



HAL
open science

Accumulation de métaux et HAP dans le sol de différents ouvrages d'infiltration

Damien Tedoldi, Ghassan Chebbo, Daniel Pierlot, Yves Kovacs,
Marie-Christine Gromaire

► To cite this version:

Damien Tedoldi, Ghassan Chebbo, Daniel Pierlot, Yves Kovacs, Marie-Christine Gromaire. Accumulation de métaux et HAP dans le sol de différents ouvrages d'infiltration. TSM. Techniques Sciences Méthodes – Génie urbain, génie rural, 2019, 10.36904/tsm/201912089 . hal-02477824

HAL Id: hal-02477824

<https://enpc.hal.science/hal-02477824>

Submitted on 13 Feb 2020

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.

VERS UNE MAÎTRISE À LA SOURCE DE LA CONTAMINATION DES EAUX PLUVIALES URBAINES

Accumulation de métaux et HAP dans le sol de différents ouvrages d'infiltration

Metal and PAH accumulation in the soil of infiltration-based Sustainable Drainage Systems

Damien Tedoldi^{1,2,*}, Ghassan Chebbo^{1,3}, Daniel Pierlot², Yves Kovacs², Marie-Christine Gromaire¹

¹LEESU, UMR MA 102, École des Ponts, AgroParisTech, UPEC, UPE. 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, Champs-sur-Marne. 77455 Marne-la-Vallée cedex 2.

²SEPIA, 53 rue de Turbigo, 75003 Paris.

³Faculty of Engineering III, Lebanese University, Hadath, Lebanon.

*Auteur correspondant, damien.tedoldi@enpc.fr, 01 64 15 37 69

CATEGORIE DE L'ARTICLE : *Recherche appliquée*

FORMAT DE L'ARTICLE : *Article scientifique*

Résumé

Le développement du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines, et notamment le recours croissant à des dispositifs d'infiltration, suscitent des interrogations sur la capacité du sol à jouer le rôle de « filtre » vis-à-vis des polluants présents dans le ruissellement. Cette question a été abordée en couplant campagnes de terrain et approche de modélisation. Sur 11 dispositifs d'infiltration aux caractéristiques contrastées, le sol a été échantillonné en deux phases successives, conduisant à des cartographies de la contamination superficielle en métaux, puis à des profils verticaux de métaux et HAP, accompagnés de différentes variables explicatives. Les résultats ont démontré une bonne rétention des contaminants sur la plupart des sites d'étude, grâce à la combinaison de processus mécaniques (filtration) et physico-chimiques (adsorption). La distribution spatiale des métaux en surface, qui présente une structure caractéristique par rapport à la zone d'arrivée de l'eau, révèle le caractère non-uniforme de l'infiltration lors des événements pluvieux courants. Dans la zone la plus polluée des ouvrages, métaux et HAP présentent un enrichissement significatif sur 10 à 40 centimètres de profondeur. La contrepartie de cette rétention est une contamination qui, sur 7 sites, excède localement les teneurs maximales admissibles – telles que définies par différentes normes internationales – dans le sol de zones résidentielles ; toutefois cela représente un volume de terres polluées relativement limité. L'approche de modélisation a permis de montrer que la durée de vie d'un dispositif d'infiltration pouvait être significativement améliorée en apportant un amendement organique à l'horizon superficiel, ce qui accroît la rétention de la pollution dissoute, ou en privilégiant une arrivée d'eau la plus répartie possible à la surface des ouvrages. La réduction des volumes d'eau de ruissellement en entrée d'ouvrage – par exemple en déracordant les eaux « propres » générées par le bassin versant – y participe également.

Mots-clés : Eaux pluviales, Gestion à la source, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, Infiltration, Métaux, Sol, Techniques alternatives

Abstract

Sustainable Drainage Systems are increasingly used for stormwater management. However, the generalization of runoff infiltration in urban watersheds raises some concerns regarding the soil's ability to retain ubiquitous runoff pollutants. This question was addressed *via* field campaigns and modelling approaches. A two-phase sampling methodology was carried out on 11 infiltration-based facilities with contrasting characteristics, leading to cartographies of metal contamination in the surface soil, and vertical profiles of metal and PAH contents, along with different explanatory variables. The spatial distribution of trace metals in the upper horizon displayed a systematic structure with respect to the inflow area, and revealed the time-integrated signature of non-uniform infiltration fluxes and flow pathways at the surface. In the most contaminated zone of the facilities, a significant enrichment of metals and PAHs was detectable until 10 to 40 cm depth. Soil acts as an effective “filter” towards these persistent urban contaminants, due to the combination of mechanical and physicochemical processes (filtration and sorption); in return, surface contents from 7 study sites exceeded “intervention thresholds” for multi-functional areas – as defined in various international soil clean-up standards. In these devices, the area which would require soil remediation after ≥ 10 years of operation was found to be laterally and vertically limited. The modelling approach demonstrated that a device's lifespan can be substantially improved *via* an organic amendment of the surface horizon, which increases the retention of dissolved contaminants, or by ensuring diffuse water inflow at the soil surface. Reducing runoff volumes at the facility inlet – *e.g. via* the disconnection of “non-emissive” surfaces in the catchment area – also contributes to decreasing the rate of contaminant migration in the soil.

Keywords: Infiltration, Metals, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Soil, Source-control devices, Stormwater, Sustainable Drainage Systems

Introduction

L'essor que connaît aujourd'hui la gestion intégrée des eaux pluviales s'accompagne d'un recours croissant à des techniques favorisant l'infiltration de l'eau « à la source », disséminées sur des bassins versants urbains. Si les avantages hydrauliques et hydrologiques de ces dispositifs sont aujourd'hui largement reconnus (Zhou, 2014), ces dernières décennies ont vu émerger un certain nombre d'interrogations quant à l'incidence d'un tel mode de gestion sur les flux polluants (Bressy et al., 2014), et plus précisément sur la capacité du sol à jouer, sur le long terme, le rôle de « filtre » vis-à-vis des contaminants présents dans le ruissellement (Mikkelsen et al., 1994).

Des travaux conséquents ont été réalisés sur des ouvrages plutôt centralisés à l'aval des réseaux pluviaux (Datry, 2003 ; Dechesne, 2002 ; Le Coustumer, 2008), menant généralement à des observations rassurantes sur l'interception de certains contaminants (éléments traces métalliques, hydrocarbures) par les horizons superficiels du sol (De Becdelièvre et al., 2009). Néanmoins, les craintes ressurgissent face à la multiplication des dispositifs « amont », parfois sur des parcelles privées, ce qui limite les capacités de contrôle et d'intervention d'une collectivité. Il apparaît d'autant plus important que ces ouvrages soient résilients dès leur mise en place, c'est-à-dire conçus pour assurer un fonctionnement épuratoire durable sans requérir de maintenance fréquente.

L'un des thèmes de recherche développés dans le cadre du projet OPUR 4 porte sur l'utilisation des infrastructures de gestion des eaux pluviales pour une maîtrise à la source de leur contamination. Dans la continuité des travaux d'A. Bressy (2010) et J. Sage (2016), qui ont démontré que le recours à des ouvrages de gestion à la source favorisant l'infiltration des pluies courantes permettait un abattement significatif des flux de polluants dirigés vers les eaux superficielles, les travaux rapportés ici abordent *la contamination du sol* dans ces ouvrages. Parmi les contaminants usuels du ruissellement urbain, deux familles particulières ont été retenues pour cette étude, métaux et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dont la persistance et la réactivité avec certains constituants du sol les rend susceptibles de s'accumuler durablement dans les ouvrages. L'objectif est triple :

- i. Évaluer les teneurs maximales que l'on est susceptible de rencontrer dans le sol, l'étendue de la zone polluée, ainsi que les conséquences environnementales d'une telle contamination ;
- ii. Identifier les processus qui gouvernent le devenir des contaminants, et développer des outils prédictifs de la pollution du sol, afin d'en anticiper les évolutions de long terme ;
- iii. Formuler des recommandations pour guider les pratiques opérationnelles (choix et conception des ouvrages, maintenance et gestion des sols), afin que la gestion à la source des eaux pluviales puisse constituer un outil idoine et durable de maîtrise des flux polluants en milieu urbain.

La démarche générale s'est appuyée sur deux approches complémentaires : un diagnostic expérimental sur onze sites d'étude variés, couplé à une démarche de modélisation. Le premier volet a permis d'évaluer les niveaux de contamination du sol, ainsi que la distribution spatiale de la pollution – en surface et en profondeur – après des durées de fonctionnement connues. Le second volet a complété la vision « instantanée » offerte par les investigations expérimentales, en proposant une description dynamique des transferts de contaminants et une meilleure compréhension des mécanismes en jeu. L'outil de modélisation ainsi construit a permis *in fine* d'évaluer l'incidence de certaines pratiques de conception des ouvrages sur le devenir des polluants à long terme.

