



### ACTION N° 5.2 – MESURE ET MODELISATION DE LA CONTAMINATION DU SOL DANS LES OUVRAGES DE GESTION A LA SOURCE DU RUISSELLEMENT URBAIN

#### CONTEXTE ET OBJECTIFS

---

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, en revanche, 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, 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.

Des travaux conséquents ont été réalisés sur des ouvrages *centralisés*, menant généralement à des observations plutôt rassurantes sur l'interception de certains polluants (métaux traces, hydrocarbures) par les horizons superficiels du sol ; 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.

Le cinquième thème de recherche développé dans le 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'Adèle Bressy (2010) et Jérémie Sage (2016), qui ont démontré que l'infiltration permettait un abattement significatif des flux de polluants dirigés vers les eaux superficielles, le travail de thèse rapporté ici s'est intéressé à la **contamination du sol** dans ce type de dispositifs. Parmi les contaminants ubiquistes dans le 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. Les travaux ont répondu à trois objectifs :

- 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 et sanitaires 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.

#### METHODOLOGIE

---

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. Volet expérimental

### 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 (Tableau 1). Ces derniers, qui incluent bassins d'infiltration, noues, et bandes enherbées, décrivent un *continuum* de tailles (de 10 à plus de 200 m<sup>2</sup>), et sont représentatifs d'une diversité de contextes urbains. La surface active des bassins versants varie entre 160 m<sup>2</sup> 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.

### 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 m<sup>2</sup> 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.

*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 cuivre, plomb, et zinc, sont inférieures au 1<sup>er</sup> décile des mesures, la « zone I », qui présente des teneurs superficielles supérieures au 9<sup>ème</sup> 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. Celles-ci ont ensuite été subdivisées en 6 à 9 tranches de 2,5 à 20 cm d'épaisseur, qui ont été réunies en des échantillons moyens par profondeur. 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 + HClO<sub>4</sub>) ; (ii) fraction *mobile* de ces mêmes métaux, *i.e.* quantité extractible au contact d'une solution de CaCl<sub>2</sub> à 0,01 mol/L, qui reproduit l'action des exsudats racinaires sur les métaux adsorbés ; (iii) teneurs des 16 HAP classés polluants prioritaires par l'US-EPA ; (iv) paramètres pédologiques (pH, capacité d'échange cationique (CEC), perte au feu, 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.

### 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 2.2), 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 en zone non saturée), *via* la méthode « BEST », répétée en 18 points de l'ouvrage ; (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 cuivre et le zinc (qui décrivent la réactivité du sol vis-à-vis de ces deux métaux), obtenus grâce à des essais en « batch ».

**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>
<b>Type d'ouvrage</b>	Bassin de rétention-infiltration	Bassin d'infiltration	Bassin d'infiltration	Bassin d'infiltration	Petit bassin d'infiltration
<b>Bassin versant</b>	Route dép <sup>taic</sup> 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, camions essentiellement)	Parking pour voitures (< 5 rotations/j sur chaque place de stationnement)	Parking pour voitures (< 5 rotations/j sur chaque place de stationnement)
<b>Surface active du bassin versant</b>	7000 m <sup>2</sup>	3000 m <sup>2</sup>	35000 m <sup>2</sup>	400 m <sup>2</sup>	160 m <sup>2</sup>
<b>Surface de l'ouvrage<sup>‡</sup></b>	120 m <sup>2</sup> (2%)	65 m <sup>2</sup> (2%)	280 m <sup>2</sup> (1%)	68 m <sup>2</sup> (17%)	10 m <sup>2</sup> (6%)
<b>Mode d'arrivée de l'eau</b>	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)
<b>Surverse (le cas échéant)</b>	Tuyau surélevé (30 cm)	Aucune	Aucune	Aucune	Aucune
<b>Durée de fonctionnement</b>	> 20 ans	15 ans	16 ans	14 ans	14 ans
<b>Texture du sol (0-10 cm)</b>	Limon sableux	Limon argilo-sableux	Limon argileux	Limon fin	Limon fin
<b>Végétation</b>	Végétation spontanée	Végétation spontanée	Végétation spontanée	Herbe, arbustes	Plantes herbacées

**Tableau 1 (suite).**

<i>Chanteraines</i>	<i>Vitry</i>	<i>Dourdan2*</i>	<i>Vaucresson*</i>	<i>Compans1*</i>	<i>Compans2*</i>
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	Intersection en T dans une zone industrielle (avec usine de goudron et centrale à charbon)	Rond-point (7300 véh/j) + route + petite zone résidentielle	Route dép <sup>taic</sup> à 2 voies (4000 véh/j)	Route dép <sup>taic</sup> à 2x2 voies (22000 véh/j) à proximité d'un aéroport et d'une zone industrielle	Route dép <sup>taic</sup> à 2x2 voies (22000 véh/j) à proximité d'un aéroport et d'une zone industrielle
470 m <sup>2</sup>	350 m <sup>2</sup>	1600 m <sup>2</sup>	400 m <sup>2</sup>	250 m <sup>2</sup>	250 m <sup>2</sup>
54 m <sup>2</sup> (11%)	19 m <sup>2</sup> (5%)	30 m <sup>2</sup> (2%)	12 m <sup>2</sup> (3%)	33 m <sup>2</sup> (13%)	33 m <sup>2</sup> (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	> 20 ans	3 ans	3 ans
Limon sableux <sup>♦</sup>	Limon <sup>♦</sup>	Terreau <sup>♦</sup>	Limon argileux	Limon sableux <sup>♦</sup>	Limon fin <sup>♦</sup>
Gazon	Herbe, graminées	Gazon	Végétation spontanée	Prairie	Prairie

‡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.

