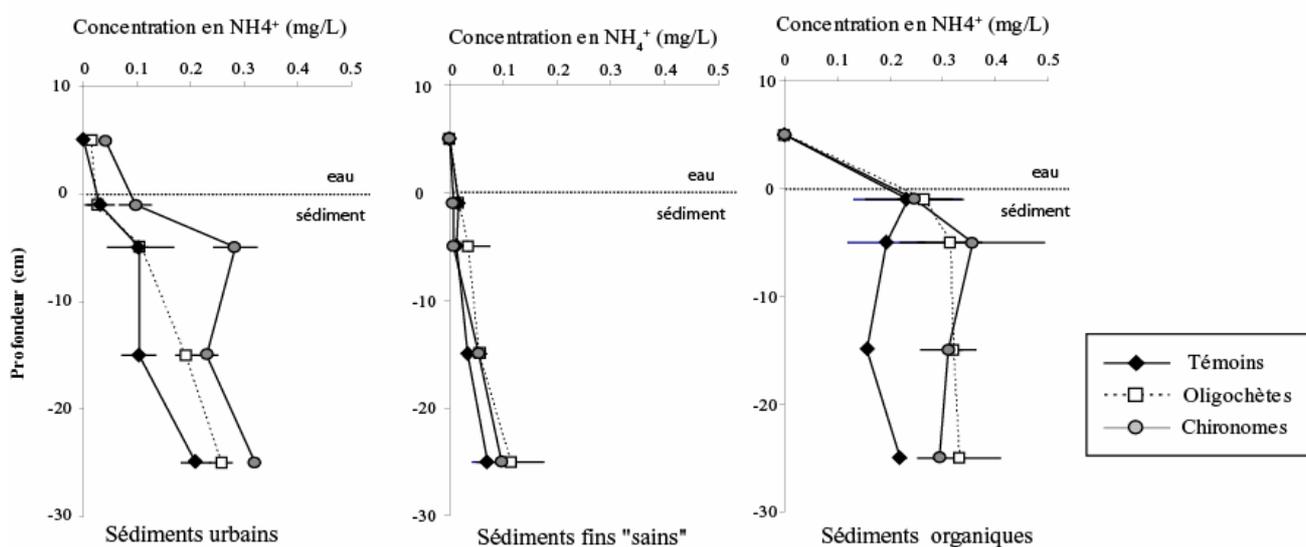


Figure 10 : Profils verticaux en ammonium mesurés au Jour 14 des expérimentations pour les trois types de sédiments testés et en fonction du traitement faunistique

Tableau 4 : Résumé des taux de relargage en ammonium et carbone organique dissous estimés au cours des expérimentations pour les trois types de sédiments et les trois traitements faunistiques

	Séd. urbains	Séd. organiques	Séd. sains
Relargage de NH_4^+ (mg / (jour.m²))			
Témoin	52,9 ± 5,8	62,0 ± 1,1	13,8 ± 2,1
Tubificidés	66,2 ± 3,7	87,8 ± 10,2	21,4 ± 6,2
Chironomes	73,9 ± 1,3	80,3 ± 5,1	21,7 ± 2,5
Relargage de COD (g / (jour.m²))			
Témoin	1,66 ± 0,20	2,03 ± 0,28	0,38 ± 0,02
Tubificidés	1,65 ± 0,21	2,70 ± 0,13	0,45 ± 0,04
Chironomes	2,04 ± 0,18	2,60 ± 0,38	0,69 ± 0,14

(3) Modélisation de l'influence des micro-organismes et des macro-organismes dans le système par utilisation de modèles de transferts

Afin de modéliser l'impact des sédiments urbains et de la faune sur le fonctionnement du système, nous avons développé un modèle de transport – réaction permettant de prendre en compte les caractéristiques hydrodynamiques du système d'une part et les processus de transformation (respiration dans un premier temps) d'autre part. Afin de caler la partie hydrodynamique du modèle, un traçage de l'eau avec du Br^- a été effectué. Un exemple de résultat (courbe de restitution du traceur en bas de colonne) est indiqué par les losanges bleus sur la Figure 11. Il est clair que l'allure de la courbe de restitution ne correspond pas au simple modèle diffusif – advectif (courbe rouge de la Figure 11). Le type d'écoulement observé est lié à une forte disparité des vitesses d'écoulement dans la matrice sédimentaire (ceci étant lié à l'hétérogénéité granulométrique du système). Le traitement de ce type de courbe de restitution de traceur a nécessité l'emploi du modèle MIM qui permet de séparer le flux d'eau en une fraction d'eau mobile (θ_m) et une fraction d'eau peu mobile (θ_{im}) associé à un coefficient de transfert entre ces deux fractions (α MIM). La courbe bleue de la Figure 11 a été obtenue avec ce modèle.

