

Délivrable A5

Rapport sur l'efficacité du piégeage et/ou relargage des polluants et bactéries en fonction des modes de gestion (étape 2 – Influence du séchage)

Cécile Delolme, Anne-Laure Badin, Jean-Philippe. Bedell
Laboratoire des Sciences de l'Environnement
ENTPE

A-1 Introduction

Parmi les facteurs influençant la mobilité des polluants piégés à la surface des bassins d'infiltration d'eau pluviales, la teneur en eau fait partie de ceux qui varient le plus. En effet, lors d'un évènement pluvieux, la surface du bassin devient complètement saturée en eau et est drainée en plusieurs heures voire plusieurs jours. Entre deux épisodes pluvieux, la couche de surface du bassin peut sécher de façon extrême et ainsi évoluer de façon très spécifique jusqu'à la prochaine pluie.

Cette zone de surface est celle qui concentre les polluants (Winiarski et al 2006, Dechesne et al. 2004). Or, peu de travaux ont été consacrés à l'effet de la teneur en eau de matériaux contaminés sur la mobilité des polluants (Klitzke and Lang, 2007) . Nous avons donc choisi de nous consacrer à cette question en privilégiant le lien entre l'évolution de la structure de cette couche de surface (agrégation) avec la teneur en eau et ses conséquences sur la mobilité potentielle des polluants sous forme particulaire ou dissoute. Les polluants que nous avons suivis sont uniquement les métaux lourds.

A-2 Le site étudié

A-2-1 Le bassin de Django Reinhardt (DjR)

L'ouvrage est situé dans la zone industrielle de la commune de Chassieu, dans la plaine de l'Est Lyonnais. Le bassin versant drainé est donc très industriel. Il est équipé d'un réseau séparatif eaux usées/eaux pluviales ; le réseau pluvial reçoit des eaux de temps sec. La surface du bassin versant drainé est de 185 ha, imperméabilisé à 75 %. La pente du bassin versant est d'environ 4 %, dans le sens Est-Ouest. La pente moyenne du bassin d'infiltration est d'environ 0,004 m.m⁻¹. Le bassin d'infiltration a une surface de 1 ha et est précédé d'un bassin de décantation.

Les sédiments qui s'accumulent en surface de bassin ont été caractérisés chimiquement de nombreuses fois (Delolme et al., 2007). Il en ressort que ces sédiments sont très organiques (10 à 15%), et concentrés en Zn, Cu, Ni, Cr, Pb et dans une moindre mesure en Cd. La mise en évidence d'hydrocarbures aliphatiques en grandes quantités a également été soulignée (Badin et al, 2008). Ce bassin est sec c'est à dire qu'il offre la possibilité aux sédiments de sécher complètement entre deux évènements pluvieux (Figure 1).



Figure 1 : Photo de la surface du bassin d'infiltration Django Reinhardt durant un séchage

A-2-2 Echantillonnage des sédiments

Nous avons choisi d'étudier l'effet du séchage par deux types d'approches expérimentales.

1-Nous avons suivi les caractéristiques physiques et chimiques de sédiments prélevés le 10 mai 2006, le 10 avril 2007, le 31 juillet 2007, le 11 septembre 2007 et le 10 décembre 2007. Les 5 premiers centimètres de la surface ont été prélevés. Ceci correspond à l'épaisseur de la zone de sédiments accumulés et provenant des eaux pluviales. Quelques kilogrammes de sédiments ont été prélevés chaque fois dans la même zone de 2 m² environ situé au sud du bassin (Figure 2). A chaque date, 5 prélèvements différents choisis aléatoirement sur cette zone de 2 m² ont été réalisés.

- Une zone précise, 2m² environ
- 5 points de prélèvements

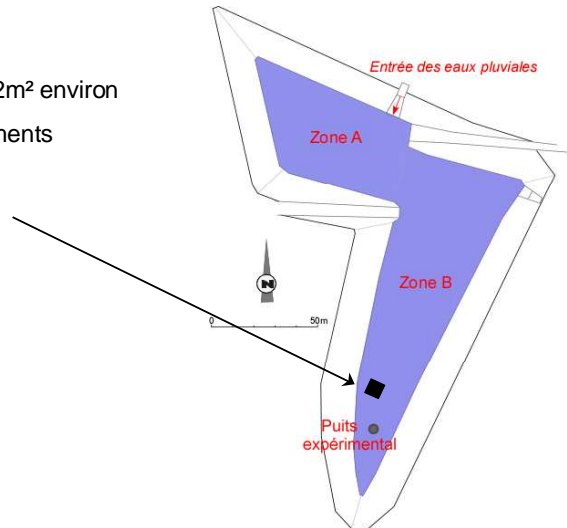


Figure 2 : Plan du bassin d'infiltration et localisation des points de prélèvement

