

Rétention et transfert de polluants dans le sol d'un ouvrage d'infiltration des eaux pluviales urbaines : variabilité de la contamination de surface en éléments traces métalliques

Damien Tedoldi, Daniel Pierlot, Philippe Branchu, Yves Kovacs, Ghassan Chebbo, Olivier Fouché, Pierre-Alain Lessault, Marie-Christine Gromaire

▶ **To cite this version:**

Damien Tedoldi, Daniel Pierlot, Philippe Branchu, Yves Kovacs, Ghassan Chebbo, et al.. Rétention et transfert de polluants dans le sol d'un ouvrage d'infiltration des eaux pluviales urbaines : variabilité de la contamination de surface en éléments traces métalliques. 40èmes Journées Scientifiques du GFHN, Nov 2015, Marne-la-Vallée, France. hal-01394938

HAL Id: hal-01394938
https://enpc.hal.science/hal-01394938

Submitted on 10 Nov 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

RÉTENTION ET TRANSFERT DE POLLUANTS DANS LE SOL D'UN OUVRAGE D'INFILTRATION DES EAUX PLUVIALES URBAINES
Variabilité de la contamination de surface en éléments traces métalliques

TEDOLDI D. [(1)], PIERLOT D. [(2)], BRANCHU P. [(3)], KOVACS Y. [(2)], CHEBBO G. [(1)], FOUCHÉ O. [(1,4)], LESSAULT P.-A. [(5)], GROMAIRE M.-C. [(1)]

[(1)] Université Paris Est, LEESU (UMR MA 102), École des Ponts ParisTech, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, Champs-sur-Marne, 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2, damien.tedoldi@leesu.enpc.fr, chebbo@leesu.enpc.fr, gromaire@leesu.enpc.fr

[(2)] SEPIA Conseils, 53 rue de Turbigo, 75003 Paris, dp@sepia-uw.fr, yk@sepia-uw.fr

[(3)] CEREMA, 12 Rue Léon Teisserenc de Bort, 78190 Trappes, philippe.branchu@cerema.fr

[(4)] Le Cnam, équipe GeF (EA 4630), 1 Bd Pythagore, 72000 Le Mans, olivier.fouche@cnam.fr

[(5)] Chambre d'agriculture de Seine-et-Marne, 418 rue A. Briand, 77350 Le Mée-sur-Seine

RÉSUMÉ

Si les systèmes favorisant l'infiltration des eaux de ruissellement connaissent un fort développement en zones urbaines et périurbaines, des interrogations demeurent quant à l'accumulation et au transfert éventuel de micropolluants dans le sol de ces dispositifs. En vue d'une étude d'impact ou d'une caractérisation systématique de ces ouvrages, il est essentiel d'appréhender convenablement la variabilité spatiale de la contamination, afin d'assurer une représentativité optimale de l'échantillonnage de sol. Ces travaux s'intéressent à la répartition de trois éléments traces métalliques dans le sol superficiel de deux bassins d'infiltration « amont ». Sur chaque site d'étude, on a prélevé une série d'échantillons avec une haute résolution spatiale, accompagnés de différentes mesures physiques (teneur en eau TDR, teneur en matières volatiles, épaisseur de l'horizon superficiel sombre). Les analyses montrent un enrichissement important en cuivre, plomb et zinc des premiers centimètres du sol, phénomène localisé autour du point d'arrivée de l'eau dans les bassins, ce qui confirme l'importance de la sollicitation hydrologique sur la distribution des contaminants métalliques. Par ailleurs, les teneurs en métaux traces apparaissent fortement corrélées au taux de matières volatiles du sol ainsi qu'à l'épaisseur de l'horizon superficiel.

Mots clés : gestion à la source, infiltration, sol, contamination, variabilité spatiale

ABSTRACT

In urban areas, the increasing use of infiltration devices for stormwater management raises some concerns about the potential for micropollutants' accumulation in soil and transport to groundwater. It is necessary to properly appraise the spatial variability of contamination, so as to optimize the number and representativeness of soil samplings. In this study, we determined the distribution of three trace metals in the surface soil of two infiltration basins. On each study site, we performed a series of high-resolution samplings and physical measurements (soil moisture, volatile matter, thickness of the dark upper soil horizon). Analyses show high Cu, Pb and Zn contents in the first centimetres of soil, but this accumulation is restricted to a relatively narrow area near the inflow point of the basins. This finding highlights the influence of heterogeneous infiltration on the distribution of trace metals. Moreover, their concentrations appear to be strongly correlated to the volatile matter content and thickness of the upper layer of soil.