1. Matériel et méthodes

1.1. Volet expérimental

1.1.1. Description des sites d'étude

Onze ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales, qui ont, pour la plupart, fonctionné pendant plus de 10 ans, ont servi de sites d'étude pour ce travail. Les données techniques disponibles sur ces ouvrages sont présentées dans le Tableau 1. Ces derniers, qui incluent bassins d'infiltration, noues, et bandes enherbées, décrivent un continuum de tailles (de 10 à plus de 200 m²), et sont représentatifs d'une diversité de contextes urbains. La surface active des bassins versants varie entre 160 m² et 3,5 ha. Les deux principaux modes d'apport, à savoir une arrivée d'eau centralisée (tuyau) ou diffuse (ruissellement superficiel), sont représentés dans des proportions similaires. Bien que les onze sites d'étude soient situés en région parisienne, ils recouvrent une assez grande diversité de textures de sol parmi celles qui sont favorables à l'infiltration. L'ensemble des bassins ainsi qu'une noue d'infiltration ont été construits sur le sol préexistant, qui a simplement été excavé afin d'assurer un volume de stockage suffisant ; à l'exception de quelques arbustes plantés dans l'un des bassins (*Sausset1*), une végétation spontanée s'est développée dans ces ouvrages. Les 5 dispositifs restants ont été construits à partir d'un sol rapporté d'un autre site (terre végétale ou mélange terre/sable) et ont été végétalisés dès le départ (*cf.* Tableau 1).

1.1.2. Échantillonnage et analyses de sol

Une méthodologie d'investigation en deux étapes a été développée, au cours desquelles ont été examinées successivement la contamination de l'horizon superficiel en éléments traces métalliques, puis la distribution verticale des polluants, en élargissant le spectre des substances recherchées.

Étude du sol de surface. La première phase a consisté en un échantillonnage systématique du sol de surface (2-3 premiers centimètres) selon une grille rectangulaire, avec une haute résolution spatiale (au moins 20 échantillons par ouvrage, et au moins 35 échantillons pour 100 m² d'ouvrage). Après séchage et prétraitement des échantillons, l'analyse élémentaire a été réalisée par spectrométrie de fluorescence X, en retenant le cuivre, le plomb, et le zinc comme traceurs de la contamination urbaine. Les teneurs mesurées ont ensuite été interpolées sur l'ensemble de la surface échantillonnée pour aboutir à des cartographies de la pollution en métaux dans l'horizon superficiel (Tedoldi et al., 2017a).

Investigations en profondeur. Suite à cette première phase expérimentale, sept sites d'étude ont été retenus pour les investigations en profondeur. Sur chaque site ont été délimitées plusieurs zones homogènes, dans lesquelles il est *a priori* légitime de constituer des échantillons composites (Figure 1) : la « zone de référence », où les teneurs de surface en Cu, Pb et Zn, sont inférieures au 1^{er} décile des mesures, la « zone I », qui présente des teneurs superficielles supérieures au 9^{ème} décile, et sur certains sites, une région intermédiaire appelée « zone II ». Dans chaque zone ont été collectées 4 carottes de sol, jusqu'à une profondeur de 30 à 80 cm selon les sites, à l'aide d'une tarière-gouge manuelle en inox (diamètre 3 cm, tête à marteler). Celles-ci ont ensuite été subdivisées en 6 à 9 tranches avec une résolution plus fine à la surface. Pour chaque tranche de profondeur, un échantillon moyen a été constitué à partir des 4 carottes. Les paramètres suivants ont été analysés sur chaque échantillon de sol :

- i. teneurs totales en métaux (Cu, Pb, Zn, Cd, Cr, Ni, Co, et Mo), après dissolution de la matrice solide par attaque acide (HF + HClO₄) ;

- ii. fraction *mobile* de ces mêmes métaux, *i.e.* quantité extractible au contact d'une solution de CaCl_2 à 0,01 mol/L, qui reproduit l'action des exsudats racinaires sur les métaux adsorbés (Novozamsky et al., 1993) ;
- iii. teneurs des 16 HAP classés polluants prioritaires par l'US-EPA ;
- iv. paramètres pédologiques (pH, matières volatiles, CEC, carbonates, granulométrie).

Ces analyses ont permis de construire des profils de contamination par zone homogène, et de décrire, avec la même résolution, l'évolution verticale des paramètres du sol (Tedoldi et al., 2017b).

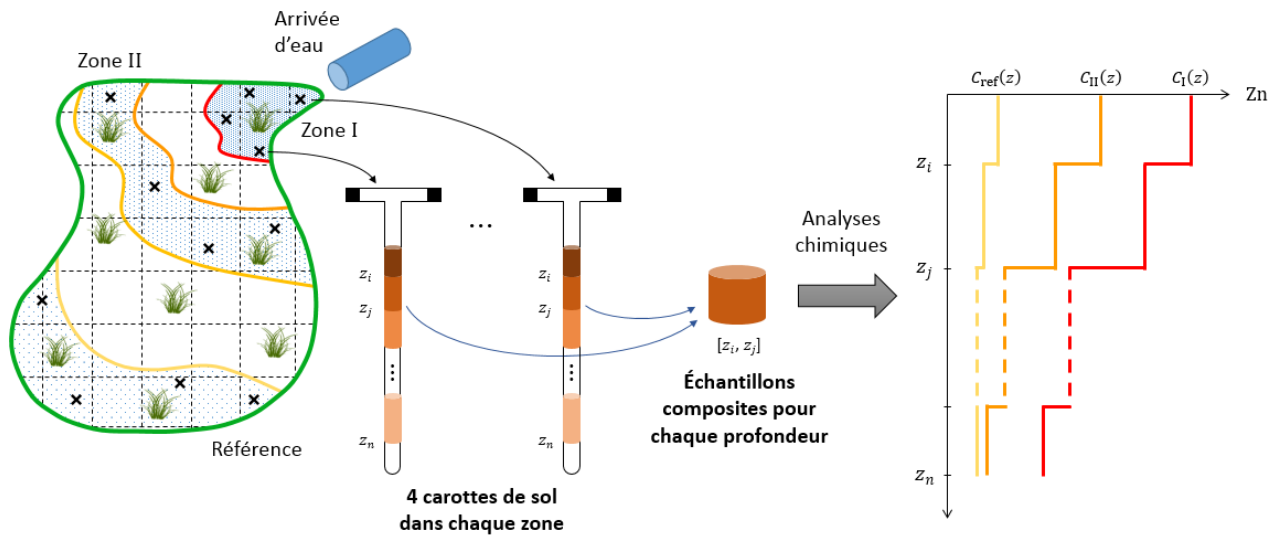


Figure 1 – Schéma de principe de la méthodologie d'échantillonnage.

1.1.3. Acquisition de données d'entrée pour la modélisation

En vue de la validation du modèle développé dans le second volet du travail (*cf.* partie 1.2), le sol du bassin d'infiltration de la *Greffière*, choisi comme « site pilote », a fait l'objet d'une caractérisation expérimentale approfondie. Les propriétés suivantes ont été déterminées :

- i. paramètres hydrodynamiques (conductivité hydraulique et courbe de rétention), *via* la méthode « BEST » (*Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters*, Lassabatère et al., 2006) ;
- ii. dispersivité du sol (paramètre qui gouverne le transport des substances dissoutes), déterminée à partir de la courbe de percée d'un traceur non réactif (NaCl) à travers une colonne de sol homogène de 50 cm d'épaisseur ;
- iii. isothermes et cinétiques d'adsorption pour le zinc et le cuivre (qui décrivent la réactivité du sol vis-à-vis de ces deux métaux), obtenues grâce à des essais en « batch ».

1.2. Approche de modélisation

1.2.1. Construction et validation du modèle

L'objectif de l'approche est de décrire, sur le long terme, le devenir d'un polluant réactif et conservatif à l'intérieur d'un dispositif d'infiltration végétalisé et sec (*i.e.* sans lame d'eau permanente à la surface). Trois

catégories de processus sont classiquement représentés dans ce type de modèle : (i) l'hydrodynamique de la zone non saturée, (ii) le transport de soluté, et (iii) son adsorption sur la matrice solide. Les équations correspondantes peuvent être trouvées par exemple dans d'autres références (e.g. Simunek et al., 2013) ; le logiciel HYDRUS 1D a été utilisé pour la résolution numérique du problème.

En premier lieu, il a été nécessaire d'apporter des améliorations au formalisme classique afin de gagner en représentativité dans la description du système et des processus. D'une part, le devenir de la contamination particulaire dans le sol a été pris en compte : la modélisation de la filtration des matières en suspension (MES) s'appuie sur le formalisme d'Iwasaki (1937), qui postule une distribution exponentielle décroissante de leur concentration dans la solution du sol. D'autre part, il a fallu décrire le caractère non-uniforme des flux d'infiltration en surface : en effet, comme cela sera démontré par les résultats expérimentaux, l'infiltration se produit de façon préférentielle près du tuyau (ou de la zone) d'arrivée de l'eau ; plus on s'en éloigne, plus les apports en eau diminuent. En d'autres termes, un modèle unidimensionnel appliqué à l'échelle d'un ouvrage d'infiltration tout entier n'est pas approprié. Par conséquent, la surface du sol a été subdivisée en 10 domaines homogènes, partant de la zone d'arrivée de l'eau. La totalité du flux d'eau provenant du bassin versant arrive dans le premier domaine, où l'infiltration a lieu en fonction des capacités du sol ; l'eau excédentaire est dirigée vers le domaine suivant, où l'on réitère la procédure. Ceci permet de parvenir à un modèle « pseudo-3D », dans lequel chaque domaine est décrit par un formalisme unidimensionnel vertical, mais le flux d'infiltration à sa surface est différent.