2-Nous avons réalisé une expérience de séchage en conditions contrôlées de laboratoire sur le sédiment prélevé le 21 juillet 2007. Les sédiments ont été remis en suspension dans de l'eau de nappe avec un ratio liquide solide de 1/2. Ils ont ensuite été étalés dans des bacs plastiques de 50*30 cm sur une membrane filtrantes à 50µm. Les sédiments ont décanté et l'eau de drainage est évacuée par le bas du bac percé de trous. 3 bacs ont ainsi été mis en place en parallèle dans les mêmes conditions et le séchage de cette couche a été suivie pendant 20 jours à 16°C dans l'obscurité. La masse de ces bacs a été suivie en continu pour connaître l'état du séchage. Tous les deux jours, une mini carotte de cette couche a été prélevée dans chaque bac et a été utilisée pour mesurer la teneur en eau et l'état d'agrégation. Au jour 1 et au jour 20 de l'expérience, environ 100g de matériau ont été prélevés pour faire une caractérisation physico-chimique du matériau.

A-2-3 Caractérisation des matériaux

Un certain nombre de mesures physiques et chimiques ont été faites sur les 5 échantillons prélevés sur le site de Django Reinhardt aux différentes dates indiquées ci-dessus et également sur des prélèvements des essais de séchage au laboratoire au jour 1 et au jour 20 de l'expérience. Chaque mesure a été réalisée en triplicat.

A-2-3-1 Mesures chimiques

Les mesures de pH ont été réalisées suivant la norme NF ISO 10390. La teneur en eau massique a été évaluée suivant la norme NF X31-102 après une séchage à 105°C pendant 24 heures. La perte au feu a été mesurée après passage au four à 550°C pour évaluer la quantité de matière organique dans les sédiments.

La teneur totale en métaux lourds (Cu, Pb, Zn, Ni, Cd, Cr) a été mesurée après minéralisation à l'eau régale de 100 mg sec de sédiment dans un four à micro ondes (CEM Xpress, chauffage jusqu'à 180°C en 15 min et température de stabilisation pendant 30 mn). Cette minéralisation est pseudo totale dans la mesure où l'eau régale ne minéralise pas les silicates. Ceci permet par contre de minéraliser les phases anthropiques porteuses de polluants. Pour les suspensions liquides, le protocole est identique et la minéralisation est réalisée sur environ 15 ml de suspension. Les minéralisats sont filtrés (Whatman 541). L'analyse des métaux est réalisée sur les minéralisats ou sur les fractions liquides acidifiées filtrées à 0.45µm sur un spectromètre d'adsorption atomique (Hitachi Z8200). Les mesures de COT liquide sont effectuées sur un COTmètre BIORITECH 1010 après une acidification préalable à l'acide orthophosphorique et un dégazage pour éliminer le carbone inorganique. L'oxydation du carbone organique est assurée par du Na₂S₂O₈ et le CO₂ dégazé est quantifié par infra rouge. Les mesures de COT solides ont été réalisées au LGCIE à l'INSA de Lyon.

A-2-3-2 Mesure de la stabilité des agrégats

La stabilité des agrégats des échantillons prélevés sur le terrain ou pendant l'expérience de séchage a été évaluée par comparaison des courbes de répartition de la taille des particules obtenues en granulométrie Laser avant et après traitement aux ultrasons. Les mesures sont effectuées sur un granulomètre Laser Malvern mastersizer 2000G (20 nm – 2000µm en phase aqueuse). La taille des particules est estimée à partir de la diffraction de la lumière traversant une suspension de solide. Le modèle de diffraction utilisé est basé sur la théorie de Fraunhofer. Nous définissons les agrégats comme les éléments solides qui sont détruits après traitement d'une minute d'ultrasons. Les pics liés à leur présence dans l'échantillon sans traitement disparaissent au profit de pics de particules de tailles plus petites. Ceci permet donc de connaître la quantité d'agrégat, leur taille mais aussi la taille des particules qui composent ces agrégats.

Ces mesures ont été réalisées sur plusieurs sous-échantillons des prélèvements effectués sur le terrain et sur des prélèvements des bacs de séchage au laboratoire tous les deux jours. Avant cette analyse granulométrique, les échantillons sont tamisés humides à 1600µm pour limiter les risques de détérioration de l'appareil en présence de grosses particules.

A-2-3-3 Test de mobilité des particules et des polluants

La fraction mobilisable des polluants sous forme particulaire ou dissoute a été obtenue par des lavages doux suivant un protocole respectant la structuration physique des matériaux. Ces lavages doux permettent de mettre en solution les éléments présents dans la macroporosité donc facilement lessivables par l'eau en conditions réelles.