Keywords: source control, infiltration, soil, contamination, spatial variability

1. INTRODUCTION

Dans un contexte d'étalement urbain et d'accroissement des volumes et débits à évacuer, le paradigme d'une gestion intégrée des eaux pluviales s'impose progressivement au sein des collectivités territoriales, qui inscrivent de plus en plus fréquemment dans leurs règlements d'assainissement et d'urbanisme des limitations des débits d'eaux de ruissellement admissibles dans les réseaux collectifs. À cet effet, les techniques « alternatives » au schéma classique du tout-tuyau, qui connaissent un fort développement dans les zones nouvellement aménagées, présentent des avantages hydrauliques et hydrologiques aujourd'hui largement reconnus : maîtrise des volumes et des débits ruisselés, réduction des surverses de réseaux unitaires, réalimentation des nappes phréatiques (Ferguson, 1994 ; Davis *et al*., 2009). Cependant, le recours à des dispositifs favorisant l'infiltration de l'eau – lorsque la conductivité hydraulique le permet – s'accompagne encore d'un certain nombre d'incertitudes relatives au devenir des contaminants dans le sol de ces ouvrages. Les concentrations usuelles mesurées dans le ruissellement urbain, ainsi que le caractère peu ou pas dégradable d'un certain nombre de micropolluants, interrogent notamment sur (*i*) le potentiel de contamination diffuse des sols, et les besoins ou contraintes en termes de gestion/maintenance de tels dispositifs à long terme, ainsi que sur (*ii*) les risques de transfert de contaminants vers les eaux souterraines.

Ce travail s'intéresse aux ouvrages de « gestion à l'amont », tels que les noues, jardins de pluie ou bassins d'infiltration de petites dimensions, pour lesquels le devenir des polluants a été assez peu documenté jusqu'alors. Des travaux menés sur des dispositifs plus ou moins anciens (jusqu'à 30 ans de fonctionnement) ont cependant démontré une forte accumulation d'éléments traces métalliques et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans la couche superficielle du sol, alors que les teneurs mesurées en-dessous de 40 à 70 cm étaient proches du fond pédogéochimique local, suggérant ainsi que ces techniques offrent des perspectives intéressantes en termes de maîtrise des flux verticaux de polluants (Norrström et Jacks, 1998 ; Dechesne, 2002 ; Winiarski *et al*., 2006). Toutefois, d'une étude à l'autre, on note un manque de systématique dans le nombre et l'emplacement des carottes de sol prélevées, choix qui n'est pas toujours guidé par une réflexion préalable sur la topographie de l'ouvrage, son fonctionnement hydrologique ou sa pédologie. Si certains auteurs ont proposé des méthodes simplifiées pour caractériser la contamination globale d'un bassin d'infiltration, à partir d'un nombre limité d'échantillonnages (*e.g.* Dechesne *et al*., 2004), la distribution spatiale des polluants dans ces systèmes est encore assez mal appréhendée.

Le Coustumer *et al*. (2007) ont mis en évidence une distribution hétérogène de plusieurs métaux traces à la surface d'un bassin d'infiltration centralisé, avec des teneurs plus importantes dans la partie ancienne de l'ouvrage, dont la couche de sédiments n'avait pas été curée. La contamination en plomb apparaît relativement localisée, tandis que le zinc et le cuivre se répartissent plus uniformément dans tout le bassin. Généralement, l'emplacement le plus contaminé se situe soit au point bas des dispositifs étudiés (Dechesne, 2002), soit à proximité du point d'arrivée de l'eau, auquel cas les teneurs en métaux tendent à décroître avec la distance à ce point (Napier *et al*., 2009 ; Jones et Davis, 2013). Dans des fossés d'infiltration longeant un grand axe routier, Kluge et Wessolek (2012) ont également observé une importante variabilité spatiale des teneurs en métaux traces ; pour ce type d'ouvrages, la contamination maximale a été détectée à des distances variables de la chaussée, pouvant aller jusqu'à 5 m malgré un accotement perméable (Boivin *et al*., 2008 ; Kluge *et al*., 2014 ; Werkenthin *et al*., 2014). Jones et Davis (2013) ont modélisé sommairement l'hydrologie d'une cellule de biofiltration, à partir de données sur la pluviométrie, la superficie du bassin versant drainé et la vitesse d'infiltration moyenne ; ils ont ainsi montré que les teneurs en métaux mesurées en différents points de la couche de surface étaient corrélées à la lame d'eau cumulée qui s'est infiltrée localement pendant les 4 années de fonctionnement du dispositif. En revanche, des investigations réalisées par Le Coustumer (2008) sur un panel de 33 systèmes d'infiltration végétalisés, n'ont pas révélé de corrélation significative entre la teneur moyenne

en métaux dans l'horizon superficiel et la lame d'eau cumulée qui s'est infiltrée dans l'ensemble de l'ouvrage. En effet, d'un dispositif à l'autre, les diverses natures de sol induisent des capacités de rétention différentes, et constituent donc un facteur de variabilité supplémentaire dans les teneurs de surface en éléments traces métalliques.