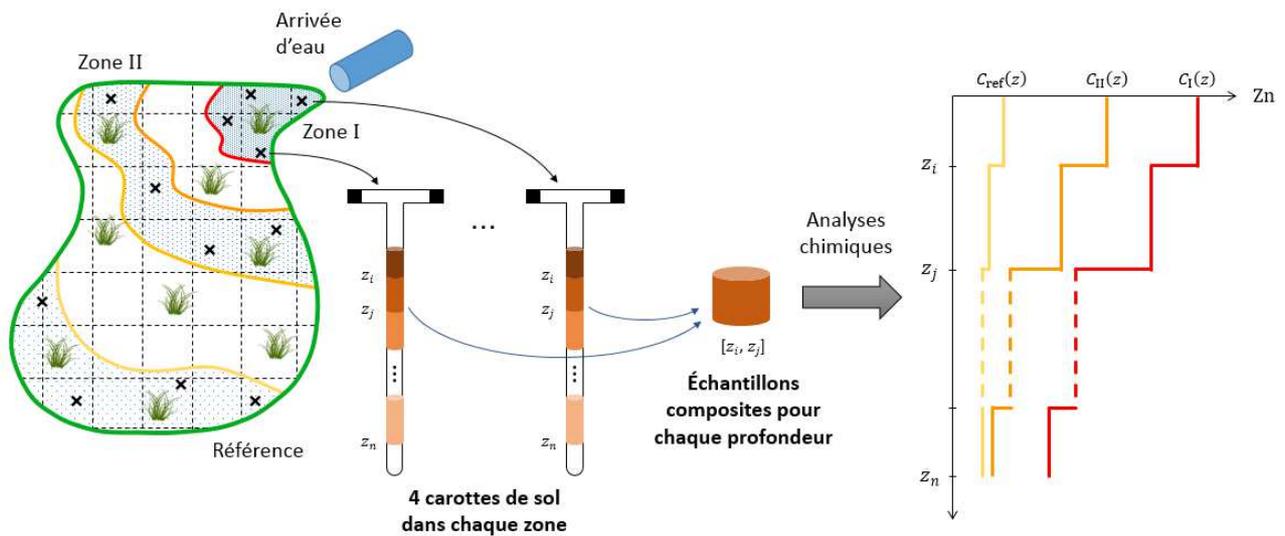


Figure 1 – Schéma de principe de la méthodologie d'échantillonnage.

## 2. Approche de modélisation

### 2.1 Construction et validation du modèle

La démarche mise en œuvre dans cette partie vise à décrire 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), constitué d'un ou plusieurs horizon(s) de sol, et alimenté par un bassin versant dont l'ouvrage représente  $A\%$  de la surface active. Les conditions aux limites du système consistent en des données de pluie, évapotranspiration, et concentration en polluant dans les eaux de ruissellement.

La première étape du travail a consisté en une synthèse des modèles qui ont déjà été appliqués au devenir de divers contaminants dans un ouvrage d'infiltration. Malgré des choix très contrastés quant au cadre de modélisation et au niveau de complexité retenus d'une approche à l'autre, on constate que ces modèles ne décrivent ni le devenir de la fraction particulaire – se bornant à considérer le transport dissous dans la solution du sol –, ni le caractère non-uniforme des flux d'infiltration en surface. Étant donné le rôle que jouent ces deux éléments dans les ouvrages (comme cela sera démontré par les résultats expérimentaux), plusieurs améliorations ont été apportées au modèle afin de gagner en représentativité dans la description du système et des processus. 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. La représentation spatialement distribuée des flux d'infiltration se fait en introduisant une subdivision de la surface du sol en  $N$  domaines homogènes, partant de la zone d'arrivée de l'eau, de sorte que chaque domaine est décrit par un formalisme unidimensionnel, mais possède des conditions aux limites différentes. 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*.

### 2.2 Analyse de scénarios

Le modèle sous sa forme définitive a été utilisé pour évaluer l'incidence de deux scénarios de conception des ouvrages. Il s'agit, dans les deux cas, d'évaluer les conséquences des pratiques décrites ci-dessous en matière de rétention des contaminants par le sol et de « durée de vie » des ouvrages.