Du NaCl à 0.8% est ajoutée très délicatement dans un bécher au sédiment avec un ratio liquide : solide de 5 :1. Une agitation de 100 tr/min pendant 1 min est effectuée, puis la suspension est laissée à décanter pendant 1 min. Le surnageant est alors prélevé. Ce lavage est répété 15 fois. Les différents échantillons surnageants sont regroupés et représentent la fraction mobilisable associée à une certaine quantité initiale de sédiment.

La quantité de MES, la teneur en métaux lourds sur les matières en suspension et dans la fraction inférieure à 0.45µm, la concentration en carbone organique totale sont mesurées sur ces surnageants.

A-2-4 Résultats

A-2-4-1 Les caractéristiques chimiques

Le tableau 1 donne les caractéristiques physico-chimiques des différents prélèvements. Le paramètre le plus variable suivant les saisons est la teneur en eau. Elle varie de 5% pour les échantillons de juillet et septembre 2007 à 39% en mai 2006. Les échantillons prélevés en avril et décembre 2007 ont des valeurs intermédiaires.

Les valeurs de pH varient de 6.9 (juillet) à 7.4 (décembre). Les valeurs les plus acides sont mesurées sur les échantillons les plus secs. Ceci a déjà été observé dans d'autres contextes

et est attribué à la dégradation des biofilms pendant le séchage qui relargue des protons lors de l'humidification pour la mesure de pH. Les teneurs en matière organique sont élevées de 10 à 14% et les teneurs en COT varient de 4.0 à 5.3% du poids sec. En ce qui concerne les métaux on retrouve les gammes de concentrations déjà rencontrées dans ces matériaux.

On peut noter une assez grande stabilité des mesures physico-chimiques dans le temps. Une anova hiérarchisée confirme qu'il y a un effet saison sur tous les paramètres sauf le plomb. L'effet saison sur les teneurs en Cd et Cr sont à la limite de la significativité alors que Cu est liée au temps.

En raison d'un faible nombre de réplicats, nous n'avons pas pu montrer un éventuel effet.

Tableau 1 : Caractéristiques physico-chimiques des sédiments prélevés sur Django Reinhardt (n représente le nombre de mesures effectuées pour chaque date de prélèvement)

Sampling date		May 10 th 2006	April 10 th 2007	July 31 th 2007	September 11 th 2007	December 10 th 2007
Water content (n=30)	% total w	0.39 ± 0.07	0.14 ± 0.07	0.05 ± 0.03	0.05 ± 0.01	0.36 ± 0.04
	pH (n=15)	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1	6.9 ± 0.1	7.1 ± 0.1	7.4 ± 0.1
Loss of ignition n=15	% total dw	10 ± 2	10 ± 3	11 ± 1	12 ± 1	14 ± 4
TOC n=3	% total dw	4.0 ± 1.3	5.3 ± 0.1	4.4 ± 1.2	5.2 ± 0.3	5.6 ± 0.3
Zn n=15	g.kg ⁻¹ dw	1.21 ± 0.13	1.25 ± 0.20	1.13 ± 0.12	1.10 ± 0.08	1.09 ± 0.10
Pb n=15	mg.kg ⁻¹ dw	377.7 ± 59.1	363.0 ± 105.9	254.9 ± 47.9	318.0 ± 38.8	298.3 ± 65.9
Cu n=15	mg.kg ⁻¹ dw	214.5 ± 30.1	120.3 ± 27.1	119.7 ± 18.6	173.9 ± 12.9	148.9 ± 15.1
Cd n=15	mg.kg ⁻¹ dw	15.0 ± 2.0	11.9 ± 4.4	9.6 ± 2.2	10.9 ± 2.1	9.7 ± 2.5
Ni n=15	mg.kg ⁻¹ dw	88.4 ± 15.2	142.4 ± 12.5	143.7 ± 11.1	130.8 ± 10.8	81.3 ± 12.5
Cr n=15	mg.kg ⁻¹ dw	81.1 ± 7.3	94.5 ± 19.3	78.1 ± 10.0	96.1 ± 10.0	89.5 ± 8.8

A-2-4-2 Influence du séchage sur la structure du sédiment

L'état d'agrégation est déterminé par comparaison des courbes granulométriques des échantillons avant et après traitement aux ultrasons. Des courbes granulométriques sont données dans la Figure 3. Les lignes continues correspondent aux échantillons non traités (contenant les agrégats) par ultrasons et les lignes pointillées correspondent aux échantillons traités aux ultrasons (désagrégés). Pour une facilité de compréhension de la figure, seules les courbes correspondant à 3 dates de prélèvement sont données.

Comme nous supposons que la texture des sédiments ne change pas dans le temps (aux échelles où nous travaillons), nous pouvons attribuer les différences de répartition granulométrique aux changements de structure donc d'agrégation.