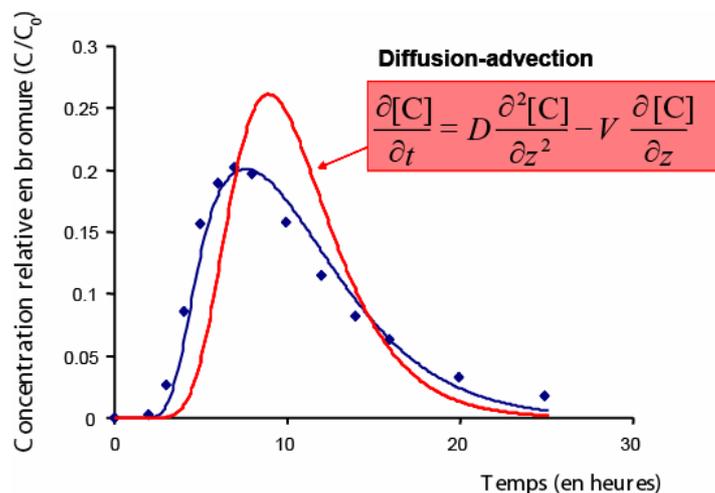


Figure 11 : Exemple de résultat obtenu lors d'un traçage. Les losanges représentent les données expérimentales et les courbes correspondent aux simulations obtenues avec un modèle de diffusion – advection (courbe rouge) et à l'aide d'un modèle MIM (courbe bleue).

L'ensemble des données de traçage a été analysé à l'aide du modèle MIM. Les résultats de ces modélisations ont permis de définir l'effet des organismes sur le pourcentage de fraction d'eau mobile (θ_m/θ), sur le transfert entre phase mobile et immobile (α MIM) ainsi que sur la diffusion (D). Pour les sédiments urbains, les résultats (Tableau 5) indiquent clairement que la présence de

vers tubificidés augmente la proportion d'eau mobile (54% avec les vers contre 42% dans les témoins). Ce résultat est à mettre en parallèle avec les galeries produites par les vers qui servent de zones de transfert rapide de l'eau et des solutés dans la matrice sédimentaire.

Tableau 5 : Résultats du modèle MIM dans les sédiments urbains. θ_m/θ : fraction d'eau mobile, α MIM : coefficient de transfert entre phase mobile et immobile, D : coefficient de diffusion.

	θ_m/θ	α MIM	D
Témoins	0,42 ± 0,03	0,17 ± 0,04	15,3 ± 6,1
Tubificidés	0,54 ± 0,06	0,15 ± 0,07	10,0 ± 0,0
Chironomes	0,45 ± 0,01	0,15 ± 0,10	13,3 ± 2,0

Afin de développer un modèle de transport-réaction, l'hydrodynamisme n'a pas été simulé directement avec le modèle MIM pour des raisons de simplification du modèle. Pour recréer l'hétérogénéité des écoulements, nous avons utilisé un modèle diffusif advectif sur lequel le transport advectif a été partitionné en 4 classes de vitesse, permettant ainsi de reconstituer la diversité des vitesses d'écoulement mesurées dans le système sédimentaire. Le modèle a été développé pour l'oxygène dissous car cet élément permet de déterminer l'activité biologique (respiratoire) des organismes dans le système. Le modèle de transport de l'oxygène dissous utilisé est le suivant :

$$\frac{\partial O_2}{\partial t} = D \frac{\partial^2 O_2}{\partial z^2} - V(z) \frac{\partial O_2}{\partial z} \quad \text{avec} \quad V(z) = \sum_{i=1}^4 p_i V_i$$

diffusion
advection
Vitesse de l'eau
Fraction d'eau i circulant à la vitesse i

où t est le temps, z la profondeur, D le coefficient de diffusion et V(z) l'advection séparée en 4 fractions de vitesses. A ce module transport (advection dispersion), un module « réaction » a été rajouté. Celui-ci permet de simuler la respiration aérobie des communautés microbiennes en se calant sur une équation de Michaelis – Menten. Le module réaction est le suivant :

$$R(O_2, B) = \frac{r_{\max} O_2}{K_s + O_2} B$$

Taux de respiration maximal
Abondance de bactéries actives

Constante de demi-saturation

Celui-ci est basé sur les paramètres de respiration des communautés microbiennes ainsi que la distribution des micro-organismes « actifs » (B). Le modèle a donc une bonne sensibilité par rapport à la distribution des bactéries : par exemple, la figure 12 montre qu’une augmentation de densité bactérienne dans le modèle s’accompagne d’une augmentation de la décroissance de l’oxygène dissous avec la profondeur dans le système sédimentaire. Basée sur les données en oxygène dissous obtenues dans nos expériences, la première étape a été de caler le modèle afin de déterminer, dans les systèmes sans invertébrés, si les différences de densité en bactéries actives entre les traitements sédimentaires permettent d’expliquer les différences de profils verticaux en oxygène dissous.