La variabilité spatiale de la contamination dans les ouvrages d'infiltration, qui dépend d'un ensemble complexe de processus de rétention à l'œuvre dans les sols, mais semble en partie conditionnée par le niveau de sollicitation hydrologique, apparaît donc comme un verrou important à lever, (*i*) pour optimiser l'échantillonnage de sol et améliorer la représentativité des profils, et (*ii*) pour évaluer la pertinence de la modélisation unidimensionnelle du transport de contaminants, dont la plupart des applications supposent une répartition homogène des flux d'infiltration en surface (Legret *et al*., 1999 ; Li et Davis, 2008 ; Quinn et Dussaillant, 2014). Dans tout ce qui suit, on se focalisera sur la contamination du sol par le cuivre, le plomb et le zinc, métaux traces ubiquistes dans le ruissellement urbain (Göbel *et al*., 2007) aux propriétés physico-chimiques contrastées (Kabata-Pendias, 2011). On propose une méthodologie visant à caractériser l'état du sol superficiel, associant mesures de qualité à haute résolution spatiale, et différentes mesures physiques.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Présentation des sites d'étude

Le premier site d'étude (Figure 1.a) est un bassin d'infiltration totale (*i.e.* ne possédant pas d'exutoire) en fonctionnement depuis plus de 25 ans, situé dans la commune de Fleury-Mérogis (département de l'Essonne). Le bassin, long de 11 m et large de 5,5 m, pour une profondeur de 3,5 m, reçoit les eaux de ruissellement d'un bassin versant majoritairement résidentiel d'environ 2 ha, par un unique tuyau d'arrivée (Ø300). Aucun débit de temps sec n'a été observé, montrant une absence (ou un nombre limité) de mauvais raccordements sur le réseau pluvial qui l'alimente. La surface efficace drainée est environ 75 fois supérieure à la surface totale d'infiltration. Une transition nette à distincte[1] est visible entre un horizon superficiel sombre, d'épaisseur variable (5 à 30 cm), et l'horizon sous-jacent qui possède une texture argilo-sableuse, avec présence d'éléments grossiers (meulière et graviers) et des taches de réduction visibles jusqu'à 45 cm de profondeur. Le pH_{eau} du sol en surface est de 7,8 ± 0,1 (4 réplicats en laboratoire).

Le second site d'étude (Figure 1.b) est un bassin de rétention-infiltration en fonctionnement depuis plus de 20 ans, situé dans la commune de Dourdan (département de l'Essonne). Long de 18 m, le bassin possède une forme légèrement ovoïde, et récupère les eaux de ruissellement des voiries alentour (dont la route départementale 116) ainsi que d'un parking attenant à une déchetterie. Le ratio entre surface drainée et surface d'infiltration est évalué à 50. L'arrivée de l'eau se fait par une canalisation Ø600 suivie d'un radier en béton de 90 cm de large qui disperse l'écoulement ; l'ouvrage possède un exutoire (Ø100) surélevé et muni d'une vanne mécanique usuellement ouverte. Comme pour le site de Fleury-Mérogis, un horizon très sombre, d'épaisseur variable (0 à 25 cm), est visible en surface, avec une transition nette vers le sol sous-jacent ; ce dernier est limono-sableux jusqu'à 1 m de profondeur et présente des taches d'oxydation, en-dessous de quoi on trouve une couche d'argile relativement compacte. Le pH_{eau} du sol superficiel est de 7,4 ± 0,1 (4 réplicats en laboratoire).

2.2 Échantillonnage *in situ*

La campagne d'échantillonnage a été entreprise entre avril et mai 2015. La surface des ouvrages étudiés a été discrétisée selon une grille horizontale rectangulaire, dont les mailles

[1]Au sens du Glossaire de pédologie de l'ORSTOM, 1969.

possèdent une surface moyenne projetée de 2 m^2. Au niveau de chacun des sommets de la grille, (*i*) un échantillon de sol a été prélevé sur une profondeur de 2 à 3 cm, à l'aide d'une pelle en acier inoxydable, et stocké dans un flacon en polyéthylène haute densité ; la pelle a été nettoyée puis rincée deux fois à l'eau distillée entre deux prélèvements ; (*ii*) le sol a été carotté jusqu'à une profondeur de 30 cm, au moyen d'une tarière-gouge manuelle, afin de relever l'épaisseur de l'horizon superficiel ; (*iii*) la teneur en eau moyenne dans les 8 premiers centimètres du sol a été mesurée à l'aide d'une sonde TDR (*Spectrum Technologies*, Humidimètre FieldScout TDR 100).