La distribution granulométrique des sédiments non traités aux ultrasons est bimodale (un mode autour de 20µm et un autre autour de 500 µm) ou même unimodale (autour de 500µm). La bimodalité est présente pour les échantillons de mai, avril et décembre et dans les 12 premiers jours de l'expérience de séchage. Cette bimodalité est donc visible dans les échantillons humides. Le mode unique à 500µm est mesuré dans les échantillons les plus secs (juillet, septembre, et pendant les 8 derniers jours de l'expérience de séchage). Les particules de plus petites tailles disparaissent dans ces échantillons.

En observant spécifiquement les courbes lors de l'expérience de séchage, on voit au fur et à mesure que la teneur en eau diminue la diminution du pic des particules fines (10 à 40 µm), puis un déplacement de l'épaulement vers des particules légèrement plus grosses (70µm) et enfin une disparition de ce mode lorsque le séchage est extrême. Pour l'échantillon le plus sec (fin de l'expérience de séchage au laboratoire) l'unique pic se déplace vers 800µm. Lorsque l'on regarde les courbes des échantillons ayant subi les ultra sons, on remarque que la bimodalité diminue pour disparaître également sur les échantillons les plus secs.

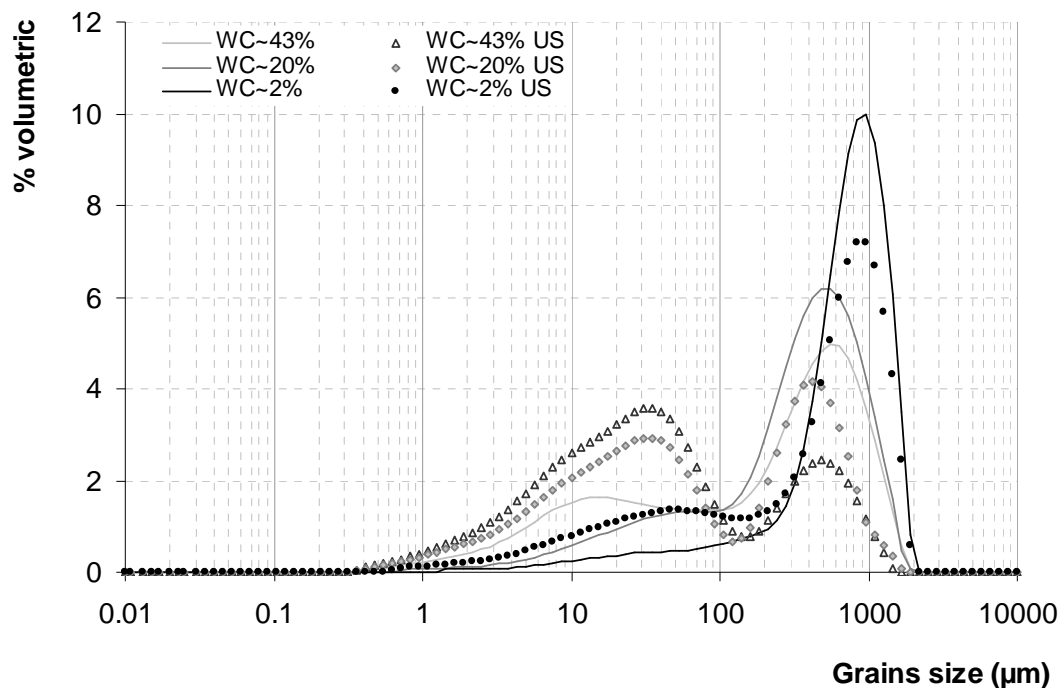


Figure 3 : Courbes granulométriques de sédiments de teneurs en eau différentes (WC=Water Content). Ligne pleine : échantillon brut, ligne pointillée : échantillon ayant subi des ultrasons.

On peut donc conclure que lorsque les sédiments sèchent, les agrégats sont plus gros et plus stables. Les mesures faites sur les échantillons de terrain ou sur les sédiments séchés dans les conditions de laboratoires conduisent aux mêmes conclusions.

La figure 4 montre clairement la relation entre la teneur en eau et la stabilité des agrégats. Toutes les mesures (échantillons de terrain ou échantillon issu du séchage au laboratoire) sont ici rassemblées. Nous avons défini cette stabilité comme la proportion de particules supérieures à 160µm qui persistent après le traitement aux ultra sons. Même si la dispersion des points est assez importante, une relation linéaire significative peut être définie entre ces deux paramètres. ($R^2=0.373$, $p\text{-value}=2.10^{-9}$; la normalité des résidus a été vérifiée par le test de Shapiro-Wilk).

Le présence de fortes quantités de matière organique et notamment d'hydrocarbures tendent à rendre ces matériaux hydrophobes lors du séchage. L'eau a alors plus de difficulté à pénétrer dans les solides et à les redisperser. De plus, les éléments initialement dissous dans l'eau interstitielle peuvent former des précipités lors du séchage qui facilite la liaison entre les particules. Ces solides peuvent avoir une cinétique de dissolution lente et ainsi retarder la libération des particules qu'ils ont associées.