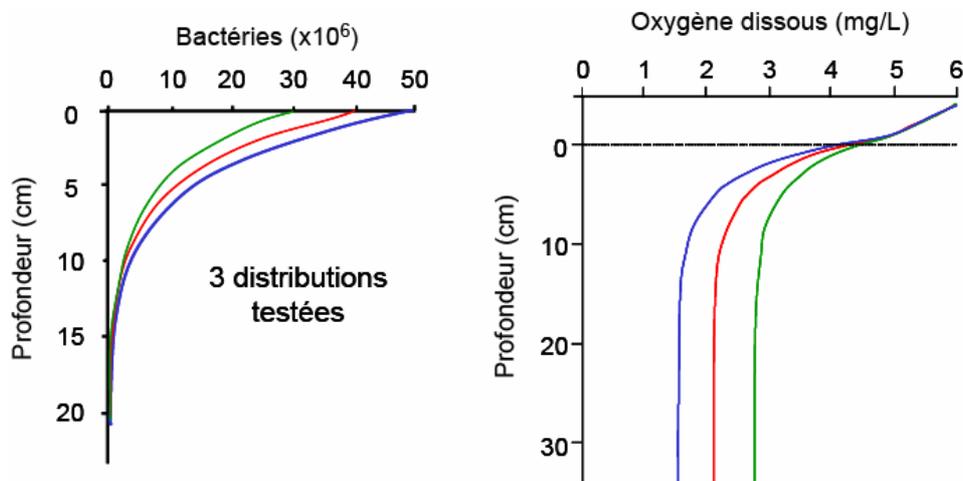


Figure 12 : Exemple montrant la sensibilité des profils verticaux en oxygène dissous à la distribution des bactéries « actives » dans la matrice sédimentaire

Les premiers résultats de modélisation obtenus à partir de nos données expérimentales sont présentés sur la Figure 13. Ceux-ci indiquent que, si il est possible d’avoir un bon ajustement pour les profils témoins (sans faune) dans les sédiments urbains, il est beaucoup plus difficile d’obtenir un bon ajustement pour les deux autres types de sédiments. Il apparaît pour ces deux sédiments que les valeurs à -1 cm sont difficilement modélisable par le modèle (les valeurs expérimentales sont plus faibles que les valeurs simulées par le modèle). Cela provient sans doute des caractéristiques des couches déposées à la surface des sédiments qui font que la distribution de l’abondance des bactéries actives ne suit pas une décroissance exponentielle avec la profondeur (il pourrait y avoir un recouvrement de deux distributions). De plus, les fortes charges hydrauliques mesurées dans les colonnes avec les sédiments organiques et sains (charges hydrauliques 3 fois supérieures à celle

mesurée dans les sédiments urbains, Figure 5) induisent un colmatage important pouvant perturber la mesure de l'oxygène dissous à l'horizon -1 cm (directement dans la couche colmatée). Malgré ce problème de calage à -1 cm, les distributions en bactéries actives permettant de caler le modèle semblent cohérentes avec les données microbiologiques obtenues par ailleurs (Figure 6). Les différences de profils verticaux en bactéries obtenus entre sédiments chargés en matière organique (sédiments urbains et organiques) et les sédiments sains sont à relier aux potentiels de respirations aérobies (dégagement en CO₂, Figure 6C). L'insertion de l'action des invertébrés dans le système sera mise en place dans l'année qui vient. Actuellement, il est facile d'associer le rôle des organismes à un taux de stimulation de la respiration microbienne (chaque organisme stimulant ou inhibant par un coefficient donné le processus microbien). Toutefois, il est aussi envisageable de modéliser l'action des invertébrés sur le comportement hydrodynamique de l'eau.