(a) (b)

Figure 1 : Photographies aériennes des sites d'étude (en traits blancs pointillés) avec leur bassin versant d'apport : (a) Bassin d'infiltration de Fleury-Mérogis, (b) Bassin de rétention-infiltration de Dourdan. *Photos : DigitalGlobe (2015) et InterAtlas (2015).*

2.3 Traitement et analyse des échantillons

Les échantillons de sol ont été rapportés au laboratoire, séchés à l'étuve (40°C) pendant 7 jours, avant d'être broyés manuellement et tamisés à 2 mm avec une maille en nylon. Les teneurs en cuivre, plomb et zinc ont été déterminées par spectrométrie de fluorescence X (*Thermo Scientific*, Analyseur Niton™ XL3t) sur les échantillons secs, ce qui permet de s'affranchir du biais lié aux différences de teneurs en eau et de porosité dans les mesures *in situ*. Les limites de quantification de l'appareil sont respectivement de 20, 9, et 30 mg/kg pour le cuivre, le plomb, et le zinc. Pour chaque échantillon, quatre mesures ont été réalisées afin de vérifier la répétabilité des valeurs obtenues, dont on n'a conservé que la moyenne par échantillon dans ce qui suit. Par ailleurs, une masse de 5 à 10 g de sol sec a été calcinée à 550°C pendant 6 h, de façon à déterminer la teneur en matières volatiles de chaque échantillon.

2.4 Cartographies

Les champs spatiaux ont été interpolés par krigeage afin de générer des cartes de la contamination superficielle, du taux de matières volatiles, de l'humidité et de l'épaisseur de l'horizon de surface. La grille d'interpolation possède une maille carrée de 10 cm de côté.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les teneurs mesurées sur les deux sites d'étude témoignent d'un enrichissement significatif de la surface du sol en éléments traces métalliques, dans une partie limitée des ouvrages. Malgré une dispersion importante des valeurs, la contamination se répartit de façon caractéristique par rapport au point d'arrivée de l'eau dans l'ouvrage, de coordonnées (5 ; 5,5) pour le premier site, et (0 ; 18) pour le second (Figures 2 et 3). Les teneurs en métaux décroissent avec la distance à ce point, jusqu'à atteindre, à l'autre extrémité du bassin, des valeurs proches voire inférieures aux limites de quantification de l'analyseur. Il convient de noter que sur le site 1, le

dernier tronçon du tuyau s'est rompu il y a environ 3 ans, et qu'au cours des premières années de fonctionnement du bassin, l'eau arrivait au niveau du point (3,5 ; 4) (information fournie par la Communauté d'Agglomération du val d'Orge – diagnostic bassins et fossés) qui est de fait le plus contaminé de l'ouvrage. On observe ainsi sur la Figure 2 un « déplacement » de la pollution vers l'emplacement actuel du point d'arrivée d'eau. Sur le site 2, la zone la plus contaminée du bassin apparaît moins ponctuelle que sur le site 1 (Figure 3), ce qui est probablement dû à la présence d'un radier qui facilite la dispersion de l'écoulement avant son infiltration. Conformément aux conclusions de Napier *et al*. (2009) et Jones et Davis (2013), l'hétérogénéité spatiale de la contamination semble en grande partie liée à la non-uniformité des flux infiltrés annuellement, dans des ouvrages dimensionnés pour gérer au moins une pluie décennale.