La figure 5 illustre bien cette évolution. On aperçoit très distinctement la zone de surface très compacte dans laquelle les particules fines sont collées fortement pour une faire une couche de surface très hydrophobes et imperméable. Cette couche peut être comparée aux couches de battances observées sur des sols agricoles érodés.

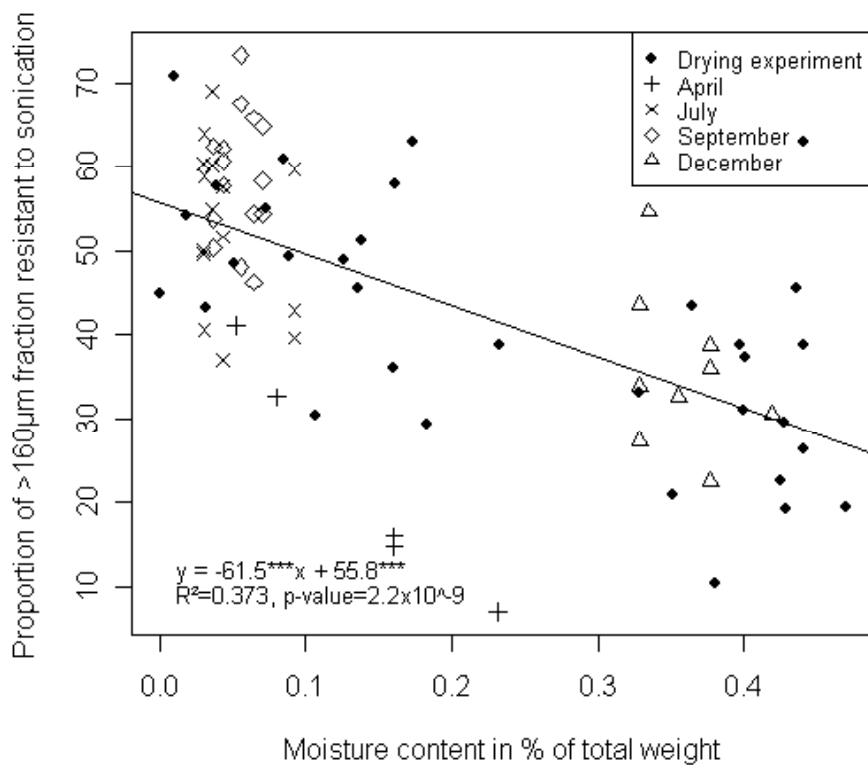


Figure 4 : Evolution de la stabilité des agrégats en fonction de la teneur en eau.



Figure 5 : Photo de la couche de sédiment séchée à la fin de l'expérience de séchage artificiel au laboratoire

A-2-4-3 Mobilité des particules

La quantification des matières en suspension mobilisées pendant le test de lavage montre une relation claire entre la teneur en eau des sédiments et la capacité de ces sédiments à relarguer des particules. Les sédiments dont la teneur en eau est inférieure à 35% massique

produisent peu de matières en suspension dans la fraction lessivable et les quantités sont mêmes relativement constantes quelque soit les teneurs en eau (Figure 6).

On assiste par contre à un effet seuil de capacité de relargage des particules pour les échantillons les plus humides mais aussi pour ceux qui ont subi une remise en suspension récente : en effet au jour de l'expérience de séchage au laboratoire, le sédiment a été mis en place le jour précédent uniquement (échantillon d0), pour l'échantillon du mois de mai, l'analyse des données hydrologiques sur le site montre que la bassin a été rempli suite à des pluies les jours précédents le prélèvement. Alors que le sédiment de décembre pourtant presque aussi humide n'a pas connu préalablement de pluie.

Il semblerait donc que les éléments accumulés en surface du bassin restent instables et facilement dispersables à l'eau quelques jours après leur immersion sous l'eau et leur brassage suite au remplissage du bassin. L'énergie de liaison de l'eau avec les éléments solides est faible. Cette eau ne permet pas de cohésion entre les particules, le test de lavage mis en œuvre permet donc de récupérer une plus grande quantité de particules.

Les sédiments prélevés lors des autres dates, ou l'échantillon prélevé après 20 jours de séchage au laboratoire ont été drainés, ont eu le temps de décanter, de se densifier ce qui conduit à une meilleure structuration du sédiment et donc une plus grande cohésion des particules entre elles. Le lavage entraîne donc moins de solides en suspension.

Pour les sédiments très secs, la forte agrégation mise en évidence préalablement explique également la faible quantité de particules mobilisées.