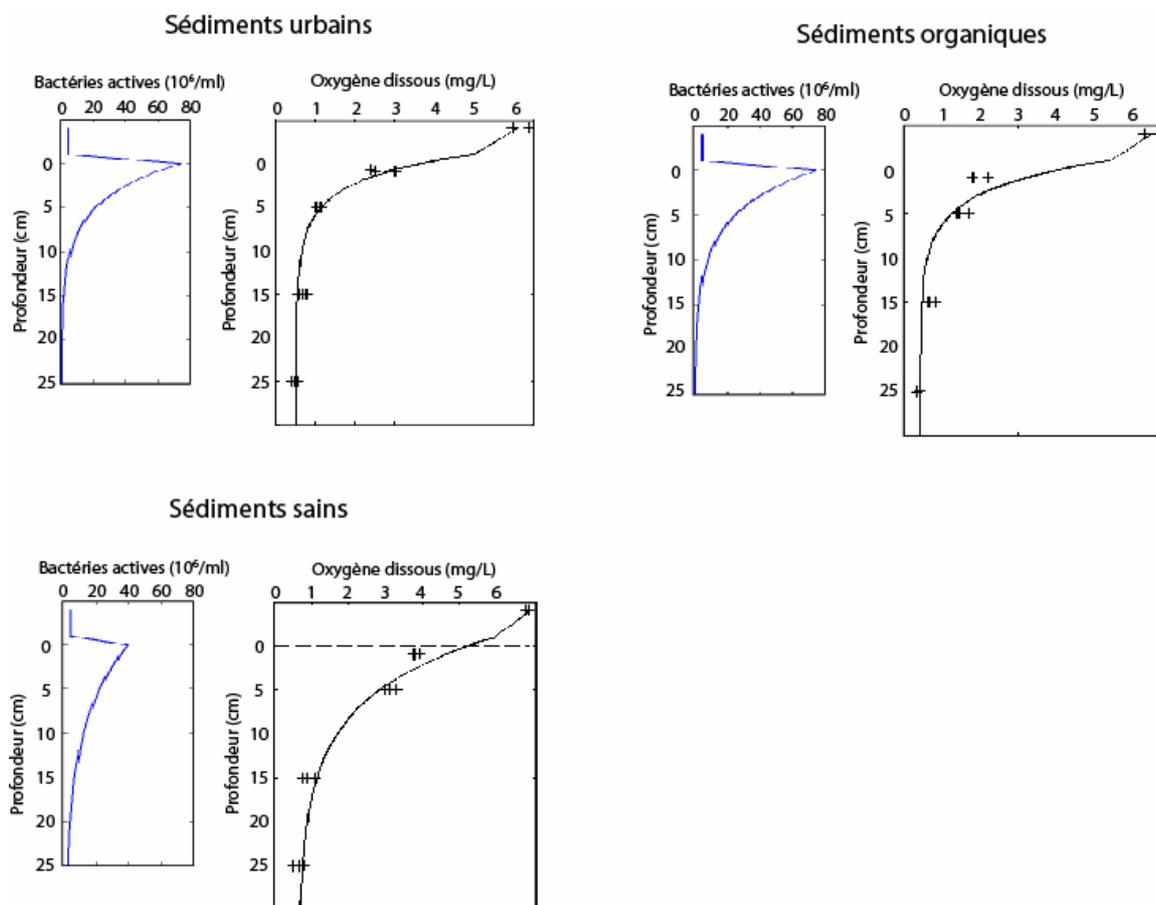


Figure 13 : Premiers résultats de modélisation sur les colonnes témoins (sans invertébrés) impactées par les trois types de sédiments. Pour chaque sédiment testé sont représentés les données expérimentales (+), le profil vertical en oxygène dissous (simulé) et le profil vertical en bactéries actives (simulé).

DISCUSSION-CONCLUSION

Les travaux menés dans cette étude ont permis de démontrer que les sédiments urbains sont une source importante en azote (ammonium) mais aussi carbone et phosphore pour le milieu aquatique. Ces sédiments urbains créent une eutrophisation du milieu avec une désoxygénation importante de l'eau traversant le système. Les métaux et hydrocarbures sont pour leur part fixés aux sédiments et ne sont pas remis en solution dans l'eau interstitielle. Ces conclusions rejoignent les résultats de terrain obtenus par Datry *et al.* (2003c) sur le bassin d'infiltration de l'IUT. Les taux de relargage mesurés dans l'étude présente ont pour objet d'estimer les quantités de phosphore, azote ou carbone transférés à l'échelle de l'ouvrage. En supposant que les mêmes processus se produisent sur le bassin d'infiltration de l'IUT (surface de 750 m², Datry *et al.* 2003c), il est ainsi possible d'estimer les taux de relargage suivants : 14,2-20,5 Kg de N, 440-560 Kg de C et 60-72 Kg de P relargués par an des sédiments urbains vers la nappe. De plus, les invertébrés peuvent jouer un rôle significatif sur ces processus car ils stimulent la respiration et la minéralisation de la matière organique dans le système sédimentaire. Ces résultats sont en accord avec une étude menée dans le cadre d'un programme précédent (ECCO) qui a démontré, dans un système stagnant (sans infiltration), une stimulation importante de l'activité microbienne et de la dégradation de la matière organique accumulée dans les sédiments urbains par des vers tubificidés (Mermillod-Blondin. *et al.* 2005).