La validité du modèle ainsi construit a ensuite été évaluée en confrontant les profils de contamination observés et simulés pour le site pilote de la *Greffière*, pour lequel la plupart des paramètres d'entrée avaient fait l'objet d'une détermination expérimentale (paragraphe 1.1.3).

1.2.2. Analyse de scénarios

Le modèle sous sa forme définitive a enfin été utilisé pour évaluer l'incidence de deux scénarios de conception des ouvrages.

Scénario 1. On souhaite mettre en place un ouvrage d'infiltration sur un sol sableux, dans lequel les contaminants particuliers sont correctement piégés par filtration mécanique, mais qui possède des capacités de rétention médiocres vis-à-vis des métaux dissous. Afin de limiter les flux en profondeur, on apporte un amendement organique à l'horizon de surface, sur une épaisseur de 30 cm, ce que l'on traduit dans le modèle par une modification de l'isotherme d'adsorption du sol, en supposant que ses propriétés hydrodynamiques ne sont pas impactées. Deux configurations d'ouvrages seront comparées, dans lesquelles le ruissellement arrive respectivement de façon ponctuelle (par un tuyau) et de façon répartie sur toute la surface du sol.

Scénario 2. Un dispositif d'infiltration de 50 m², avec d'assez bonnes capacités de rétention, a été mis en place à l'aval d'un bassin versant de 1000 m² (en surface active). L'occupation du sol est variée, et une partie du site génère des eaux de ruissellement significativement moins polluées que le reste des surfaces, si bien qu'une dilution s'opère avant l'entrée de l'ouvrage. On s'interroge sur l'effet d'un décalage des zones à faibles potentiel de contamination (dont les eaux pluviales seraient gérées à la parcelle), de façon à supprimer cet effet de dilution : cela se traduirait par une diminution des volumes, mais une augmentation des concentrations en entrée d'ouvrage. Dans les trois configurations testées, la surface active du bassin

versant passerait à 900, 700, et 500 m². Il s'agit d'évaluer les conséquences d'une telle pratique sur la migration des contaminants dans le sol.

2. Résultats et discussion

2.1. Principaux résultats expérimentaux

2.1.1. Distribution horizontale de la contamination

La première phase expérimentale a permis de montrer que la distribution spatiale du cuivre, plomb, et zinc dans le sol de surface se structurait de façon caractéristique par rapport au point (ou à la zone) d'arrivée de l'eau : on observe en effet une accumulation significative dans cette partie des ouvrages, suivie d'une décroissance plus ou moins prononcée des teneurs à mesure que l'on s'en éloigne (Figure 2). Pour les autres contaminants étudiés, on ne dispose, en surface, que d'une valeur moyenne par zone de carottage : les teneurs en cadmium, molybdène, et HAP, vérifient l'ordre Zone I > (Zone II) > Référence sur tous les sites, ce qui démontre là aussi, avec une résolution spatiale dégradée, une accumulation préférentielle de ces contaminants dans la zone d'arrivée de l'eau. En revanche, le chrome, le nickel, et le cobalt, ne suivent cette tendance que dans les bassins d'infiltration de *Dourdan1* et *Alfortville* ; dans les autres cas, les écarts entre zones sont inférieurs aux incertitudes analytiques.

Cette répartition est la conséquence de deux phénomènes, dont ces cartographies nous fournissent une vision « intégrée dans le temps » depuis la mise en place des ouvrages :

- la sédimentation des métaux présents dans le ruissellement sous forme particulière ;
- la non-uniformité des flux d'infiltration cumulés.

En effet, la zone d'arrivée de l'eau dans l'ouvrage, souvent végétalisée, agit comme une « zone d'expansion » et de ralentissement qui favorise la décantation des matières en suspension. En outre, pour des événements pluvieux de faible intensité et de faible cumul, qui, en Île-de-France, sont responsables de la majorité du flux polluant à l'échelle annuelle, l'eau s'infiltré localement sans générer une lame d'eau sur toute la surface de l'ouvrage. Cette non-uniformité contribue également à l'accumulation préférentielle de métaux à proximité de l'entrée, tandis que la partie opposée des ouvrages présente des niveaux de contamination significativement inférieurs. La similarité des distributions du zinc, du cuivre et du plomb, malgré des spéciations potentiellement différentes dans le ruissellement, suggère elle aussi que la variabilité observée est essentiellement interprétable en termes d'hydraulique des ouvrages. Dans le cas des dispositifs longitudinaux avec arrivée d'eau diffuse (Figure 2b et c), la zone la plus proche de la chaussée, par laquelle le ruissellement est censé arriver de manière uniforme, n'est pas contaminée de manière homogène : cela est dû à des irrégularités de la topographie (dépressions ou surélévations de quelques centimètres), sur la chaussée ou dans la noue, qui induisent des passages préférentiels, ou à l'inverse font obstacle à l'écoulement de surface.

Ainsi, on pourra retenir qu'à l'échelle annuelle, pour un climat typique d'Île-de-France, *la pollution est majoritairement interceptée par la première surface perméable rencontrée par le ruissellement*. Par conséquent, au sein d'une chaîne d'ouvrages, voire même à l'intérieur d'un dispositif d'infiltration, un

compartiment qui serait dédié au *traitement* de l'eau (*i.e.* conçu pour optimiser les processus de rétention et de dissipation des micropolluants, comme c'est le cas des systèmes de type « biofiltres ») ne trouverait son intérêt qu'en amont du système. En corollaire de l'idée précédente, il peut être intéressant de dissocier objectif qualitatif et objectif hydrologique dans la conception des ouvrages : les nécessaires volumes de stockage associés à la pluie dimensionnante (pour l'objectif de gestion hydrologique) pourraient être reportés à l'aval, dans des zones moins fréquemment sollicitées pour l'infiltration qui feraient office d'espaces multifonctionnels intégrés dans le tissu urbain.

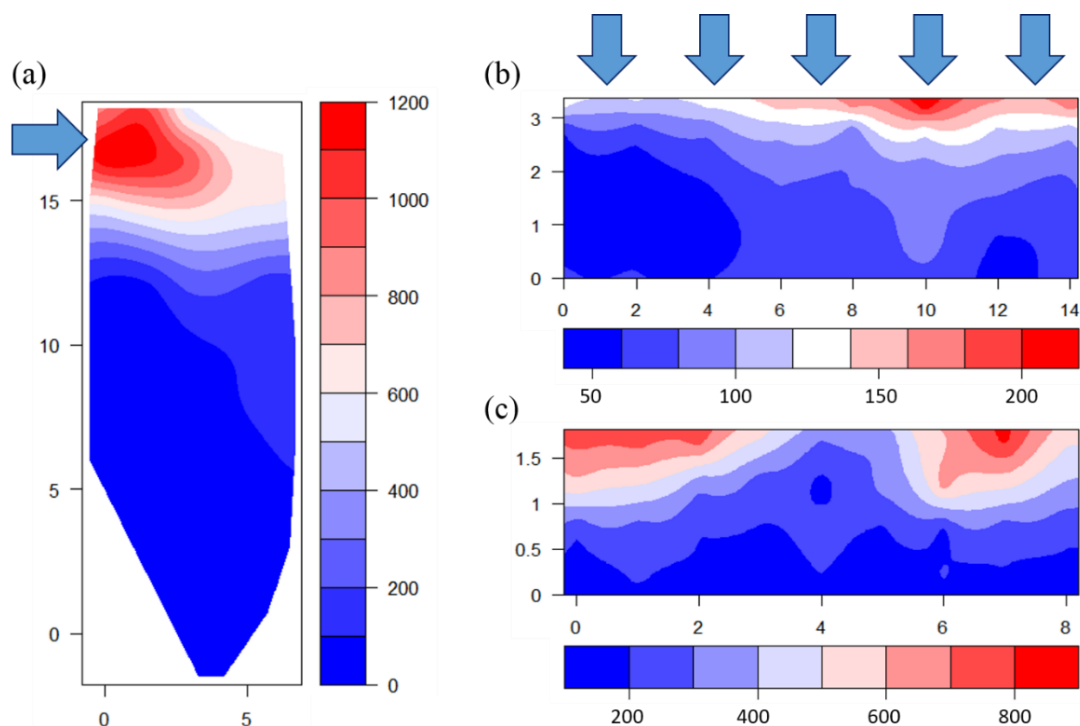


Figure 2 – Distribution spatiale du zinc [mg/kg] à la surface des sites d'étude (a) *Dourdan1*, (b) *Chanteraines*, et (c) *Vitry* (vue en plan). Les flèches matérialisent l'arrivée de l'eau dans les ouvrages, par un tuyau ou par ruissellement superficiel. Les coordonnées indiquées sur les axes sont en mètres.

2.1.2. Distribution verticale de la contamination

Les investigations en profondeur démontrent que l'accumulation de métaux (Cu, Pb, Zn, Cd, Mo, auxquels s'ajoutent, pour les sites *Dourdan1* et *Alfortville*, Cr, Ni, et Co) a lieu préférentiellement au voisinage de la surface (Figure 3). Leurs teneurs décroissent généralement le long des profils de sol dans les zones I et II, et demeurent supérieures à celles mesurées dans la zone de référence jusqu'à 10 à 40 cm selon les sites. En ce qui concerne la mobilité des métaux sous l'effet des exsudats racinaires, seuls le cuivre, le zinc, le cadmium, et le nickel sur certains sites, ont pu être extraits à des niveaux quantifiables au contact d'une solution de CaCl_2 ; en outre, les quantités extractibles apparaissent relativement faibles en comparaison des teneurs totales retenues par le sol (< 0,5% pour Cu, Zn et Ni, et < 1,3% pour Cd). Dans le bassin de la *Greffière*, par exemple, 0,3 mg/kg de cuivre et 1,3 mg/kg de zinc peuvent être remobilisés de l'échantillon de surface sous l'action des végétaux, tandis que les teneurs totales sont respectivement de 150 et 810 mg/kg.