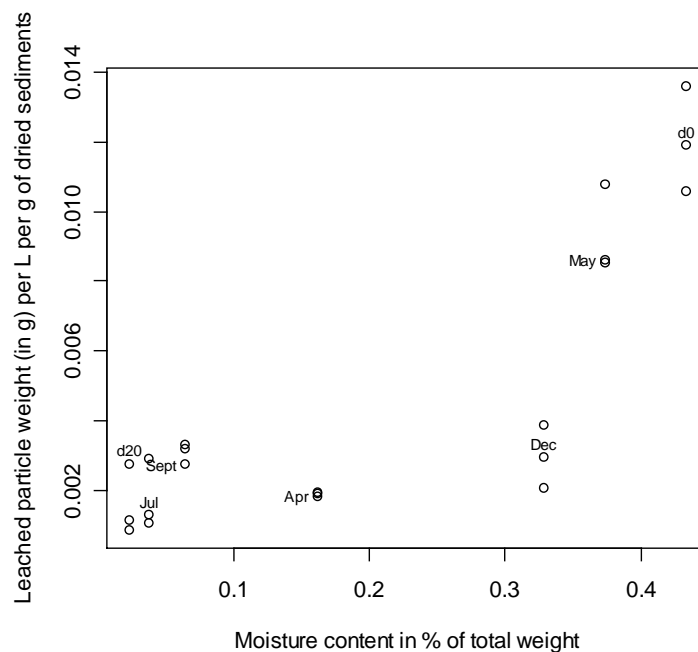


Figure 6 : Relation entre la quantité de particules mobilisables en fonction de la teneur en eau des sédiments

A-2-4-4 Mobilité des métaux

Les quantités de métaux lessivés lors du test de lavage sous forme particulaire ou dissous (dans la fraction inférieure à 0,45µm) sont données dans la figure 7.

L'analyse des résultats montre premièrement que le plomb est très peu mobilisable quelque soit l'état initial du matériau. Seul l'échantillon le plus humide prélevé au mois de mai 2006 relargue un peu de plomb mais la variabilité des résultats est très forte. L'affinité de ce métal pour les phases solides est connue et sa faible mobilité a déjà été observée dans des milieux calcaires par exemple (Février, 2001). Au contraire le cadmium paraît proportionnellement à sa teneur totale le plus mobile quelque soit l'état initial du sédiment. La mobilité de cet élément a été déjà mise en évidence sur des matériaux de l'assainissement (Clozel et al, 2006). Le cadmium est facilement échangeable et donc

potentiellement mobile. Les autres métaux présentent des mobilités faibles mais du même ordre de grandeur comparativement à leur concentration totale dans le sédiment. En étudiant plus spécifiquement l'influence de l'état hydrique de matériau on voit que les deux sédiments qui présentent le plus de particules mobiles (mai 2006 et le jour 1 du séchage au laboratoire) sont ceux qui relarguent le plus de métaux. Ceci veut donc dire qu'une fois que les sédiments ont été remis en suspension lors d'un événement pluvieux et sont fraîchement décantés, les quantités de métaux mobilisables dans la porosité sont élevées et leur transfert sera alors directement lié à la perméabilité de cette couche qui peut être assez forte en conditions de saturation en eau.

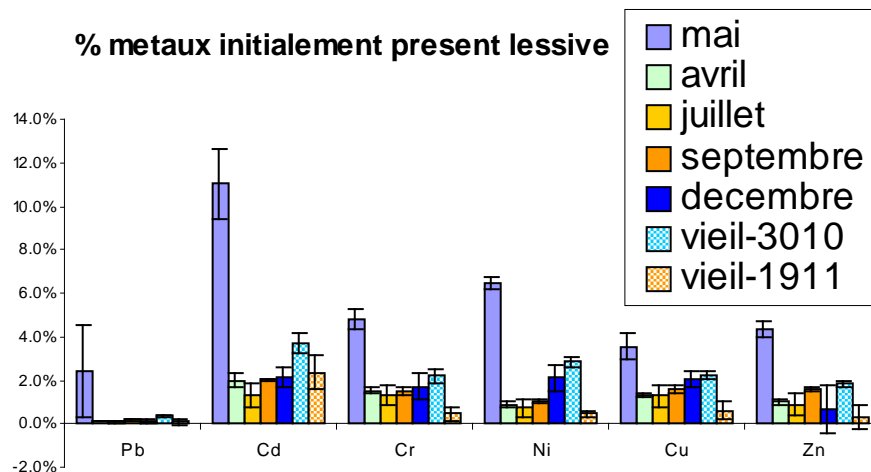


Figure 7 : Fraction des métaux mobilisable par le test de lavage sous forme dissoute et particulaire