Il est aussi très intéressant de noter que les invertébrés sont susceptibles de limiter le colmatage dans les ouvrages d'infiltration du fait de leurs activités de bioturbation : les vers qui créent des tubes en profondeur étant plus efficaces que les larves de chironomes qui produisent des galeries en U très proche de l'interface eau-sédiment. Toutefois, l'effet des vers sur le colmatage dépend du type de sédiment en place. Des résultats obtenus sur le phénomène de colmatage avec des sédiments collectés sur le bassin d'infiltration de Django-Reinhardt indiquent que les vers ne peuvent pas décolmater tous les types de sédiments urbains. La très forte proportion de sédiments très fins sur le bassin de Django-Reinhardt crée un colmatage important et la création d'une couche très dure que les vers tubificidés n'arrivent pas à pénétrer (la figure 14 montre une comparaison entre l'activité des vers sur les sédiments de Django-Reinhardt et les sédiments de l'IUT). L'importance des invertébrés sur la réduction du phénomène de colmatage est donc à relativiser en fonction des caractéristiques des sédiments déposés.

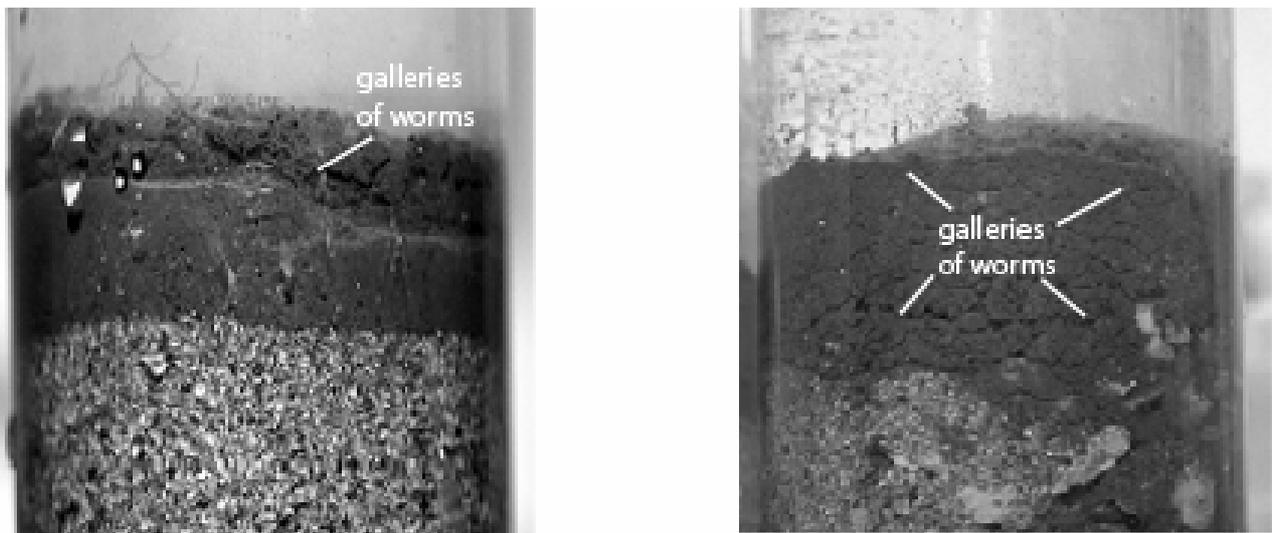


Figure 14 : Activité de bioturbation de vers tubificidés dans des sédiments impactés par deux types de sédiments urbains : sédiment de Django Reinhardt (à gauche) et sédiment de l'IUT (à droite)

Les résultats obtenus ont aussi permis d'alimenter un modèle permettant de simuler les gradients verticaux en oxygène dissous dans les sédiments en fonction du type de dépôt sédimentaire. Cette étape de modélisation est primordiale afin de pouvoir effectuer des simulations sur le rôle de dépôts sédimentaires mais aussi de la faune dans les systèmes d'infiltration (un article présentant le modèle avec action de la faune est en cours de rédaction). Toutefois, cette étape de modélisation nécessite d'être exploré plus intensément afin d'intégrer l'ensemble des processus physiques et chimiques se déroulant dans les matrices sédimentaires. Il est en particulier nécessaire de coupler les différents processus microbiens dans un modèle emboîté permettant d'estimer l'influence des dépôts de sédiments urbains sur les processus biogéochimiques couplant le carbone, l'azote et le phosphore.