À la différence des métaux, il arrive assez fréquemment que le profil de HAP ne soit pas monotone, et que l'on ne rencontre pas les teneurs les plus élevées à la surface mais entre 5 et 20 cm de profondeur. Cette observation, que les seuls phénomènes de sédimentation et filtration mécanique des HAP particulaires ne suffisent pas à expliquer, traduit probablement l'intervention de processus de dissipation tels que la photo- ou la biodégradation, qui sont favorisés dans l'horizon superficiel du sol, biologiquement plus actif. Quel que soit le site d'étude, les composés qui présentent les teneurs les plus élevées sont le fluoranthène, le pyrène, le chrysène, le phénanthrène, et le benzo[b]fluoranthène, contribuant respectivement à hauteur de $17 \pm 3\%$, $15 \pm 2\%$, $12 \pm 3\%$, $10 \pm 3\%$, et $9 \pm 1\%$ à la teneur totale en HAP ; à l'inverse, les HAP de faible poids moléculaire (naphtalène, acénaphène, et acénaphylène) sont ordinairement sous la limite de quantification.

Ces résultats démontrent que le sol a la capacité d'intercepter au moins une partie des flux de métaux et de HAP qui arrivent dans les ouvrages, évitant ainsi leur transfert en profondeur. Cette rétention résulte de deux familles de mécanismes : (i) des processus physiques, *i.e.* la sédimentation et la filtration des espèces particulaires ; et (ii) des processus physico-chimiques, *i.e.* l'adsorption des espèces dissoutes sur différents constituants réactifs de la matrice solide, et leur précipitation en cas de concentrations élevées dans la solution du sol. Ceci, dans l'ensemble, confirme que les techniques d'infiltration des eaux pluviales peuvent participer efficacement à la maîtrise de la pollution urbaine.

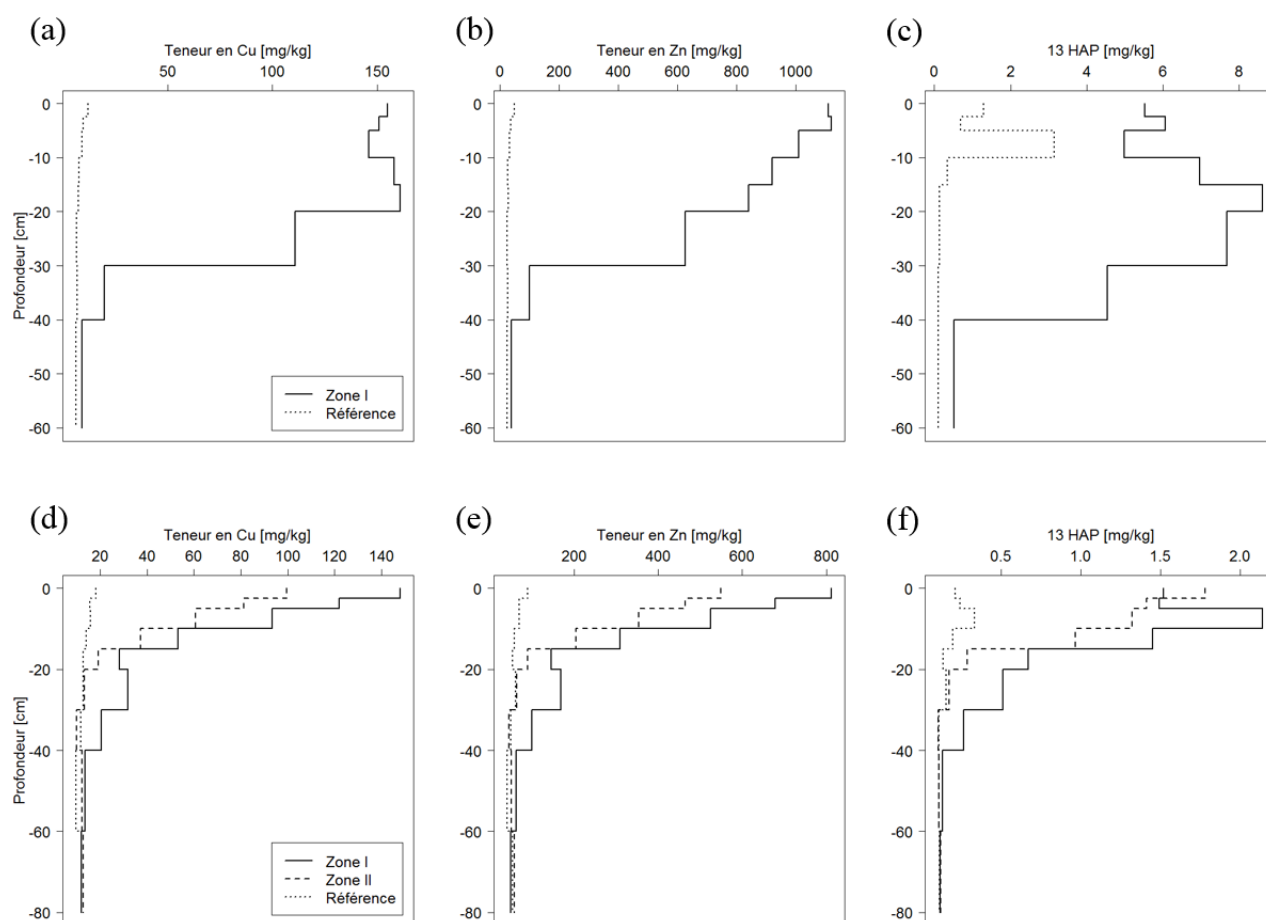


Figure 3 – Évolution verticale des teneurs en cuivre, zinc, et HAP [mg/kg], dans les deux ou trois zones d'échantillonnage des sites d'étude (a-c) *Dourdan1* et (d-f) *Greffière*.

2.1.3. Étude des niveaux de contamination et comparaison inter-sites

La figure 4 illustre le caractère significatif – quoique localisé – de l'accumulation du cuivre, plomb, zinc, et HAP, à la surface de tous les ouvrages. Dans au moins une partie des dispositifs, les teneurs en Cu, Pb ou Zn peuvent être qualifiées d'« anormales » en comparaison du 9^{ème} décile de données nationales mesurées dans des sols naturels ou agricoles (BDETM), et ce, jusqu'à une profondeur variant de 10 à 50 cm. Par ailleurs, les teneurs maximales présentent une assez grande variabilité inter-sites, qui possède une composante liée aux capacités de rétention du sol, et une composante liée à l'environnement urbain (sources de contaminants sur le bassin versant et ratio $S_{infiltration}/S_{BV}$).

Pour les quatre sites de *Dourdan* et *Compans*, la contamination par le cuivre et le zinc provient majoritairement du trafic routier (notamment l'abrasion des plaquettes de frein et des pneus des véhicules). Pour les sites d'*Alfortville* et de *Vitry*, les émissions de ces deux métaux sont vraisemblablement liées aux activités industrielles. Enfin, dans le cas du bassin de la *Greffière*, le zinc est surtout émis par les matériaux du bâti. Les niveaux de contamination du sol que l'on rencontre sur les sites mentionnés ci-dessus appartiennent à la gamme haute des valeurs rapportées dans la littérature pour des dispositifs similaires (Tedoldi et al., 2016). Ces sept ouvrages présentent localement des niveaux de contamination en cuivre et zinc incompatibles avec un usage résidentiel, au sens de plusieurs normes internationales sur la qualité du sol (ici la norme canadienne). Néanmoins, la répartition caractéristique de la contamination du sol (à la surface et en profondeur) limite les besoins de maintenance et permet en outre de circonscrire plus facilement la zone à dépolluer ou à confiner.

La contamination au plomb semble liée soit à des activités industrielles au voisinage du site d'étude (*Vitry* et *Alfortville*), soit à la signature caractéristique de l'essence plombée, pour les ouvrages routiers en fonctionnement depuis plus de 20 ans (*Vaucresson* et *Dourdan1*). À l'inverse, les bandes enherbées de *Compans1* et 2, qui sont deux sites « récents » en milieu routier, présentent comparativement des teneurs en Pb assez faibles, alors qu'elles figurent parmi les sites les plus contaminés en Cu et Zn. Sur le bassin versant résidentiel du bassin de la *Greffière*, les éléments d'étanchéité des toitures constituent une source supplémentaire de plomb, qui peut expliquer les valeurs mesurées dans la zone I. Dans l'ensemble, les teneurs en Pb présentées sur la figure 4b sont comprises dans la gamme basse des valeurs mentionnées dans la littérature (Tedoldi et al., 2016).

Les niveaux de contamination en métaux des sites *Sausset1*, *Sausset2*, et *Chanteraines* sont notablement inférieurs au reste des dispositifs. Sur ces sites, les flux de contaminants reçus par m² d'ouvrage sont plus limités (moins de sources sur leurs bassins versants, et ratio $S_{infiltration}/S_{BV}$ relativement élevé – respectivement 17, 6, et 11%) ; mais le sol de ces ouvrages possède également de moins bonnes capacités de rétention vis-à-vis de la pollution métallique en phase dissoute, comme démontré par son faible taux de matières volatiles (< 3% dès 5 cm de profondeur) et d'argiles (< 7%), et sa CEC faible pour *Chanteraines* (< 12 cmol+/kg).