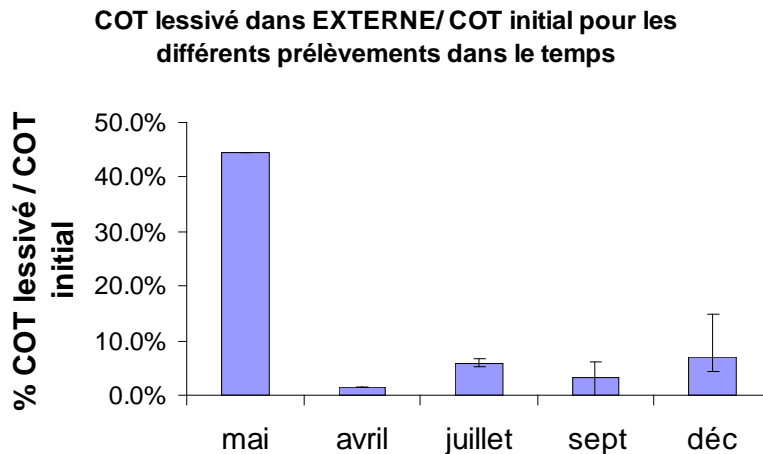


Figure 8 : Quantité de COT lessivé lors du test de lavage

En ce qui concerne la mobilité du carbone organique, elle est plus importante comparativement à celle des métaux lourds (Figure 8). Le bilan effectué en mai sur le COT est à prendre avec précaution car il est étonnant de perdre presque la moitié du COT par 15 lavages d'une minute.

Si l'on distingue maintenant les métaux dissous des métaux associés aux particules, les mesures montrent qu'une faible fraction est sous forme dissoute (moins de 20%) (Figure 9). Le nickel est l'élément le plus présent sous forme dissoute quelquesoit l'état initial hydrique du sédiment (Figure 10). Ceci veut donc dire qu'un flux de faible quantité mais relativement constant et assez stable dans le temps peut potentiellement être mobilisé et transféré dans le sous-sol via la couche de surface.

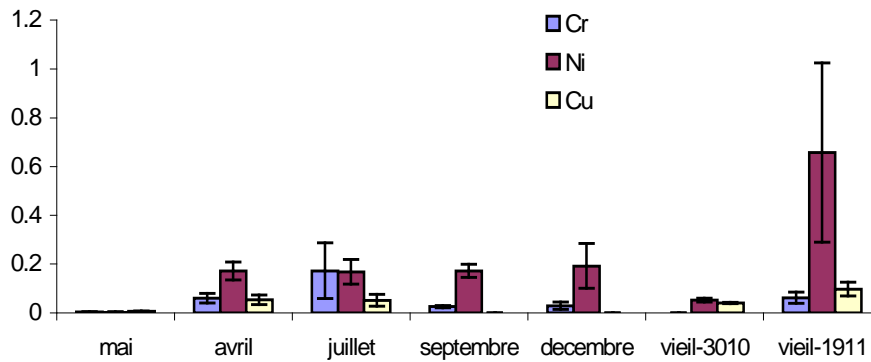


Figure 9 : Rapport entre la forme particulaire et dissoute (<0.45µm) des métaux lessivés

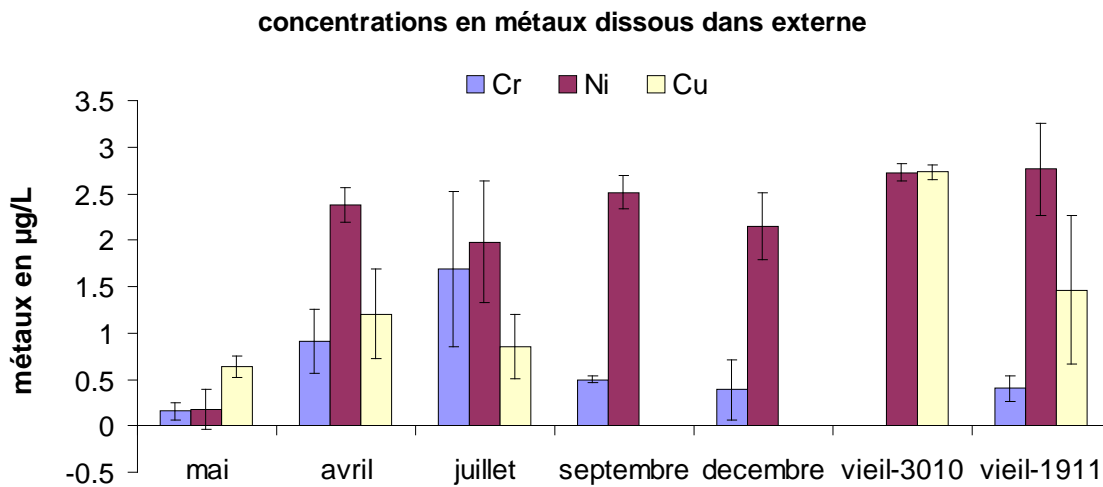


Figure 10 : Concentration des métaux sous forme dissoute dans les eaux de lessivage