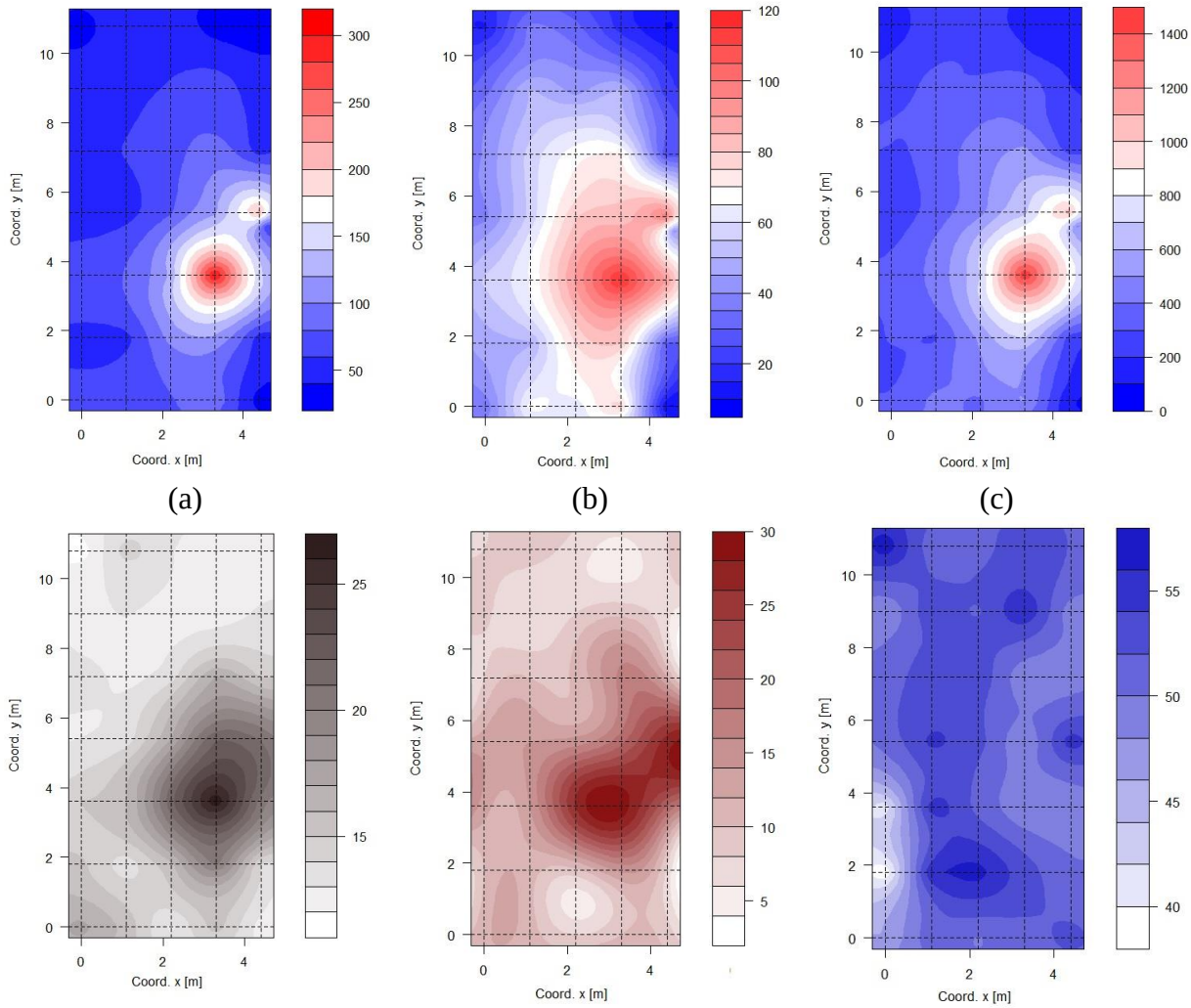


Figure 2 : Site d'étude n°1. Cartographie des teneurs en (a) Cuivre, (b) Plomb, (c) Zinc [mg/kg], (d) Taux de matières volatiles [%], (e) Épaisseur de l'horizon superficiel [cm], (f) Teneur en eau [%]. Le quadrillage correspond aux points d'échantillonnage.

On constate par ailleurs que les teneurs en cuivre, plomb et zinc présentent des distributions spatiales similaires, et sont très fortement corrélées entre elles (coefficient de Bravais-Pearson supérieur à 0,85 pour le site 1 et 0,98 pour le site 2). Ce résultat pourrait suggérer des dynamiques de transport et d'immobilisation similaires pour les trois métaux traces, et ce, malgré une spéciation potentiellement différente dans les eaux de ruissellement[2]. Ce constat n'est pas conforme aux conclusions de Le Coustumer *et al*. (2007), mais la taille et le type de

[2]À titre d'exemple, le plomb est connu pour être majoritairement sous forme particulaire dans le ruissellement urbain, tandis que la fraction dissoute est généralement plus importante pour le zinc (Gromaire *et al*., 1999).

bassin versant, les ordres de grandeur des concentrations, ainsi que la nature du sol sont aussi très différents.

Les résultats actuels ne permettent pas d'identifier avec certitude la nature de l'horizon sombre de surface, plus riche en matières volatiles, cartographié sur les Figures 2.e et 3.e. Il pourrait s'agir d'une couche formée principalement par des MES riches en matières organiques, qui auraient sédimenté à proximité du tuyau d'arrivée d'eau ; la corrélation élevée entre matières volatiles, épaisseur de l'horizon superficiel et teneurs en métaux pourrait alors constituer la signature d'un transport majoritairement particulaire. À l'inverse, la présence d'un horizon superficiel plus épais et plus organique à proximité du point d'arrivée de l'eau pourrait être due à des phénomènes d'humification et de minéralisation impactés par les cycles de mise en eau/aérobiose, plus fréquents dans cette zone (Duchaufour, 2001).