Il est intéressant de noter que la contamination aux HAP apparaît en partie décorrélée des métaux. Nous voyons assez clairement l'influence des activités industrielles (*Alfortville*, *Vitry*), et du trafic routier, notamment des poids lourds (*Dourdan1*, *Chanteraines*), sur les teneurs en HAP, mais également l'effet d'accumulation dans le temps : en effet, les deux bandes enherbées de *Compans*, récemment construites,

sont comparativement peu contaminées en HAP. Quoiqu'il en soit, les valeurs obtenues dans toute cette étude ($< 16 \text{ mg/kg}$, cf. Figure 4d) sont toutes nettement plus basses que les teneurs mises en évidence par certains auteurs dans des ouvrages plus centralisés, avec $\sum 16 \text{ HAP} > 84 \text{ mg/kg}$ (Dechesne, et al., 2004 ; Mikkelsen, et al., 1996 ; Schroeder, 1995).

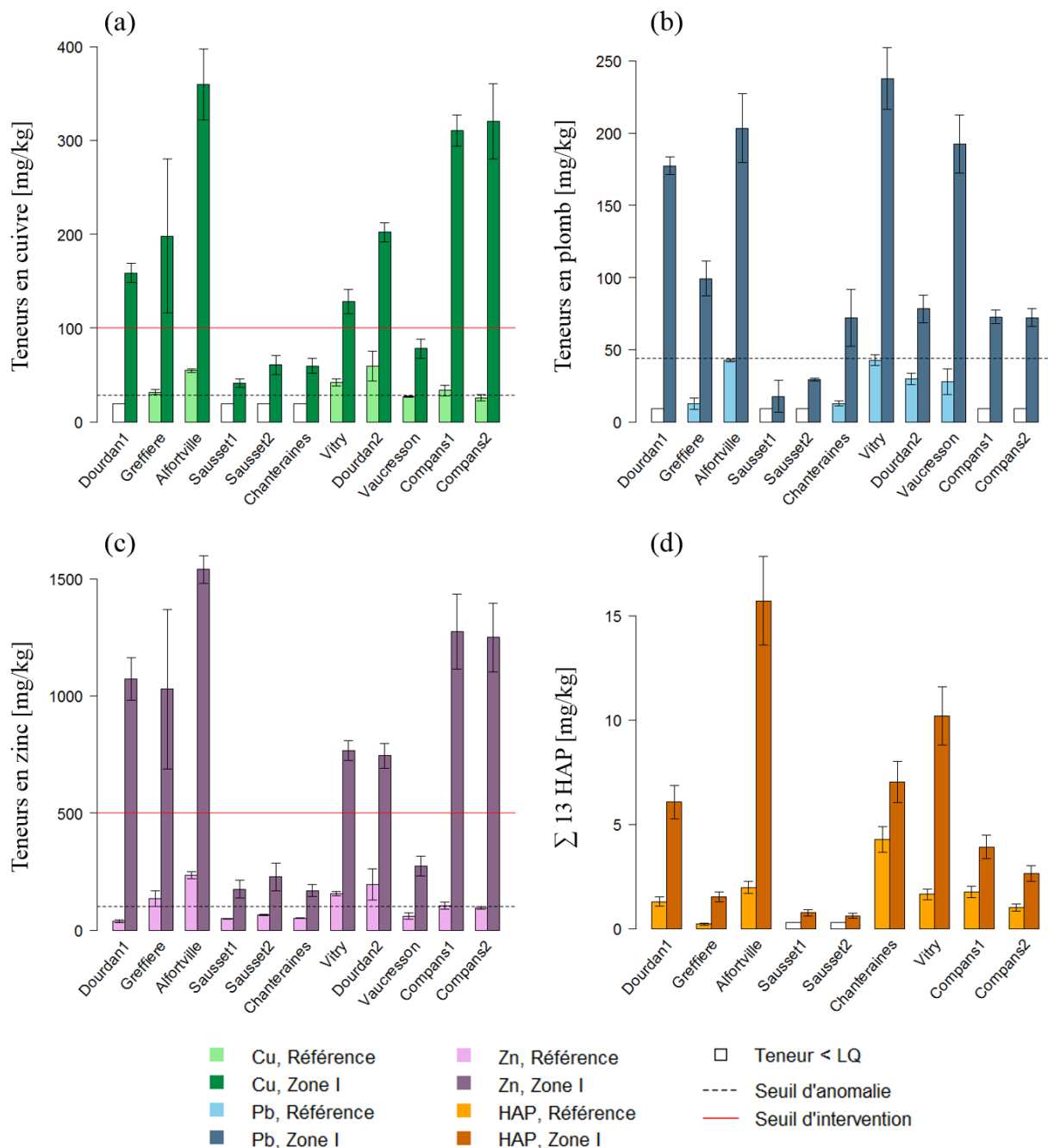


Figure 4 – Teneurs moyennes (\pm écart-type) en (a) plomb, (b) cuivre, (c) zinc, et (d) $\sum 13 \text{ HAP}$ [mg/kg], à la surface de la zone I et de la zone de référence de chaque site d'étude. Comparaison avec le 9^{ème} décile de valeurs issues de la BDETM (traits pointillés) et avec les « seuils d'intervention » de la norme canadienne (traits pleins) ; le seuil pour le plomb (500 mg/kg) n'apparaît pas sur le graphique.

2.2. Principaux résultats de modélisation

2.2.1. Confrontation des résultats de simulation aux données observées

2.2.1.1. Flux d'infiltration en surface

Comme cela a été présenté au paragraphe 1.2.1, une amélioration fondamentale du modèle consistait à décrire l'infiltration préférentielle de l'eau à proximité du tuyau (ou de la zone) par lequel l'eau arrive dans l'ouvrage. Or le bassin de la *Greffière*, sur lequel a été menée cette démarche d'évaluation du modèle, possède une particularité : ce tuyau, positionné au point de coordonnées (4,5 m ; 5,5 m) sur la figure 5, s'est rompu il y a 5 ans ; au cours des premières années de fonctionnement du bassin, l'eau arrivait au niveau du point de coordonnées (3,5 m ; 4 m). Ce changement a été pris en compte dans le modèle en utilisant des domaines différents pour les deux périodes.

La figure 5b présente la modélisation de la lame d'eau totale infiltrée depuis la mise en fonction de l'ouvrage. Bien que nous ne disposions pas de données de « validation » à proprement parler, ces résultats peuvent être comparés aux cartographies des teneurs de surface en métaux (Figure 5a), dont nous avons vu qu'elles offraient une image fidèle des processus hydrauliques à l'intérieur des ouvrages. Ces deux distributions spatiales sont très similaires : l'ancien emplacement du tuyau, où s'est infiltrée la majeure partie de l'eau précipitée, est de fait le point le plus contaminé de l'ouvrage. Nous observons par ailleurs un « déplacement » de la pollution vers l'emplacement actuel du point d'arrivée d'eau. Ainsi, les présents résultats sous-tendent eux aussi, par une approche différente, l'hypothèse selon laquelle une partie significative de l'ouvrage est rarement sollicitée pour l'infiltration.

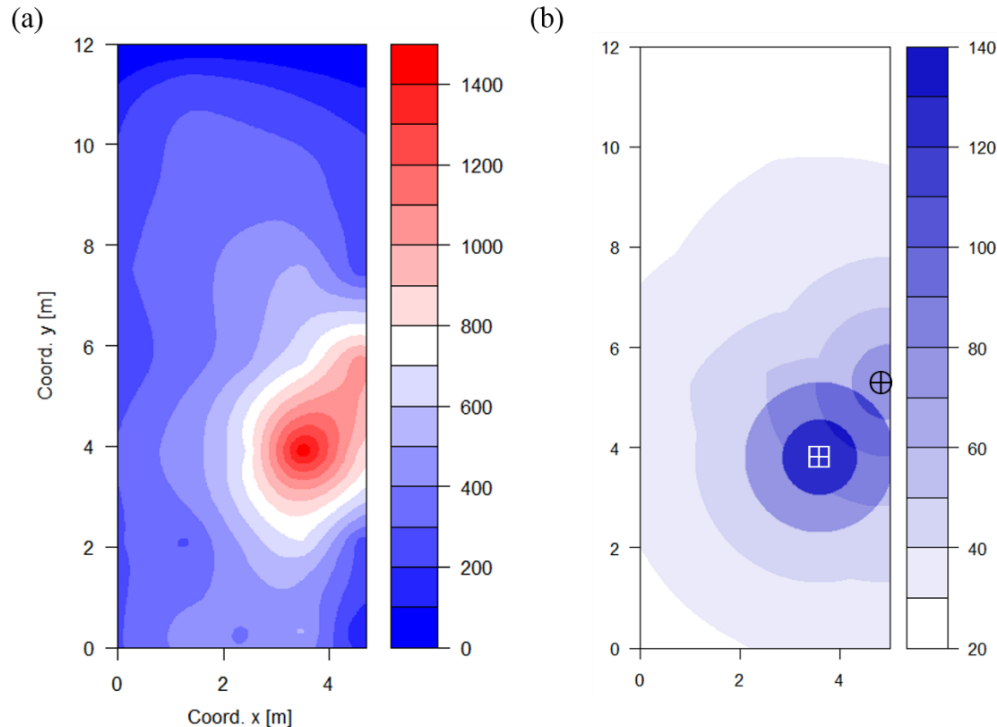


Figure 5 – Cartographie (a) des teneurs en zinc dans le sol de surface [mg/kg], et (b) du ratio (simulé) entre flux d'infiltration cumulés et pluie cumulée [-] à la surface du bassin (vue en plan). Les symboles \boxplus et \oplus indiquent respectivement les positions initiale et actuelle du tuyau d'arrivée d'eau.