On mesure par contre que la fraction de COT soluble est largement majoritaire dans la fraction lessivée par le test de lavage (entre 55 et 70% du COT total). Il semble donc que la fraction organique présente dans la macroporosité est très labile et soluble. Ceci peut être expliqué par la présence de biofilm, de molécules organiques solubles qui ne s'adsorbent pas sur les solides ou moins bien que des molécules organiques plus grosses et plus hydrophobes. On peut supposer que ces molécules servent de ciment entre les particules minérales ou organiques plus grossières et contribuent à leur libération lors de leur solubilisation. Lors du séchage extrême des sédiments, le COT soluble présent dans l'eau interstitielle s'adsorbe sur les solides, les biofilms meurent et commencent à se dégrader. Lors de l'apport d'eau et l'humidification de ces sédiments, ces molécules organiques se remettent très facilement en solution. Une fraction des métaux solubles dans les expériences de lavage peut être complexé à la matière organique soluble et ainsi faciliter son transfert dans la porosité du bassin d'infiltration.

A-3 Conclusion

L'étude de la mobilité des métaux piégés dans des sédiments en fonction de l'état hydrique initial du sédiment a été approchée par un test de lavage simple qui a pour objectif de caractériser les éléments présents dans la macroporosité des sédiments donc potentiellement facilement accessible à l'eau. Ce test n'est en aucun cas à comparer à un test de lixiviation qui optimise les échanges entre toutes les particules et l'eau et assure aussi un temps de contact long. Nous avons privilégié ce test de lavage qui pour nous est

plus pertinent pour mettre en relation les particules et solutés mobilisables en relation avec la structure du sédiment.

Ce travail a mis en évidence le rôle important de l'agrégation des matériaux qui permet de réduire la dispersion des particules constituant le sédiment. Cette agrégation est clairement meilleure après des phases de séchage. Il est donc important de caractériser et conserver l'état d'agrégation de matériau pour mieux appréhender la qualité de l'eau qui traverse ensuite la macroporosité.

Les résultats obtenus sur la mobilité des polluants montrent que l'on peut distinguer deux types de phénomènes de relargage :

-Une fraction des polluants métalliques sont mobilisés avec les particules lessivées et les flux dépendent alors de l'état hydrique initial du sédiment. Moins le sédiment est structuré, et plus il a été brassé par les lames d'eau qui ont rempli le bassin d'infiltration et sont fraîchement décantés, plus les métaux seront libérés avec les particules peu liées au sédiment. Leur transfert dans le sous-sol dépendra alors de la perméabilité du sédiment qui en condition saturée en eau peu être assez forte. Les particules migreront en fonction de la capacité de filtration et d'adsorption dans le sous-sol.

-Une fraction faible de métaux est lessivée sous forme soluble à des concentrations relativement stables quelque soit l'état hydrique initial du sédiment. Cette fraction peut de plus être complexée à la matière organique fortement concentrée dans la fraction soluble. Les métaux sous cette forme sont très mobiles, même s'ils sont lessivés à des concentrations faibles, les flux générés sur des surfaces importantes de bassin d'infiltration et à chaque événement pluvieux sont importants et s'accumulent soit dans la zone non saturée sous les couches contaminées soit dans la nappe souterraine.

Il est donc important d'améliorer le calcul des flux de solutés traversant le bassin en améliorant la connaissance simultanée des quantités d'eau qui s'infiltrent et leur vitesse de transfert et des concentrations mobilisables de la surface.

A-4 Bibliographie

- Badin A-L, Faure P, Bedell J-P, Delolme C, (2008). Distribution of organic pollutants and natural organic matter in urban storm water sediments as a function of grain size, *Sci Total Environ* in press.
- Clozel B, Ruban V, Durand C, Conil P. (2006) Origin and mobility of heavy metals in contaminated sediments from retention and infiltration ponds. *Applied Geochemistry*, 21: 1781-1798.
- Dechesne, M., S. Barraud et J.-P. Bardin (2004). "Spatial distribution in an urban stormwater infiltration basin." *Journal of contaminant Hydrology* **72**: 189-205.
- Delolme C., Béchet B., Février L., Floriani M., Faure P., Gérémia R. (2007) Characterization and transfer of heavy metals in two different urban stormwater infiltration work sediments : an experimental approach. In proceedings of Novatech 2007, *Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management*, Ed : GRAIE, Lyon, France. Vol 2, p 859-866
- Février, L., (2001) Transfert d'un mélange Zn-Cd-Pb dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté : approche en colonnes de laboratoire. Thèse de Doctorat Chimie de Lyon, INSA -Université Lyon 1, 297 p.
- Klitzke, S. and F. Lang (2007). "Hydrophobicity of soil colloids and heavy metal mobilization: Effects of drying." *Journal of Environmental Quality* 36(4): 1187-1193.
- Winiarski, T., J.-P. Bedell, C. Delolme et Y. Perrodin (2006). "The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin." *Hydrogeology Journal* **14**: 1244-1251.