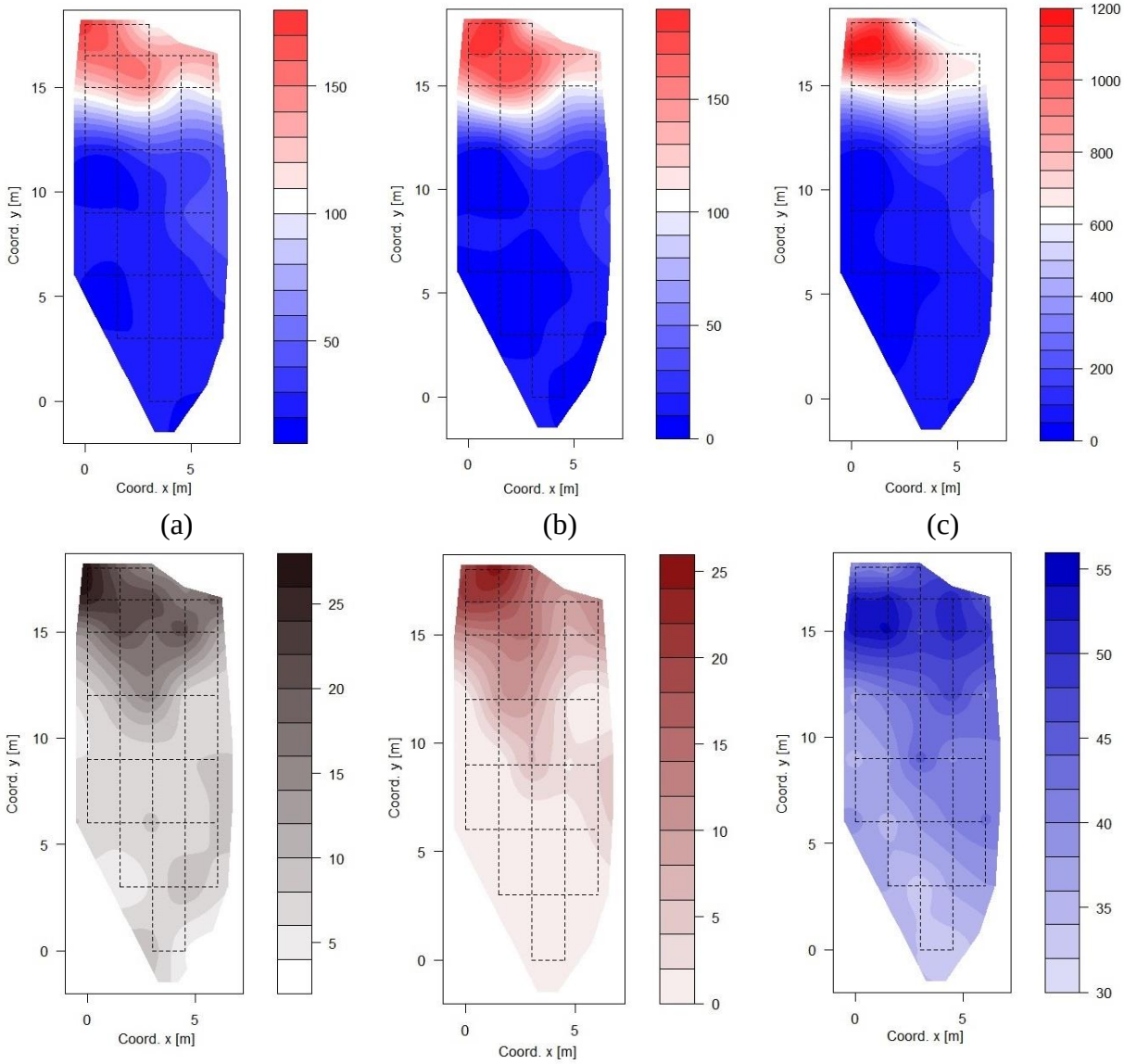


Figure 3 : Site d'étude n°2. Cartographie des teneurs en (a) Cuivre, (b) Plomb, (c) Zinc [mg/kg], (d) Taux de matières volatiles [%], (e) Épaisseur de l'horizon superficiel [cm], (f) Teneur en eau [%]. Le quadrillage correspond aux points d'échantillonnage.

Alors que les concentrations minimales en cuivre, plomb et zinc mesurées dans les deux bassins restent inférieures aux *seuils d'anomalie* (ou *valeurs cibles*) définis par les normes de qualité des sols en France et aux Pays-Bas, les concentrations maximales sont très nettement supérieures à ces valeurs, et dépassent pour certaines les *seuils d'intervention* (Figure 4). Ces

deux seuils, quoique différents dans chaque pays, ont été définis sur le même principe : le premier correspond à la concentration maximale rencontrée dans des sols courants, tandis que le dépassement du second devrait impliquer des mesures de traitement/décontamination (Baize, 2002 ; Schmidt *et al*., 2008). Ces résultats sont par ailleurs cohérents avec les valeurs usuelles de la littérature pour des ouvrages similaires. À titre d'exemple, les teneurs maximales mesurées par Napier *et al*. (2009) dans des bassins d'infiltration routiers étaient de 198, 107, et 1050 mg/kg pour le cuivre, le plomb, et le zinc, respectivement ; dans des fossés de bord de route, Dierkes et Geiger (1999) ont relevé des teneurs pouvant aller jusqu'à 413, 280, et 1580 mg/kg ; en zone résidentielle, les noues d'infiltration les plus contaminées du panel étudié par Ingvertsen *et al*. (2011) présentaient des teneurs moyennes de 100, 120, et 400 mg/kg, pour chacun des trois métaux respectivement.