2.2.1.2. Profils de contamination

La figure 6 illustre la bonne adéquation entre les profils de cuivre et de zinc mesurés et simulés dans les zones I et II du bassin d'infiltration. Pour les deux métaux, le modèle parvient à capturer le fort gradient de teneurs au voisinage de la surface, ce qui n'était pas le cas en l'absence de prise en compte des MES.

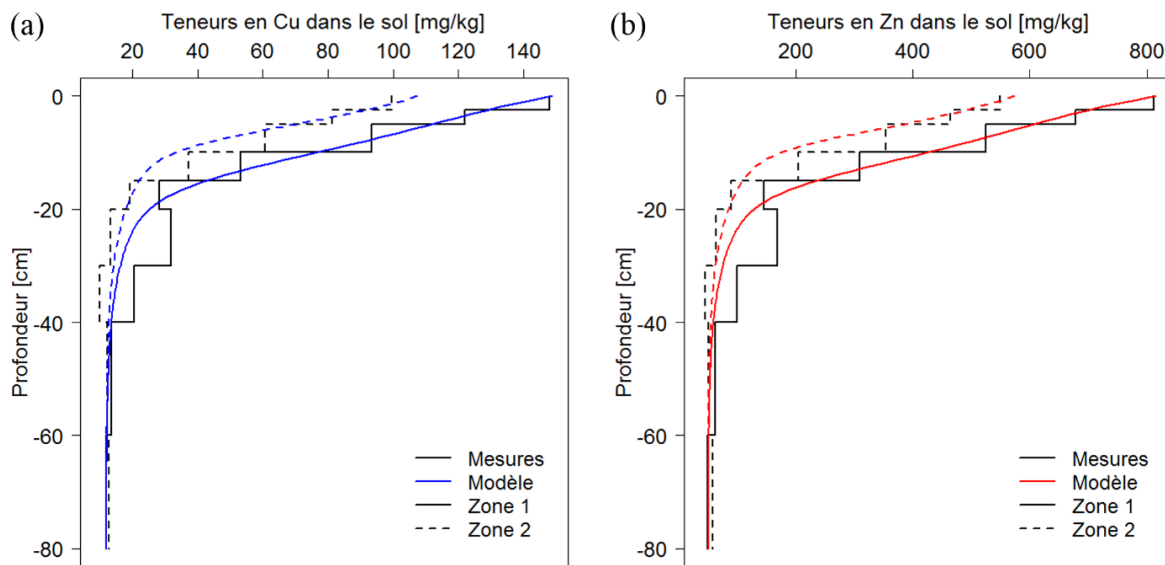


Figure 6 – Comparaison des profils de (a) cuivre et (b) zinc [mg/kg] mesurés et simulés dans le bassin d'infiltration de la *Greffière*.

2.2.2. Analyse de scénarios : une aide à la conception des ouvrages

2.2.2.1. Scénario 1 : intérêt d'un amendement organique en surface

Cas d'une arrivée ponctuelle. Le sol étant très perméable, la majorité du flux incident s'infiltré à proximité du point d'arrivée de l'eau lorsque le dispositif est alimenté par un tuyau (Figure 7-1). La situation initiale (sans amendement organique) est illustrée par des courbes en traits pleins sur les différents graphiques. Quelle que soit la valeur de la concentration dissoute C_0 en entrée d'ouvrage, les capacités d'adsorption du sol sablo-limoneux se « saturent » en moins de deux ans, durée suffisante pour observer des profils uniformes sur 1 m d'épaisseur. Une fois la saturation atteinte, le sol se comporte de façon inerte vis-à-vis des polluants dissous, qui sont transportés en profondeur comme des traceurs non réactifs. On commence à observer des concentrations non nulles sous le sol de l'ouvrage ($z = 1$ m) après ~ 6 mois pour $C_0 = 1000 \mu\text{g/L}$ (courbes rouges), et après 1 an et 3 mois pour $C_0 = 100 \mu\text{g/L}$ (courbes vertes). Sur une période de 5 ans, la quantité maximale de zinc que le sol est capable de retenir correspond respectivement à 10 et 30% du flux généré par le bassin versant pour $C_0 = 1000$ et $100 \mu\text{g/L}$.

L'amélioration apportée par un amendement organique sur 30 cm est illustrée par les courbes en traits pointillés, en termes de profils de contamination (Figure 7a) ou de rétention par le sol (Figure 7b). Une telle pratique offre un moyen intéressant d'augmenter la durée de vie des installations : ici, la quantité de métal retenue dans l'ouvrage en 5 ans a été accrue d'un facteur 2 à 4 selon la valeur de C_0 .

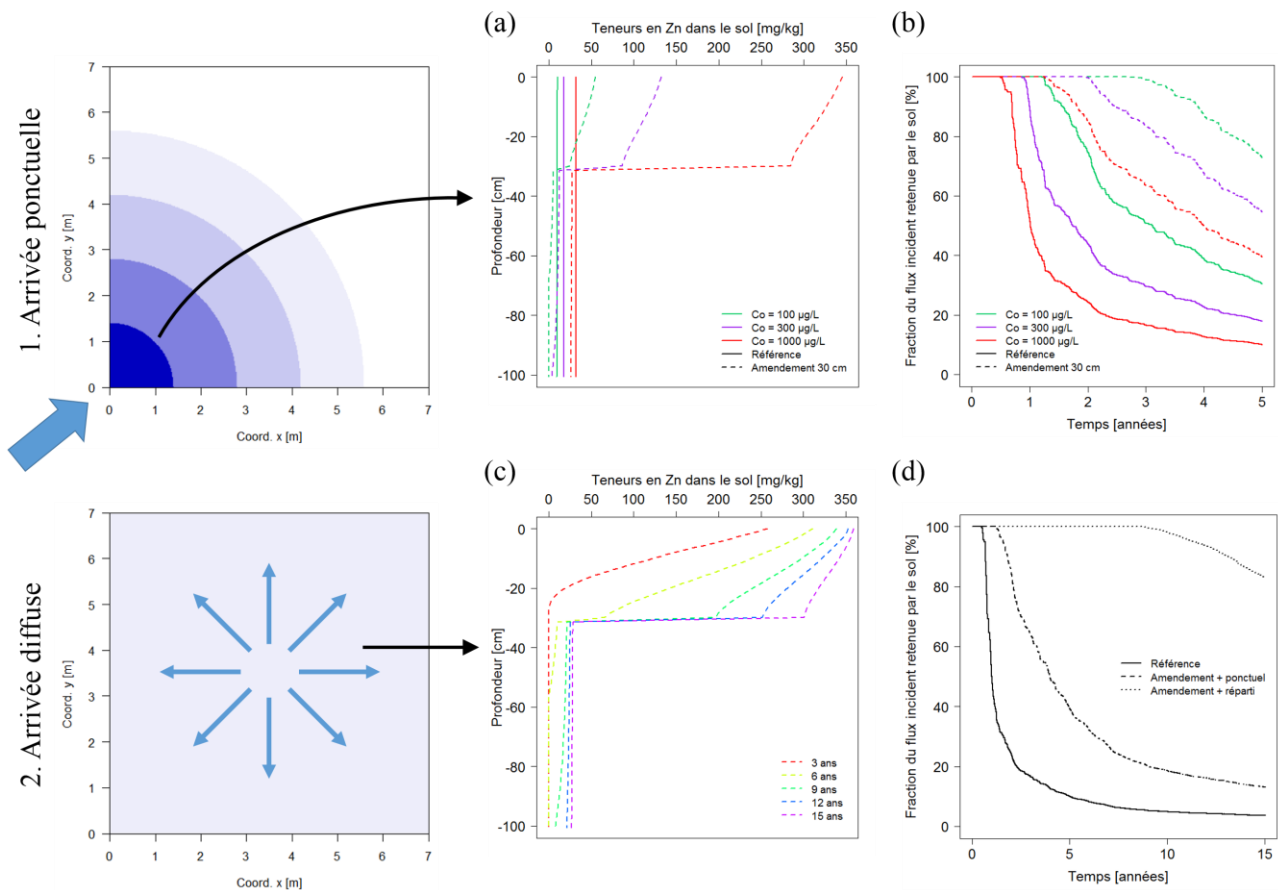


Figure 7 – Modélisation des effets d'un amendement organique (pointillés) sur la rétention du zinc dissous par rapport à un sol sableux (traits pleins), pour deux modes d'arrivée du ruissellement.

1. Pour une arrivée ponctuelle : (a) profils de zinc après deux ans, et (b) abattement cumulé par le sol en fonction du temps, pour différentes concentrations C_0 . 2. Pour une arrivée diffuse : (c) profils de zinc après 3 à 15 ans, et (d) abattement cumulé par le sol en fonction du temps, pour $C_0 = 1 \text{ mg/L}$.