Etant donné l'importance des processus se déroulant dans les sédiments sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (processus biogéochimiques, stockage des polluants, filtration physique,...), les résultats obtenus dans le cadre de cette étude sont très prometteurs. L'influence des invertébrés sur la perméabilité des sédiments (réduction du phénomène de colmatage) et la dégradation de la matière organique confirment l'importance que peuvent jouer les invertébrés dans les systèmes de collecte en eaux pluviales. Si l'effet des vers tubificidés sur le colmatage n'est pas une généralité, l'impact de ces organismes sur la dégradation de la matière organique est observé à la fois en milieu stagnant qu'infiltrant. Dans les systèmes de rétention, la stimulation de la dégradation de la MO par les vers peut donc constituer une étape d'épuration biologique des sédiments urbains. Il existe sans doute une possibilité d'application des techniques développées sur

les eaux usées (utilisant des systèmes de lagunage) sur les eaux pluviales urbaines permettant ainsi un prétraitement des sédiments en ce qui concerne la charge en matière organique de ces matrices complexes.

L'ensemble des données acquises dans le cadre de ce travail fait partie intégrante des travaux de l'OTHU. Ces données sont mutualisées vers l'ensemble des groupes de recherche travaillant sur les systèmes d'infiltration en eaux pluviales. La mise en commun de ces données obtenues sur les sédiments de l'IUT avec des données collectées sur d'autres sites (et par d'autres groupes de recherche) permet de comparer et prendre en compte la variabilité des effets liés aux sédiments urbains dans les différents bassins d'infiltration du Grand Lyon (impact du bassin versant sur la caractéristiques des sédiments urbains et leurs nuisances potentielles).

REFERENCES

- Chebbo, G., Bertrand-Krajewski, J.-L., Gromaire, M.-C. and Aires, N. 2003. Répartition des polluants des eaux urbaines par classes de vitesses de chute. Partie A : description des protocoles de mesure.- *TSM* 12: 50-58.
- Datry, T., Hervant, F., Malard, F., Vitry, L. and Gibert, J. 2003a. Dynamics and adaptative responses of invertebrates to suboxia in contaminated sediments of a stormwater infiltration basin. - *Archiv Hydrobiol.* 156: 339-359.
- Datry, T., Malard, F., Niederreiter, R. and Gibert, J. 2003b. Video-logging for examining biogenic structures in deep heterogeneous subsurface sediments. - *C. R. Acad. Paris, Sciences de la vie* 326: 589-597.
- Datry, T., Malard, F., Vitry, L., Hervant, F. and Gibert, J. 2003c. Solute dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. – *J. Hydrol.* 273: 217-233.
- Marsalek, J., Watt, W.E. and Henry, D. 1992. Retrofitting stormwater ponds for water quality control. - *Water Poll. Res. J. Canada* 27: 403-422.
- Mermillod-Blondin, F., Nogaro, G., Datry, T., Malard, F. and Gibert, J. 2005. Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? – *Environ. Poll.* 134: 57-69.

PRODUCTION SCIENTIFIQUE ISSUE DE CES TRAVAUX

Deux articles issus des travaux présentés dans ce document sont soumis pour publications dans des revues internationales :

Nogaro, G., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Boisson, J.-C., Bedell, J.-P., Ohannessian, A., Volat, B. and Gibert J. Influence of a stormwater particle deposit on microbial and biogeochemical processes in infiltration porous media (soumis à Science of the Total Environment)

Nogaro, G., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Boisson, J.-C., Lafont, M., Volat, B. and Gibert, J. Influence of tubificid worms on biogeochemical processes and fate of pollutants in infiltration sedimentary system impacted by stormwater particle deposit : comparison with two natural deposits (soumis au Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences).

Trois autres articles sont en préparation :

Nogaro, G., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Boisson, J.-C. and Gibert, J. Influence of chironomid larvae on microbial and biogeochemical processes in slow filtration columns: comparison of three types of fine sediment deposits.

Nogaro, G., Mermillod-Blondin, F., François-Carcaillet, F., Gaudet, J.-P and Gibert, J. Reduction of riverbed clogging by invertebrates: influences of the bioturbation mode and the sediment characteristics.

Mermillod-Blondin, F., Poggiale, J.-C., Tolla, C., Thuiller, W., Auger, P. and Creuzé des Châtelliers, M. Using a mathematical model to simulate the influence of tubificid worms (*Oligochaeta*) on oxygen concentrations in hyporheic sediments

ANNEXE 1 : Liste des analyses effectuées dans le cadre de cette action

Paramètres mesurés	Nombre d'échantillons analysés
Analyses physico-chimiques :	
Oxygène dissous	1500
Ammonium	1500
nitrate	1500
nitrite	1500
orthophosphate	1500
carbone organique dissous	1500
Bromure	810
HAP sur eau	54
Métaux (Cd, Pb, Zn, Cu) sur eau	54
HAP sur sédiments	42
Métaux sur sédiments	42
C,N,P sur sédiments	42
Analyses microbiennes :	
Respiration	126
Dénitrification	126
Comptage de nombre total de bactéries	126
Comptage de nombre de bactéries actives	126
Activité hydrolytique	126
Activité déshydrogénasique	126