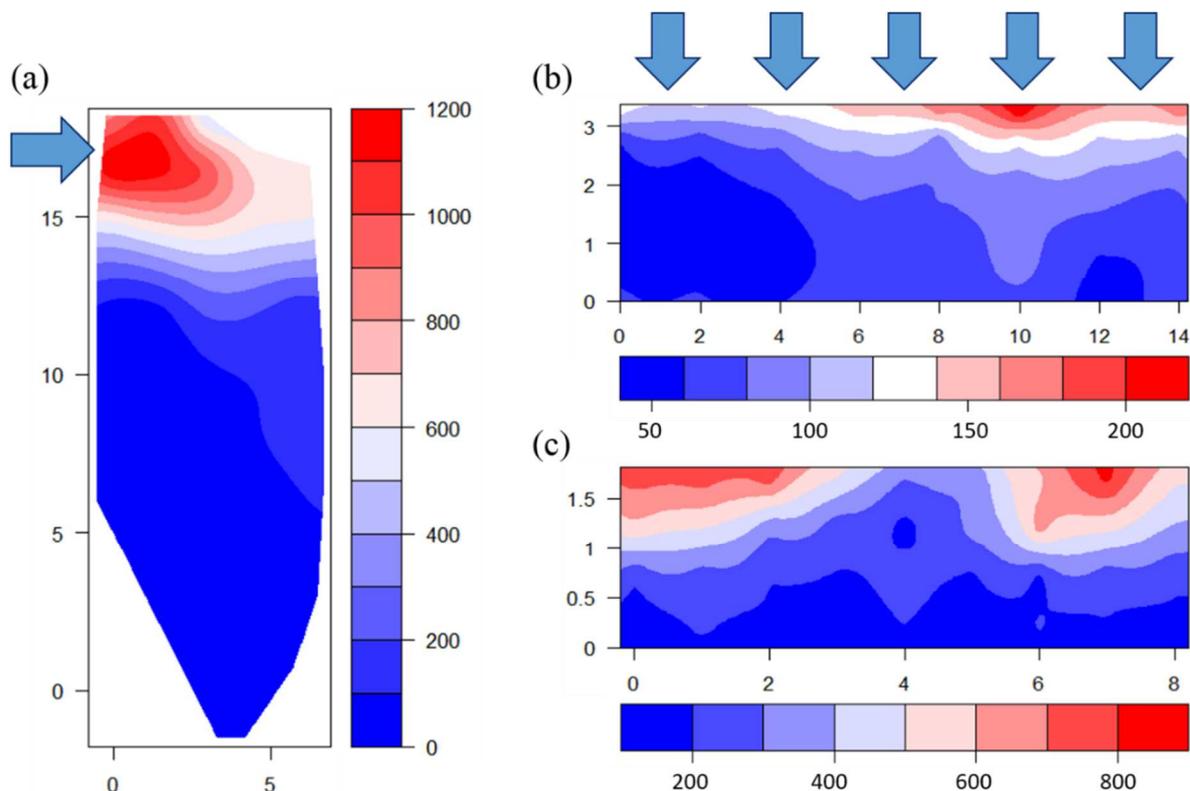
*Scénario 1.* On souhaite mettre en place un ouvrage d'infiltration sur un sol sableux, dans lequel les contaminants particuliers sont correctement piégés par filtration mécanique, mais qui possède de médiocres capacités de rétention vis-à-vis des métaux dissous. Afin de limiter les flux en profondeur, on apporte un amendement organique à l'horizon de surface, sur une épaisseur de 30 cm. 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 avec d'assez bonnes capacités de rétention a été mis en place à l'aval d'un bassin versant à l'occupation du sol variée, dont une partie génère des eaux de ruissellement significativement moins polluées que le reste du site : une dilution s'opère avant l'entrée de l'ouvrage. On décide de déracorder les surfaces à faibles potentiel de contamination, en gérant ces eaux pluviales à la parcelle, de façon à supprimer cet effet de dilution : cela se traduit par une diminution des volumes, mais une augmentation des concentrations en entrée d'ouvrage. Dans les quatre configurations testées, la surface active du bassin versant, initialement égale à 1000 m<sup>2</sup> pour un ouvrage de 50 m<sup>2</sup> ( $A = 5\%$ ), passe à 900, 700, et 500 m<sup>2</sup>.

## RESULTATS EXPERIMENTAUX

### 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 *Ourdan1* et *Alfortville* ; dans les autres cas, les écarts entre zones sont inférieurs aux incertitudes analytiques.



**Figure 2** – Distribution spatiale du zinc [mg/kg] à la surface des sites d'étude (a) *Ourdan1*, (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.

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 :

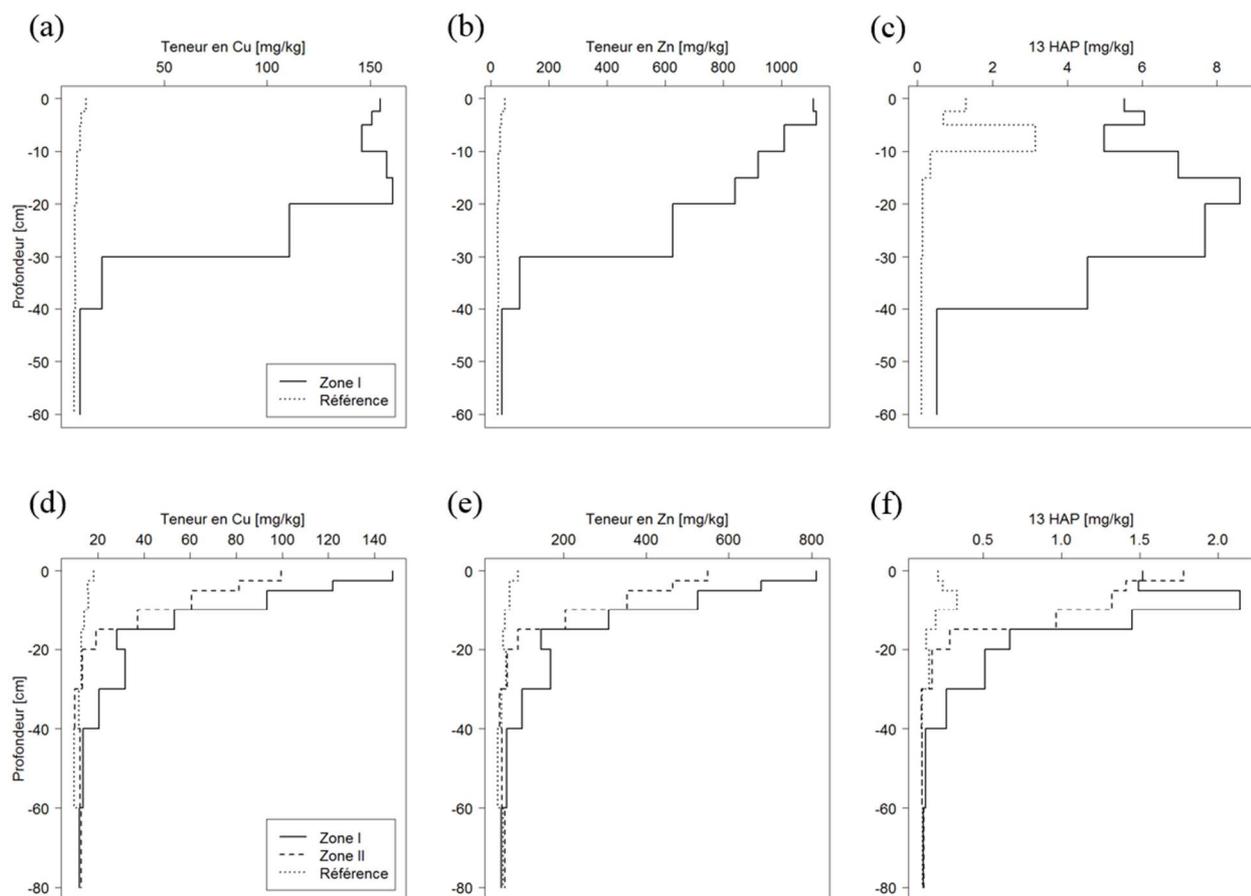
- la sédimentation des métaux présents dans le ruissellement sous forme particulaire ;
- la non-uniformité des flux d'infiltration cumulés.