Cas d'une arrivée diffuse. Il apparaît cependant qu'une grande partie du problème initial provient du caractère *localisé* des flux d'infiltration, qui induit des transferts de polluants dans une zone restreinte de l'ouvrage. Les figures 7c et 7d comparent ainsi les résultats de modélisation précédents, à ce qu'ils seraient si l'eau se répartissait de manière totalement uniforme à la surface du bassin. Ces simulations suggèrent que le sol serait en mesure d'assurer une rétention satisfaisante du zinc pendant une dizaine d'années. Cela apparaît comme une fréquence raisonnable pour la planification des opérations de maintenance, au cours desquelles il conviendrait de régénérer les capacités de rétention dans l'horizon de surface sur l'ensemble de l'ouvrage ; une telle pratique permettrait de garantir une interception satisfaisante des flux de métaux sur le long terme. *In fine*, ce scénario illustre la possibilité d'infiltrer les eaux pluviales dans un contexte hydrogéologique *a priori* défavorable à la rétention des contaminants dissous comme des sols sableux. Pour assurer une bonne uniformité des flux superficiels, il faut privilégier des modes d'infiltration très extensifs (e.g. revêtements perméables, dispositifs très diffus, une alimentation par ruissellement de surface).

2.2.2.2. Scénario 2 : intérêt d'une déconnexion des eaux « propres »

Pour mémoire, le second scénario vise à évaluer l'impact d'une réduction des volumes ruisselés à *flux polluant constant* vers l'ouvrage, car on ne déracorde que des surfaces supposées « non émettrices de

polluants ». Le fait de diminuer la dilution du ruissellement incident se traduit, d'une part, par une augmentation des teneurs adsorbées en surface, et d'autre part, par une migration moins rapide du zinc dans le sol (Figure 8). Entre la configuration initiale et la configuration où 50% du bassin versant est déracordé, la vitesse de migration du zinc dans le sol passe de 17 à 12 cm/an. Ainsi, le fait de gérer à la parcelle les eaux à faible charge polluante, pour ne collecter que les eaux fortement contaminées, pourrait contribuer à une meilleure maîtrise des flux polluants dans des ouvrages dédiés, moins nombreux et mieux identifiés, qui pourraient plus facilement faire l'objet d'une conception optimisée et d'un suivi régulier. À la lumière de cet exemple, il semble d'autant plus important de veiller à limiter au maximum les eaux claires parasites qui transitent dans les réseaux séparatifs, lorsque ces derniers mènent à un dispositif d'infiltration. Pour finir, notons que ces considérations ont certes un caractère assez théorique lorsque l'on considère le zinc, pour lequel il est *de facto* assez difficile d'identifier des surfaces « non émettrices » en milieu urbain ; néanmoins, elles peuvent se raccrocher à une réalité beaucoup plus tangible si l'on s'intéresse à d'autres contaminants tels que le cuivre, qui possède très peu de sources liées au bâti à l'exception des gouttières en cuivre – relativement rares dans les zones nouvellement aménagées – et est essentiellement associé au trafic routier.

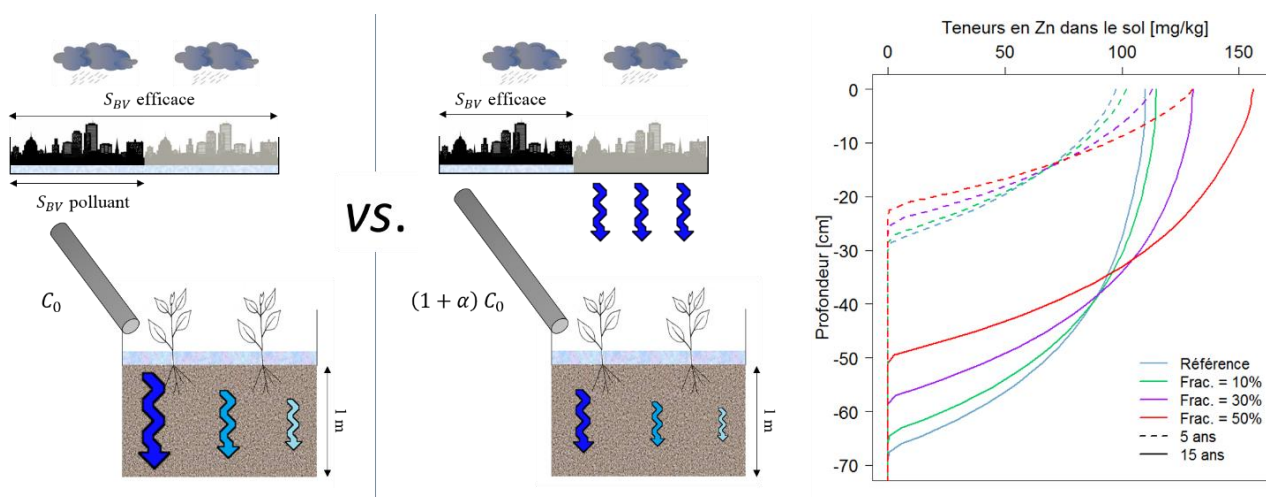


Figure 8 – Rappel du principe du scénario 2 et résultats : profils de teneurs en zinc dans l'ouvrage [mg/kg], après 5 et 15 ans fonctionnement de l'ouvrage, en fonction de la fraction d'eaux « propres » déracordées du bassin versant, le flux polluant vers l'ouvrage demeurant constant.

Conclusions

Le sol des ouvrages d'infiltration agit comme un « filtre » mécanique et bio-physicochimique vis-à-vis des métaux et des HAP, ubiquistes dans le ruissellement urbain. Les substances en phase particulaire sont essentiellement sujettes à des mécanismes de sédimentation et de filtration par les pores du sol, tandis que la rétention des espèces en phase dissoute est gouvernée par des interactions physico-chimiques avec la matrice environnante. Les HAP peuvent en outre être sujets à certains processus de dissipation, mais la plupart d'entre eux sont relativement persistants dans les sols. Dans la zone la plus polluée des ouvrages, le cuivre, le plomb, le zinc, le cadmium, le molybdène, ainsi que les HAP présentent un enrichissement significatif sur 10 à 40 centimètres de profondeur ; une accumulation de chrome, nickel et cobalt est visible

sur certains sites seulement. En revanche, l'étude fine des métaux dans l'horizon de surface a prouvé que cette accumulation ne se produisait pas de manière uniforme à l'intérieur des dispositifs d'infiltration. La contamination superficielle présente toujours une structure spatiale caractéristique autour de la zone d'arrivée de l'eau, qui souligne la non-uniformité des flux d'infiltration et des phénomènes de sédimentation. La vision « intégrée dans le temps » que nous fournissent ces cartographies constitue un révélateur très précis du fonctionnement hydraulique *réel* des ouvrages, dans lesquels les pluies courantes s'infiltrent localement, sans générer de lame d'eau uniforme contrairement à ce que supposent les modélisations unidimensionnelles de ces systèmes. Elle permet également d'identifier les cheminements préférentiels de l'eau à la surface du sol, voire dans certains cas de reconstituer l'historique du fonctionnement des sites (obstacles temporaires à l'écoulement, changement d'emplacement du tuyau...).

Après un travail de construction et de validation d'un modèle simulant le transfert de polluants dans le sol des ouvrages d'infiltration, deux scénarios ont été testés. Cette approche de modélisation a démontré que la « saturation » des capacités de rétention du sol peut survenir de manière relativement précoce si les capacités de rétention initiales sont faibles, et ce, sans que les teneurs de surface n'indiquent une anomalie particulière. Néanmoins, la durée de vie d'un dispositif d'infiltration peut être significativement améliorée par une modification de l'horizon superficiel, *via* un amendement organique par exemple, de façon à optimiser la rétention de la pollution dissoute. En outre, le fait de privilégier une arrivée d'eau la plus répartie possible à la surface des ouvrages s'avère être un moyen efficace de limiter la vitesse de migration des métaux dans le sol ; la réduction des volumes d'eau de ruissellement en entrée d'ouvrage – par exemple en déracordant les eaux « propres » générées par le bassin versant – y participe également. Enfin, le renouvellement périodique de l'horizon superficiel apparaît comme un moyen pragmatique d'assurer, sur le long terme, une rétention satisfaisante des contaminants dissous et de minimiser les flux en profondeur ; les résultats suggèrent qu'une fréquence de 10 à 15 ans est appropriée pour un ouvrage bien conçu.