ANNEXE 2 : Mesures de C, N et P sur les sédiments en fin d'expérimentation

Traitement	Horizon échantillonné	Sédiments urbains			Sédiments sains			Sédiment organique			
		C orga%	N%	Pppm	C orga%	N%	Pppm	C orga %	N%	Pppm	
Témoins	H1	3.72	0.14	780	<0,1	<0,1	250	3.85	<0,1	316	
	H2	0.59	< 0,10	270	0.39	<0,1	209	2.4	<0,1	237	
	H3	0.62	< 0,10	225	0.35	<0,1	269	1.75	<0,1	270	
	H4	2.44	< 0,10	260	0.56	<0,1	219	2.09	<0,1	210	
	H1	0.42	< 0,10	597	0.35	<0,1	308	3.58	<0,1	328	
	H2	2.88	0.18	262	1.7	<0,1	288	0.78	<0,1	256	
	H3	0.54	< 0,10	321	1.7	<0,1	210	2.08	<0,1	236	
	H4	1.49	0.14	175	0.58	<0,1	207	0.57	<0,1	229	
	H1	7.22	0.30	790	0.34	<0,1	283	5.29	<0,1	357	
	H2	2.38	< 0,10	286	0.35	<0,1	271	0.69	<0,1	229	
	H3	0.78	< 0,10	262	0.33	<0,1	175	0.86	<0,1	220	
	H4	2.00	< 0,10	252	0.6	<0,1	183	2.31	<0,1	239	
	Vers tubificidés	H1	6.51	0.30	878	0.7	<0,1	218	6.16	0.1	421
		H2	1.47	< 0,10	277	<0,1	<0,1	199	1.45	<0,1	217
		H3	1.19	< 0,10	316	0.36	<0,1	181	1.65	<0,1	219
		H4	3.62	< 0,10	239	0.89	<0,1	217	1.67	0.1	210
H1		6.25	0.29	766	1.52	<0,1	275	4	<0,1	365	
H2		1.54	< 0,10	250	1	<0,1	248	0.38	<0,1	267	
H3		1.19	< 0,10	297	0.54	<0,1	239	1.45	<0,1	283	
H4		2.33	< 0,10	275	0.45	<0,1	220	2.88	<0,1	298	
H1		4.7	0.20	748	0.68	<0,1	268	3.77	<0,1	348	
H2		1.65	< 0,10	280	3.34	<0,1	285	1.34	<0,1	258	
H3		0.68	< 0,10	304	0.41	<0,1	222	0.55	<0,1	235	
H4		2.71	< 0,10	244	0.52	<0,1	208	4.04	<0,1	255	
Chironomes		H1	4.25	0.20	580	0.6	<0,1	304	9.06	0.18	449
		H2	2.18	0.11	348	0.34	<0,1	267	0.3	<0,1	236
		H3	2.02	< 0,10	244	0.49	<0,1	199	1.93	<0,1	222
		H4	1.65	0.10	320	0.29	<0,1	247	2.22	<0,1	247
	H1	6.02	0.22	756	1.08	<0,1	283	4.21	<0,1	359	
	H2	2.02	< 0,10	337	0.36	<0,1	246	1.32	<0,1	246	
	H3	1.81	< 0,10	227	0.68	<0,1	178	1.7	<0,1	232	
	H4	2.41	< 0,10	316	1.21	<0,1	198	0.75	<0,1	246	
	H1	4.2	0.18	752	0.72	<0,1	309	4.22	<0,1	317	
	H2	1.43	< 0,10	303	1.12	<0,1	212	2.23	<0,1	224	
	H3	1.64	< 0,10	273	1.12	<0,1	274	1.92	<0,1	263	
	H4	2.26	0.11	282	1.08	<0,1	244	0.53	<0,1	230	

H1 = 0-3 cm
H2 = 3-6 cm
H3 = 13-16 cm
H4 = 23-26 cm

ANNEXE 3 : Mesures de HAP sur les sédiments en fin d'expérimentation (uniquement effectuées en présence de sédiments urbains)