Détaillons ce dernier point : pour de « petits » événements pluvieux, qui, en Île-de-France, sont responsables de la majorité du flux polluant à l'échelle annuelle, l'eau s'infiltrate localement sans générer une lame d'eau sur toute la surface de l'ouvrage. Ainsi, dans la mesure où l'eau est le vecteur des contaminants dissous comme particuliers, cette non-uniformité explique 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.

Ces résultats, généralisables à l'ensemble des sites d'étude, démontrent l'intérêt d'une méthodologie d'échantillonnage en deux phases successives afin d'évaluer l'étendue en profondeur de la contamination, tenant compte de la variabilité des teneurs en surface pour sélectionner les emplacements où prélever des carottes de sol.

## 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, mais ne se limite pas à l'horizon superficiel (Figure 3). En effet, si leurs teneurs décroissent généralement le long des profils de sol dans les zones I et II, elles demeurent, au moins jusqu'à 30 cm de profondeur, significativement supérieures à celles mesurées dans la zone de référence, où les profils de métaux sont globalement uniformes (aux incertitudes analytiques près) en-dessous de 5 cm. Dans cette dernière, l'enrichissement du sol superficiel peut être lié à des événements pluvieux exceptionnels, ou à d'autres sources de contamination, telles que les retombées atmosphériques, qui induisent *a priori* une augmentation homogène des teneurs sur toute la surface des ouvrages.



**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*.

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 particuliers 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 leur teneur totale (l'intervalle traduit la variabilité inter-échantillons), tandis que les HAP de faible poids moléculaire (naphtalène, acénaphthène, et acénaphthylène) 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. Toutefois, une telle distribution spatiale ne saurait constituer une preuve que le sol a retenu la totalité du flux polluant – notamment en phase dissoute –, ni que ces polluants sont fixés de manière irréversible.

Afin d'illustrer cette dernière remarque, considérons les quantités de métaux extractibles au contact d'une solution de  $\text{CaCl}_2$  à 0,01 mol/L. Seuls le cuivre, le zinc, le cadmium, et le nickel sur certains sites, ont pu être extraits à des niveaux quantifiables ; 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, 310  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de cuivre et 1300  $\mu\text{g}/\text{kg}$  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  $\text{mg}/\text{kg}$ . On peut néanmoins calculer que cette remobilisation se traduirait par une augmentation des concentrations dans la solution du sol de 30  $\mu\text{g}/\text{L}$  pour Cu et 130  $\mu\text{g}/\text{L}$  pour Zn, valeurs du même ordre de grandeur que les concentrations *dissoutes* mesurées habituellement dans le ruissellement urbain.