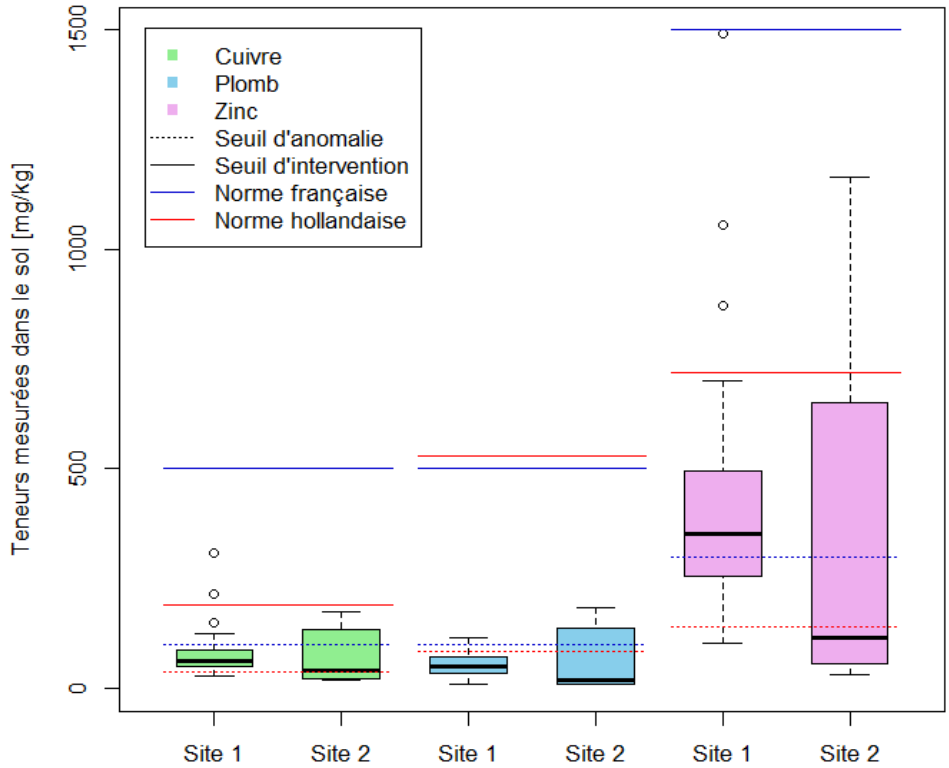


Figure 4 : *Boxplots* des teneurs en métaux traces mesurées sur chacun des sites d'étude. Les traits pleins et pointillés correspondent aux valeurs seuils [teneurs totales, en mg/kg] définies dans les normes française (AFNOR NF U 44-041) et hollandaise (*Soil Protection Act*).

4. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Au cours de cette étude, une campagne d'échantillonnage à haute résolution spatiale a été entreprise dans deux dispositifs d'infiltration recevant les eaux de ruissellement de bassins versants assez différents, afin de cartographier les teneurs en éléments traces métalliques dans les 2-3 premiers centimètres du sol, ainsi que d'autres variables d'intérêt. Les analyses montrent que la contamination est variable à l'échelle d'un ouvrage, mais structurée spatialement autour du point d'arrivée de l'eau : ainsi peut-on observer une accumulation significative de métaux à proximité de ce point, tandis que l'autre extrémité du bassin est quasiment exempte de pollution. Ceci démontre l'influence du fonctionnement hydrologique de l'ouvrage sur la distribution des contaminants, dans des systèmes dimensionnés pour gérer une pluie décennale où les événements courants s'infiltrent localement sans générer une lame d'eau uniforme. En outre, les teneurs en cuivre, plomb et zinc apparaissent très fortement corrélées entre elles, ainsi qu'au taux de matières volatiles et à l'épaisseur de l'horizon superficiel du sol.

Ces résultats ont plusieurs implications notables en pratique. Tout plan d'échantillonnage du sol dans de tels dispositifs devrait tenir compte *a priori* de cette répartition caractéristique de la contamination, sous peine de perdre en représentativité des mesures ; en particulier, une étude basée sur une sélection aléatoire des points de prélèvement risque de conduire à une estimation biaisée des niveaux de contamination atteints. Par ailleurs, l'hypothèse fondamentale de la modélisation unidimensionnelle, selon laquelle les flux infiltrés sont homogènes sur l'ensemble de l'ouvrage, est visiblement fausse lorsque l'arrivée de l'eau se fait de façon ponctuelle. Sans nécessairement recourir à un modèle bi- ou tridimensionnel, il semblerait judicieux de réfléchir à des solutions permettant de prendre en compte des zones d'infiltration différenciée, en fonction de l'éloignement au tuyau d'arrivée d'eau. Enfin, d'un point de vue opérationnel, d'éventuelles mesures de maintenance ou traitement du sol ne seraient pas nécessaires sur l'ensemble de l'ouvrage, compte tenu de la distribution des polluants ; toutefois l'étendue en profondeur de la contamination devra être évaluée au cours des travaux futurs. Si l'on souhaite répartir la contamination sur une zone moins restreinte, et ainsi limiter les risques de transfert vertical par saturation des capacités d'adsorption en surface, il semble préférable de favoriser les arrivées d'eau diffuses, tel qu'un épandage par plusieurs petits tuyaux (comme on le fait pour les eaux usées en assainissement non collectif) ou par ruissellement direct depuis la chaussée, plutôt qu'un tuyau unique.