Une réflexion pourrait être menée sur l'intérêt d'une standardisation des pratiques, comme c'est le cas des dispositifs de biofiltration, qui font l'objet de guides de conception très détaillés dans certains pays, précisant la nature du substrat à utiliser, la profondeur, la configuration hydraulique, *etc.* Sous réserve que les guides soient suivis, une telle approche permettrait de garantir une certaine homogénéité des performances d'un ouvrage à l'autre, et par là même, de transposer les résultats établis sur des sites pilotes au cas général. Néanmoins, cette question demeure totalement ouverte, car en définitive, l'une des caractéristiques les plus intéressantes de la gestion intégrée réside précisément dans sa souplesse et sa facilité de mise en œuvre : le fait de formuler des préconisations strictes peut *in fine* constituer un frein pour les collectivités et les aménageurs. Une alternative serait alors de proposer des méthodologies simplifiées pour caractériser *a priori* le sol en place, et identifier les précautions minimales à prendre afin de répondre à un objectif de maîtrise des flux polluants. Il convient à ce titre de garder à l'esprit le fait que l'efficacité des ouvrages à intercepter les flux polluants est conditionnée par la nature du ruissellement incident : si des dispositifs de type « filtres à sable » présentent un intérêt pour piéger les contaminants particuliers, en revanche, l'adsorption des espèces dissoutes y sera très limitée, de sorte qu'ils ne semblent pas adaptés pour gérer, par exemple, les eaux issues de zones résidentielles ou de voiries à trafic modéré, qui génèrent peu de matières en suspension. Il est donc fondamental de rappeler que le choix d'une solution technique est avant tout fonction du contexte urbain, hydrogéologique, et climatique. Ces réflexions seront reprises et

complétées dans un guide – actuellement en cours de finalisation – qui synthétisera les enseignements opérationnels que l'on peut tirer des recherches récentes sur le devenir des contaminants dans les systèmes d'infiltration.

Quoi qu'il en soit, sur le long terme, le sol des ouvrages finira vraisemblablement par acquérir le statut de *déchet*, parce qu'il aura atteint des niveaux de contamination présentant un risque environnemental ou sanitaire, parce qu'il ne jouera plus son rôle de milieu biogéochimique protecteur, ou encore parce que son aptitude à l'infiltration aura été dégradée par le colmatage. Ainsi, à l'échelle d'un territoire, l'assainissement pluvial par des techniques alternatives est susceptible de générer sur le long terme d'importantes quantités de sol et de sédiments contaminés, dont il semble utile d'identifier dès aujourd'hui des filières potentielles de valorisation, qui contribueraient à faire de la gestion intégrée une pratique résolument durable.

Bibliographie

Bressy, A. (2010) Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines : effets de différents modes de gestion à l'amont. Thèse de doctorat, Université Paris-Est, France.

Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., Chebbo, G. (2014) Efficiency of source control systems for reducing runoff pollutant loads: Feedback on experimental catchments within Paris conurbation. *Water Research*, 57, 234-246.

Le Coustumer, S. (2008) Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France.

Datry, T. (2003) Urbanisation et qualité des nappes phréatiques - Réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard – Lyon 1, France.

De Becdelièvre, L., Clozel, B., Gaboriau, H., Seron, A., Come, J.-M., Kaskassian, S., Verjat, J.-L., Bedell, J.-P., Delolme, C., Perrodin, Y., Winiarski, T., Bacot, L., BreLOT, E., Soares, E., Barraud, S., Bertrand-Krajewski, J.-L., Cherqui, F., Desjardin-Blanc, V. Lipeme-Kouyi, G., Gibert, J., Herbreteau, B., Malard, F., Mermillod-Blondin, F. (2009) L'infiltration en questions – Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. Rapport final du programme Ecopluiés.

Dechesne, M. (2002) Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances techniques et environnementales sur le long terme. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France.

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.

Iwasaki, T. (1937) Some notes on sand filtration. *American Water Works Association*, 29, 1591-1602.

- Lassabatère, L., Angulo-Jaramillo, R., Soria Ugalde, J. M., Cuenca, R., Braud, I., Haverkamp, R. (2006) Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters through Infiltration Experiments – BEST. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 521-532.
- Mikkelsen, P. S., Weyer, G., Berry, C., Waldent, Y., Colandini, V., Poulsen, S., Grotehusmann, D., Rohlfing, R. (1994) Pollution from urban stormwater infiltration. *Water Science and Technology*, 29(1-2), 293-302.
- Mikkelsen, P. S., Häfliger, M., Ochs, M., Tjell, J. C., Jacobsen, P., Boller, M. (1996) Experimental assessment of soil and groundwater contamination from two old infiltration systems for road run-off in Switzerland. *Science of the Total Environment*, 189-190, 341-347.
- Novozamsky, I., Lexmond, T. M., Houba, V. J. G. (1993) A single extraction procedure of soil for evaluation of uptake of some heavy metals by plants. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51(1-4), 47-58.
- Sage, J. (2016) Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines. Thèse de doctorat, Université Paris-Est, France.
- Schroeder, R. A. (1995) *Potential for chemical transport beneath stormwater runoff recharge (retention) basin for an industrial catchment in Fresno, California*. *Water-resources Investigations Report 93-4140*. U.S. Geological Survey: Reston.
- Simunek, J., Sejna, M., Saito, H., Sakai M., van Genuchten, M. Th. (2013) The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 4.17. Department of Environmental Sciences, University of California Riverside.
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y., Gromaire, M.-C. (2016) Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems: A literature review. *Science of the Total Environment*, 569-570, 904-926.
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Branchu, P., Kovacs, Y., Gromaire, M.-C. (2017a) Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices – Inter-site comparison. *Science of the Total Environment*, 579, 881-892.
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y., Gromaire, M.-C. (2017b) Assessment of metal and PAH profiles in SUDS soil based on an improved experimental procedure. *Journal of Environmental Management*, 202, 151-166.
- Zhou, Q. (2014) A review of Sustainable Urban Drainage Systems considering the climate change and urbanization impacts. *Water*, 6(4), 976-992.

Tableau 1. Caractéristiques principales des onze sites d'étude retenus. Les sites indiqués par une étoile * n'ont pas fait l'objet d'une seconde phase d'échantillonnage.

	<i>Dourdan1</i>	<i>Greffière</i>	<i>Alfortville</i>	<i>Sausset1</i>	<i>Sausset2</i>
Type d'ouvrage	Bassin d'infiltration	Bassin d'infiltration	Bassin d'infiltration	Bassin d'infiltration	Petit bassin d'infiltration
Bassin versant	Route dép ^{taie} à 2 voies (4900 véh/j) + parking attenant à une déchèterie	Résidentiel, toitures en tuiles avec 30% de gouttières en Zn et éléments en Pb	Activités industrielles et tertiaires, zone logistique (4700 véh/j, > 50% poids lourds)	Parking pour voitures (< 5 rotations/j sur chaque place de stationnement)	Parking pour voitures (< 5 rotations/j sur chaque place de stationnement)
Surface active du BV	7000 m ²	3000 m ²	35000 m ²	400 m ²	160 m ²
Surface de l'ouvrage[‡]	120 m ² (2%)	65 m ² (2%)	280 m ² (1%)	68 m ² (17%)	10 m ² (6%)
Mode d'arrivée de l'eau	Tuyau (Ø600 mm) suivi d'un radier en béton	Tuyau (Ø300 mm)	Deux tuyaux (Ø800 et Ø300 mm) à chaque extrémité	Ruissellement superficiel, ouverture large (90 cm)	Ruissellement superficiel, ouverture étroite (15 cm)
Surverse (le cas échéant)	Tuyau surélevé (30 cm)	Aucune	Aucune	Aucune	Aucune
Durée de fonctionnement	> 20 ans	15 ans	16 ans	14 ans	14 ans
Texture du sol (0-10 cm)	Limon sableux	Limon argilo-sableux	Limon argileux	Limon fin	Limon fin
Végétation	Végétation spontanée	Végétation spontanée	Végétation spontanée	Herbe, arbustes	Plantes herbacées

[‡]La valeur indiquée correspond à la surface du tronçon échantillonné au cours de la première phase expérimentale, qui, dans le cas des noues ou des bandes enherbées, peut être inférieure à la surface totale. Le pourcentage entre parenthèses est le ratio entre la surface de l'ouvrage et la surface active du bassin versant.

♦Ouvrages construits à partir de sol rapporté d'un autre site.

Tableau 1 (suite).

Chanteraines	Vitry	Dourdan2*	Vaucresson*	Compans1*	Compans2*
Noue d'infiltration	Noue d'infiltration	Noue d'infiltration	Noue d'infiltration	Bande enherbée	Bande enherbée
Voie de desserte vers une zone d'activités (1500 véh/j dont 50% de poids lourds) + petit parking 470 m ²	Intersection en T dans une zone industrielle (avec usine de goudron et centrale à charbon) 350 m ²	Rond-point (7300 véh/j) + route + petite zone résidentielle 1600 m ²	Route dépitale à 2 voies (4000 véh/j) 400 m ²	Route dépitale à 2x2 voies (22000 véh/j) à proximité d'un aéroport et d'une zone industrielle 250 m ²	Route dépitale à 2x2 voies (22000 véh/j) à proximité d'un aéroport et d'une zone industrielle 250 m ²
54 m ² (11%)	19 m ² (5%)	30 m ² (2%)	12 m ² (3%)	33 m ² (13%)	33 m ² (13%)
Ruissellement superficiel, arrivée diffuse	Ruissellement superficiel, ouvertures latérales	Tuyau (Ø500 mm)	Tuyau (Ø200 mm)	Ruissellement superficiel, arrivée diffuse	Ruissellement superficiel, arrivée diffuse
Grille surélevée (25 cm)	Grille surélevée (25 cm)	Aucune	Aucune	Fossé // à la bande enherbée	Fossé // à la bande enherbée
10 ans	10 ans	11 ans	25 ans	3 ans	3 ans
Limon sableux♦	Limon♦	Terreau♦	Limon argileux	Limon sableux♦	Limon fin♦
Gazon	Herbe, graminées	Gazon	Végétation spontanée	Prairie	Prairie