### 3. Étude des niveaux de contamination et comparaison inter-sites

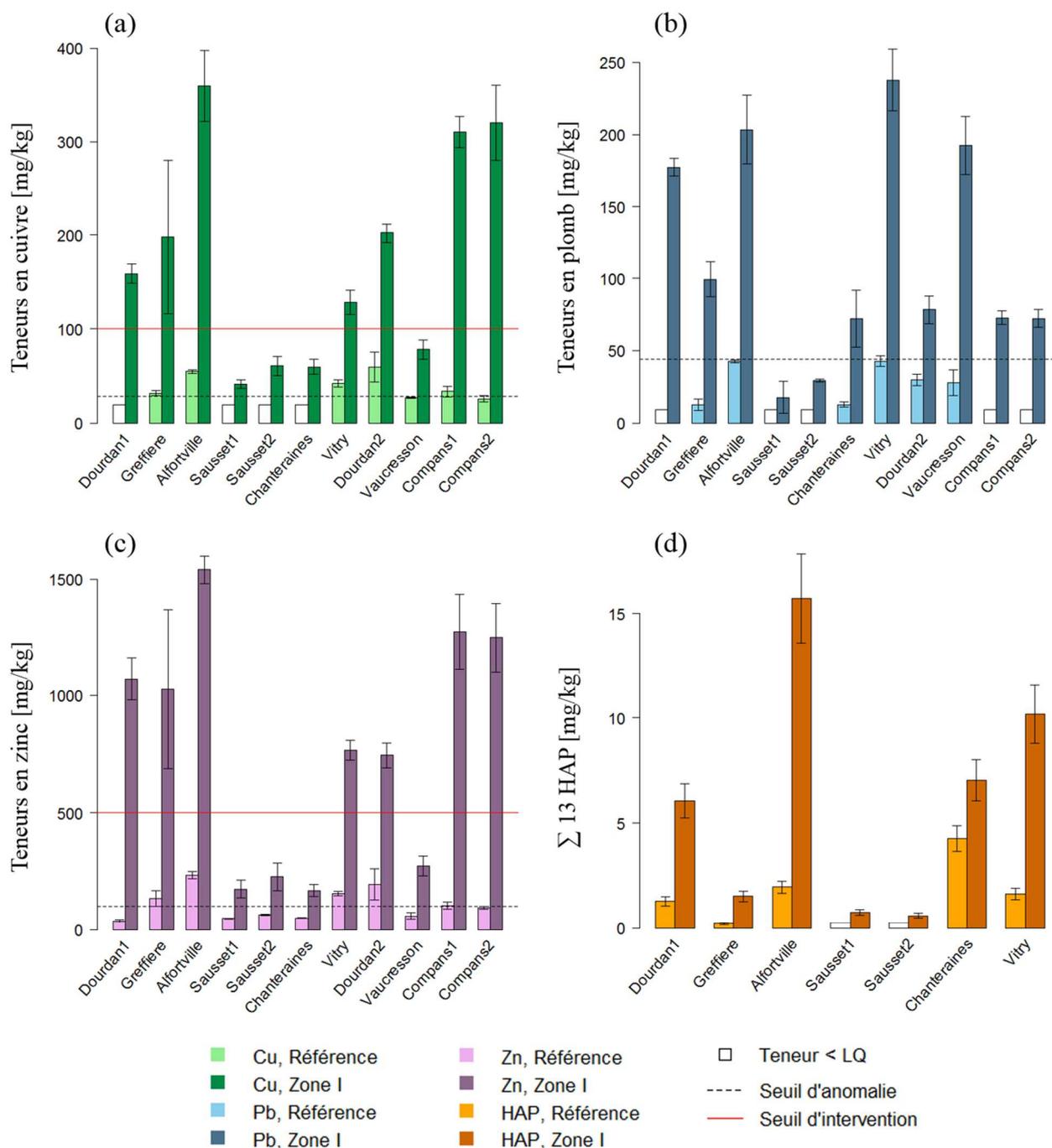
La figure 4 illustre l'accumulation significative – quoique localisée – de cuivre, plomb, zinc, et HAP, dans la zone I de tous les ouvrages. Rappelons qu'en raison de la méthodologie suivie, les graphiques (a) à (c) sont issus de la première phase d'investigations, tandis que le graphique (d) provient de la phase 2, au cours de laquelle on a laissé de côté quatre sites d'étude. Dans au moins une partie des dispositifs, les teneurs en cuivre, plomb, ou zinc peuvent être qualifiées d'« anormales » en comparaison du 9<sup>ème</sup> décile de données mesurées dans des sols d'Île-de-France (source : BDETM), et ce, jusqu'à une profondeur variant de 10 cm (*Sausset1*) à 50 cm (*Vitry*) dans la zone I. Par ailleurs, les teneurs maximales présentent une assez grande variabilité inter-sites, qui, à l'évidence, 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  $S_{\text{ouvrage}}/S_{\text{BV}}$ ).

Ainsi, en-dehors de la contamination causée par les industries (*Alfortville*), et par le bâti pour Zn (*Greffière*), le cuivre et le zinc sont généralement associés au trafic routier (*Dourdan*, *Compans*). Les niveaux de contamination que l'on rencontre sur ces sites appartiennent à la gamme haute des valeurs rencontrées dans la littérature pour des dispositifs similaires, et sont supérieurs aux « seuils d'intervention » définis par la norme canadienne (resp. 100 et 500  $\text{mg}/\text{kg}$ ), qui dénotent un risque avéré pour l'environnement et/ou la santé humaine ; en l'absence de tels critères dans la réglementation française, ces seuils ont été retenus comme les plus « stricts » parmi les lignes directrices en vigueur à l'international).

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 la teneur mesurée dans la zone I. Dans l'ensemble, les teneurs en Pb sont comprises dans la gamme basse des valeurs mentionnées dans la littérature.

Trois éléments expliquent le fait que les niveaux de contamination en métaux des sites *Sausset1*, *Sausset2*, et *Chanteraines* soient notablement inférieurs au reste des dispositifs. D'une part, les deux premiers

dispositifs se situent dans un parking pour voitures à faible taux de renouvellement, tandis que le troisième collecte les eaux de ruissellement d'une voie de desserte, avec en moyenne 1500 véhicules/jour ; en outre, ces trois ouvrages se caractérisent par un ratio  $S_{\text{ouvrage}}/S_{\text{BV}}$  relativement élevé en comparaison des autres sites (resp. 17, 6, et 11%) ; ces deux premiers points tendent à limiter les flux de métaux reçus par  $\text{m}^2$  d'ouvrage. D'autre part, le sol des trois sites est peu organique (taux de matières volatiles  $< 10\%$ ), possède peu d'argiles ( $< 7\%$ ), et, pour *Chanteraines*, une CEC faible ( $< 12 \text{ cmol}_+/ \text{kg}$ ), si bien qu'il présente des capacités de rétention relativement médiocres vis-à-vis de la pollution métallique en phase dissoute.