Horizon 1

HAP mg/Kg	Témoins			Vers tubificidés			Chironomes		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Fluoranthène	2.942	1.362	2.002	3.975	3.284	3.117	2.984	2.432	2.888
Benzo (b) fluoranthène	1.184	0.577	0.808	1.436	1.205	0.958	1.179	0.918	1.085
Benzo (k) fluoranthène	0.597	0.293	0.409	0.742	0.628	0.499	0.598	0.491	0.559
Benzo (a) pyrène	1.210	0.581	0.834	1.557	1.309	1.040	1.223	0.965	1.139
Benzo (ghi) pérylène	1.004	0.464	0.637	1.158	0.961	0.730	1.011	0.790	0.912
Indéno (1,2,3 cd) Pyrène	0.603	0.275	0.387	0.691	0.604	0.477	0.601	0.468	0.537
Anthracène	0.360	0.176	0.273	0.532	0.400	0.431	0.378	0.298	0.383
Acénaphthène	0.336	< 0,136	0.167	0.449	0.482	0.409	< 0,135	0.240	0.297
Chrysène	1.800	0.756	1.102	2.172	1.988	1.674	1.874	1.336	1.643
Dibenzo (a,b) anthracène	0.231	< 0,136	0.163	0.285	0.228	0.197	0.249	0.194	0.223
Fluorène	< 0,135	< 0,136	< 0,137	< 0,136	< 0,133	< 0,132	< 0,135	< 0,136	< 0,137
Naphtalène	0.157	< 0,136	< 0,137	< 0,136	< 0,133	< 0,132	< 0,135	< 0,136	< 0,137
Pyrène	2.222	1.031	1.508	2.976	2.355	2.177	2.274	1.835	2.131
Phénanthrène	2.269	1.062	1.601	3.401	2.705	2.656	2.490	1.827	2.156
2-méthyl naphtalène	< 0,135	< 0,136	< 0,137	< 0,136	< 0,133	< 0,132	< 0,135	< 0,136	< 0,137
2-méthyl fluoranthène	< 0,135	< 0,136	< 0,137	< 0,136	< 0,133	< 0,132	< 0,135	< 0,136	< 0,137
Benzo (a) anthracène	1.241	0.585	0.889	1.717	1.430	1.202	1.329	1.012	1.256

Horizon 2

HAP mg/Kg	Témoins			Vers tubificidés			Chironomes		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Fluoranthène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Benzo (b) fluoranthène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Benzo (k) fluoranthène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Benzo (a) pyrène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Benzo (ghi) pérylène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Indéno (1,2,3 cd) Pyrène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Anthracène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Acénaphthène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Chrysène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Dibenzo (a,b) anthracène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Fluorène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Naphtalène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Pyrène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Phénanthrène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
2-méthyl naphtalène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
2-méthyl fluoranthène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134
Benzo (a) anthracène	< 0,133	< 0,131	< 0,121	< 0,134	< 0,137	< 0,124	< 0,132	< 0,125	< 0,134

Horizon 3

HAP mg/Kg	Témoins			Vers tubificidés			Chironomes		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Fluoranthène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Benzo (b) fluoranthène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Benzo (k) fluoranthène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Benzo (a) pyrène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Benzo (ghi) pérylène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Indéno (1,2,3 cd) Pyrène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Anthracène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Acénaphthène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Chrysène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Dibenzo (a,b) anthracène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Fluorène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Naphtalène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Pyrène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Phénanthrène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
2-méthyl naphtalène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
2-méthyl fluoranthène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117
Benzo (a) anthracène	< 0,112	< 0,136	< 0,124	< 0,133	< 0,132	< 0,131	< 0,133	< 0,132	< 0,117

ANNEXE 4 : Mesures de métaux sur les sédiments en fin d'expérimentation (uniquement effectuées en présence de sédiments urbains)

Métaux en mg/L

Traitement	Horizon échantillonné	Cd	Pb	Zn	Cu
Témoins	H1	2.6	82.0	236	64.0
	H2	0.2	3.5	19	3.0
	H3	< 0,2	4.4	18	4.1
	H1	2.8	66.0	237	74.0
	H2	< 0,2	< 1	19	2.0
	H3	< 0,2	2.9	22	6.6
	H1	2.9	155.0	344	109.0
	H2	< 0,2	3.3	19	4.4
	H3	< 0,2	2.9	19	4.9
Vers tubificidés	H1	3.1	100.0	360	101.0
	H2	< 0,2	2.7	20	4.6
	H3	< 0,2	1.0	20	8.7
	H1	2.9	90.0	338	96.0
	H2	< 0,2	5.6	21	4.9
	H3	< 0,2	4.1	21	3.3
	H1	2.6	93.0	328	100.0
	H2	< 0,2	5.1	23	5.6
	H3	< 0,2	12.4	22	5.6
Chironomes	H1	2.3	78.0	283	86.0
	H2	0.2	< 1	24	7.6
	H3	< 0,2	2.3	19	4.4
	H1	3.1	126.0	357	129.0
	H2	< 0,2	3.4	19	7.1
	H3	< 0,2	1.0	18	5.0
	H1	2.4	84.0	275	98.0
	H2	< 0,2	1.7	21	4.7
	H3	< 0,2	2.8	20	4.9