RÉFÉRENCES BILIOGRAPHIQUES

AFNOR, 1985 – Norme NF U 44-041 : Boues des ouvrages des eaux usées urbaines : dénominations et spécifications. *Association Française de Normalisation (AFNOR)*.

Baize D., 2002 – Examen critique des valeurs limites "sols" de la réglementation française. In: Les éléments traces métalliques dans les sols : approches fonctionnelles et spatiales. *INRA Editions*, 137-154.

Boivin P., Saadé M., Pfeiffer H. R., Hammecker C. & Degoumois Y., 2008 – Depuration of highway runoff water into grass-covered embankments. *Environmental Technology,* 29(6), 709-720.

Davis A. P., Hunt W. F., Traver R. G. & Clar M., 2009 – Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. *Journal of Environmental Engineering,* 135(3), 109-117.

Dechesne M., 2002 – Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances technique et environnementale sur le long terme. *Thèse de doctorat. INSA Lyon*

Dechesne M., Barraud S. & Bardin J.-P., 2004 – Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin. *Journal of Contaminant Hydrology,* 72(1-4), 189-205.

Dierkes C. & Geiger W. F., 1999 – Pollution retention capabilities of roadside soils. *Water Science and Technology,* 39(2), 201-208.

Duchaufour P., 2001 – Introduction à la science du sol. Sol, végétation, environnement. *Paris: Dunod*

Ferguson B. K., 1994 – Stormwater infiltration. *Boca Raton: CRC Press*.

Göbel P., Dierkes C. & Coldewey W. G., **2007** – Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology,* 91, 26-42.

Gromaire M.-C., Garnaud S., Gonzalez A. & Chebbo G., 1999 – Characterization of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology*, 39(2), 1-8

Ingvertsen S. T., Cederkvist K., Régent Y., Sommer H., Magid J. & Jensen M. B., 2012 – Assessment of Existing Roadside Swales with Engineered Filter Soil: I. Characterization and Lifetime Expectancy. *Journal of Environmental Quality,* Volume 41, 1960-1969.

Jones P. S. & Davis A. P., 2013 – Spatial Accumulation and Strength of Affiliation of Heavy Metals in Bioretention Media. *Journal of Environmental Engineering,* 139(4), 479-487.

Kabata-Pendias A., 2011 – Trace Elements in Soils and Plants, Fourth edition. *Boca Raton: CRC Press*.

Kluge B., Werkenthin M. & Wessolek G., 2014 – Metal leaching in a highway embankment on field and laboratory scale. *Science of the Total Environment,* 493, 495-504.

Kluge B. & Wessolek G., 2012 – Heavy metal pattern and solute concentration in soils along the oldest highway of the world - the AVUS Autobahn. *Environmental Monitoring and Assessment,* 184(11), 6469-6481.

Le Coustumer S., 2008 – Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. *Thèse de doctorat. INSA Lyon*.

Le Coustumer S., Moura P., Barraud S., Clozel B. & Varnier J. C., 2007 – Temporal evolution and spatial distribution of heavy metals in a stormwater infiltration basin - estimation of the mass of trapped pollutants. *Water Science and Technology,* 56(12), 93-100.

Legret M., Nicollet M., Miloda P., Colandini V. & Raimbault G., 1999 – Simulation of heavy metal pollution from stormwater infiltration through a porous pavement with reservoir structure. *Water Science and Technology*, 39(2), 119-125.

Li H. & Davis A. P., 2008 – Heavy Metal Capture and Accumulation in Bioretention Media. *Environmental Science and Technology,* 42(14), 5247-5253.

Napier F., Jefferies C., Heal K. V., Fogg P., d'Arcy B. J. & Clarke R., 2009 – Evidence of traffic-related pollutant control in soil-based Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS). *Water Science and Technology,* 60(1), 221-230.

Norrström A. C. & Jacks G., 1998 – Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science of the Total Environment,* 218(2-3), 161-174.

ORSTOM, 1969 – Glossaire de pédologie. Description des horizons en vue du traitement informatique. *Institut français de recherche scientifique pour le développement en coopération*.

Quinn R. & Dussaillant A., 2014 – Predicting infiltration pollutant retention in bioretention sustainable drainage systems: model development and validation. *Hydrology Research,* 45(6), 855-867.

Schmidt M., Glasson J., Emmelin L. & Helbron H., 2008 – Standards and Thresholds for Impact Assessment. *Berlin: Springer Verlag*.

Werkenthin M., Kluge B. & Wessolek G., 2014 – Metals in European roadside soils and soil solution - A review. *Environmental Pollution,* 189, 98-110.

Winiarski T., Bedell J.-P., Delolme C. & Perrodin Y., 2006 – The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin. *Hydrogeology Journal,* 14, 1244-1251.