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

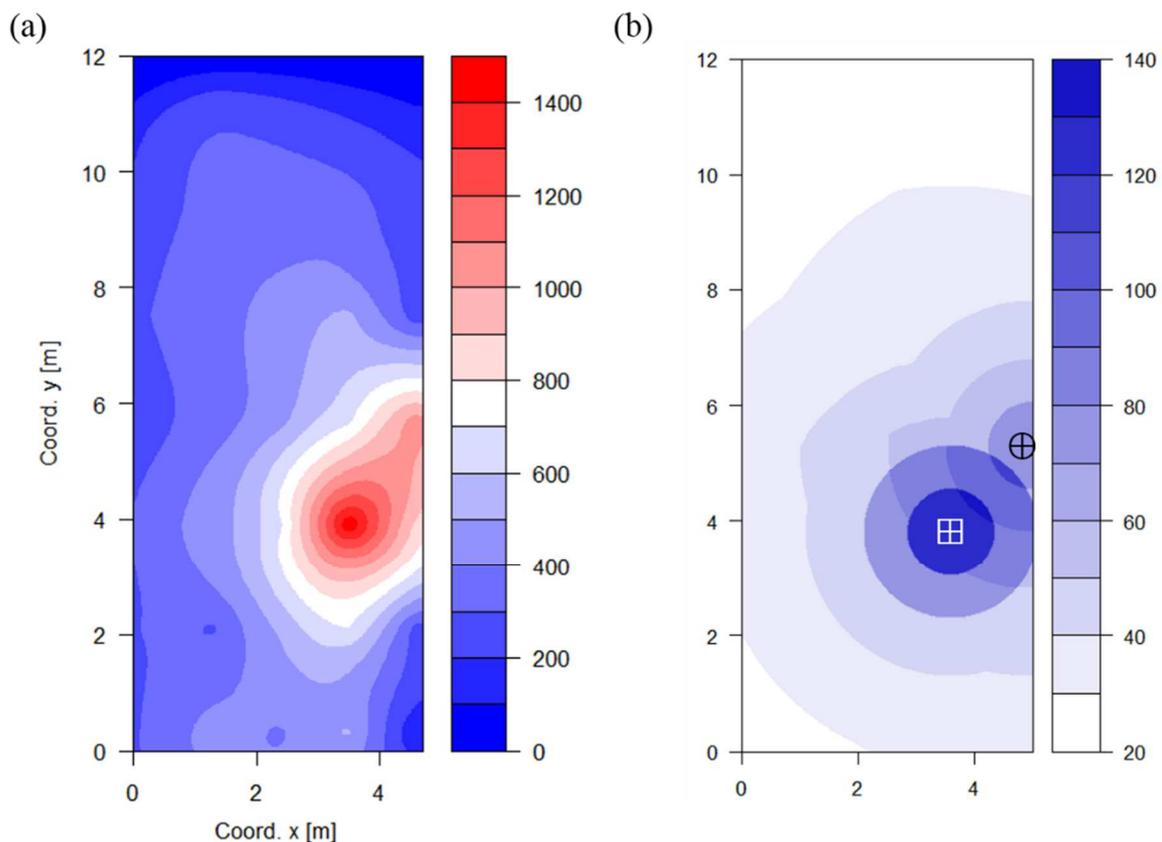
Il est intéressant de noter que la contamination aux HAP apparaît en partie décorrélée des métaux, ce que confirme une analyse statistique multivariée des résultats expérimentaux de phase 2. Nous voyons assez clairement l'influence des activités industrielles (*Alfortville*, *Vitry*), et du trafic routier, notamment des poids lourds (*Dourdan1*, *Chanteraines*), sur les teneurs en HAP. Quoi qu'il en soit, les valeurs obtenues dans toute cette étude sont toutes nettement plus basses que les teneurs mises en évidence par certains auteurs dans des ouvrages plus centralisés, avec  $\Sigma 16 \text{ HAP} > 84 \text{ mg/kg}$  (Dechesne, et al., 2004; Mikkelsen, et al., 1996; Schroeder, 1995).

# RESULTATS DE MODELISATION

## 1. Confrontation des résultats de simulation aux données observées

### 1.1 Flux d'infiltration en surface

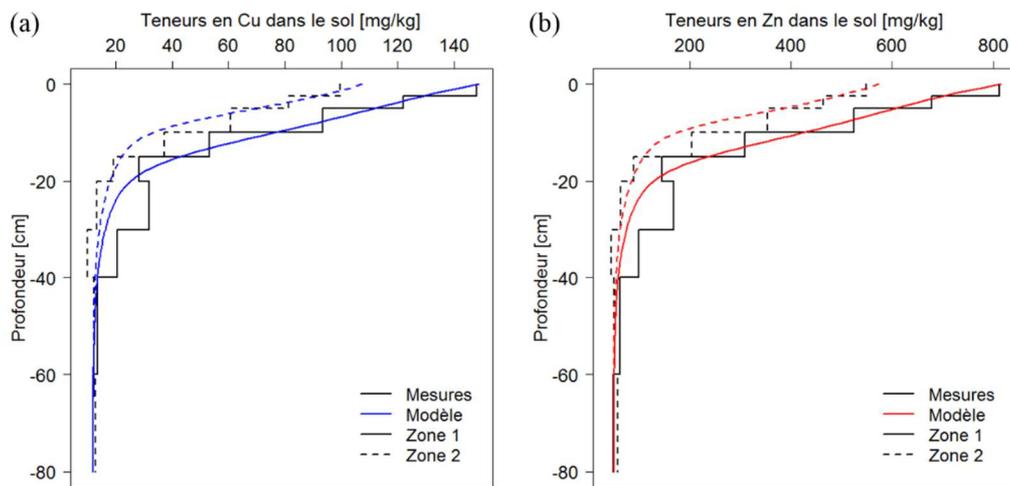
Le bassin de la *Greffière*, sur lequel a été menée cette démarche de validation du modèle, possède une particularité notable : le tuyau par lequel l'eau arrive dans l'ouvrage, dont la position correspond au point de coordonnées (4,5 m ; 5,5 m), s'est rompu il y a environ 5 ans. Au cours des premières années de fonctionnement du bassin, l'eau arrivait au niveau du point de coordonnées (3,5 m ; 4 m), qui est de fait le plus contaminé de l'ouvrage ; ainsi les cartographies des teneurs de surface (Figure 5a) montrent-elles un « déplacement » de la pollution vers l'emplacement actuel du point d'arrivée d'eau. En d'autres termes, la distribution des métaux, qui, comme nous l'avons vu, porte la signature « intégrée dans le temps » du fonctionnement hydraulique des ouvrages, nous permet même de reconstituer avec précision l'historique de ce fonctionnement. Afin de prendre en compte le changement d'emplacement du tuyau, deux maillages de centres différents ont été utilisés successivement dans le modèle. La distribution spatiale des flux d'infiltration modélisés est représentée sur la figure 5b, dont l'aspect s'avère similaire à la répartition des métaux dans l'horizon de surface. 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.

### 1.2 Profils de contamination

La figure 6 illustre l'adéquation relativement satisfaisante 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 non seulement à capturer le fort gradient de teneurs au voisinage de la surface, mais également à reproduire les écarts entre les valeurs de surface – qui peuvent être attribués aux différences entre les quantités de MES qui se accumulées au fil du temps.



**Figure 6** – Comparaison des profils de (a) cuivre et (b) zinc mesurés et simulés dans le bassin de la *Greffière*.

### 1.3 Quelques réflexions sur les limites et biais possibles du modèle

La construction d'un modèle, et notamment le choix d'un niveau de complexité dans la représentation des processus, constitue *de facto* un compromis entre réalisme de la description et capacité à entreprendre une démarche de validation ; c'est ce qui nous a amenés à exclure certains phénomènes tels que les écoulements préférentiels, le transport colloïdal, la présence d'ions compétiteurs, ou les variations spatio-temporelles de la perméabilité du sol et de l'isotherme d'adsorption. En effet, bien que leur occurrence ait été documentée sur d'autres sites, les données expérimentales dont nous disposons ne permettent pas d'en proposer une description rationnelle et un paramétrage idoine.

En définitive, étant donné la complexité du système étudié, le fait de mettre en évidence un ajustement satisfaisant entre observations et simulations n'assure pas que le modèle « fonctionne » pour les bonnes raisons, c'est-à-dire parce qu'il décrit convenablement le sol de l'ouvrage et les mécanismes en jeu. Cette démarche d'évaluation (i) montre que l'outil de modélisation est *adapté* pour étudier la *contamination du sol*, à long terme, dans les ouvrages d'infiltration, et (ii) prouve l'intérêt des améliorations mises en œuvre pour répondre à un tel objectif – mais ne démontre pas qu'il s'agissait de la seule façon d'y parvenir. De façon pragmatique, ce modèle peut être utilisé pour évaluer l'effet de différents scénarios sur la rétention des polluants métalliques par le sol ; en revanche, un certain nombre d'incertitudes subsistent quant aux flux possibles en phase dissoute.

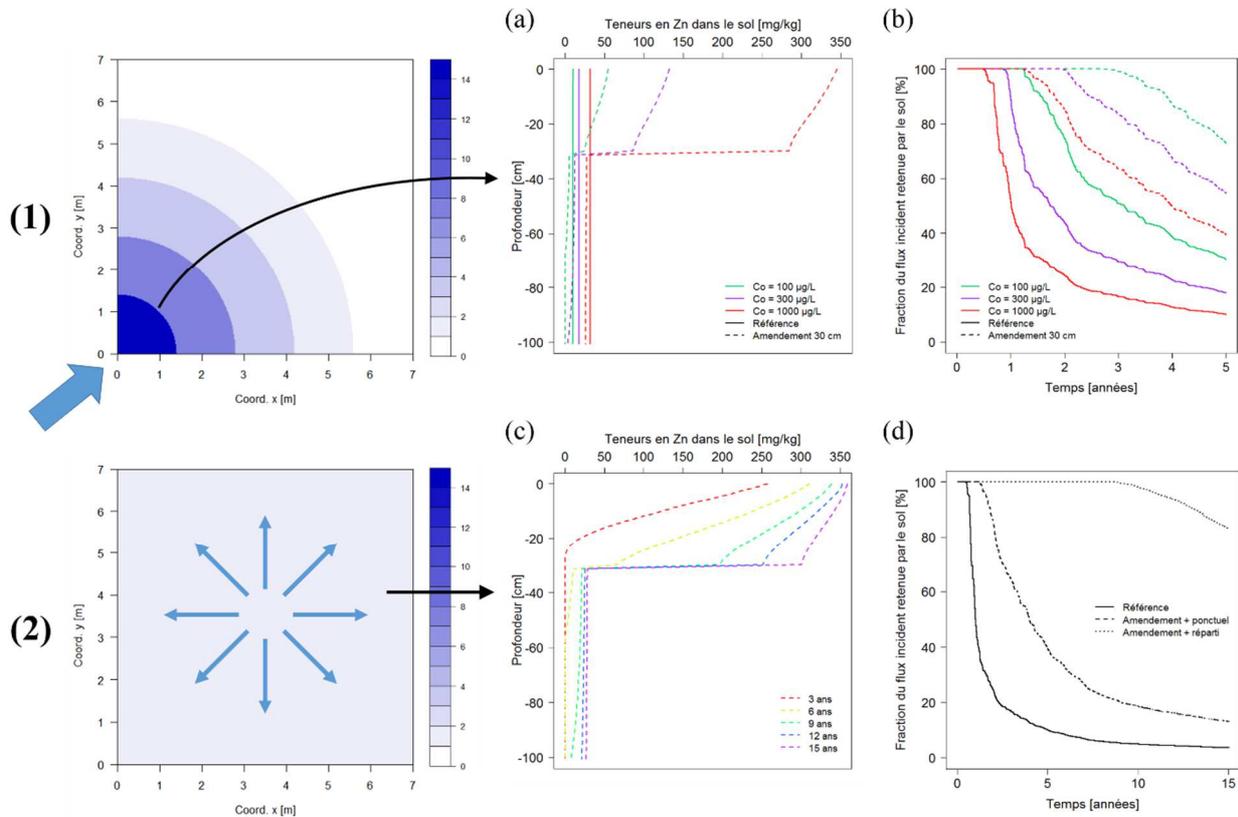
## **2. Analyse de scénarios : une aide à la conception des ouvrages**

### 2.1 Scénario 1 : intérêt d'un amendement organique en surface

Le sol (sableux) 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). La situation initiale (sans amendement organique) est illustrée par des traits pleins sur les différents graphiques de la figure 7. Quelle que soit la valeur de la concentration  $C_0$  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. La percée du zinc à  $z = 1$  m intervient après 6 mois environ 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). La quantité maximale de zinc que le sol est capable de retenir sur une période de 5 ans correspond respectivement à 10 et 30% du flux incident pour  $C_0 = 1000$  et  $100 \mu\text{g/L}$ . L'effet d'un amendement organique est illustré par les courbes en traits pointillés. Une telle pratique offre un moyen intéressant d'augmenter la durée de vie de l'ouvrage, sans pour autant induire des teneurs trop importantes en surface. Comme le montre la figure 7b, une modification des 30 premiers centimètres de sol permet d'accroître d'un facteur 2 à 4 la quantité de métal retenue par le sol de l'ouvrage en l'espace de 5 ans.

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. La figure 7 compare 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

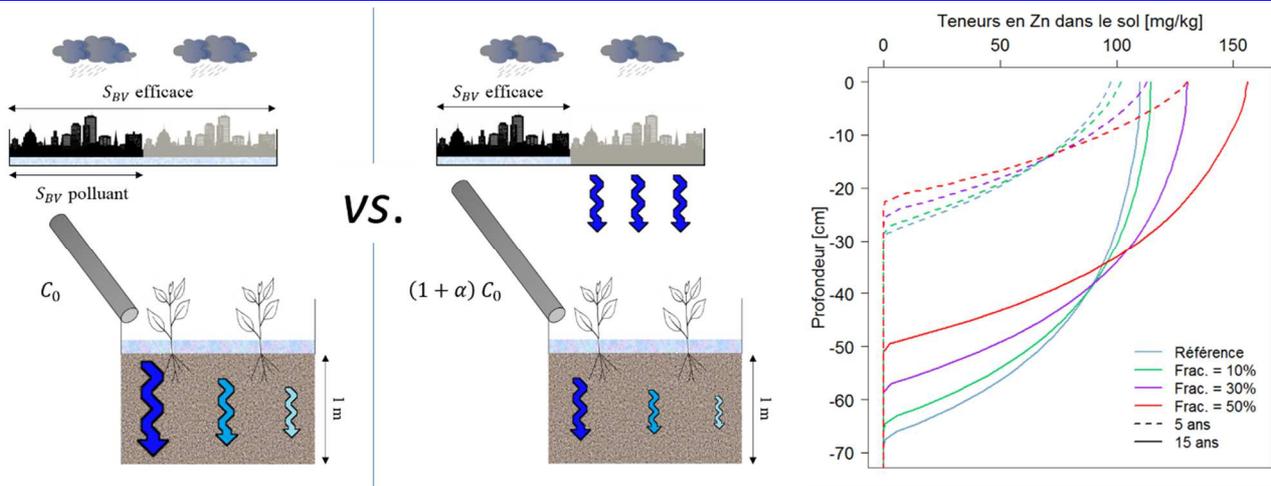
une bonne rétention du zinc pendant une dizaine d'années. Cela apparaît comme une fréquence raisonnable pour la planification des opérations de maintenance, au cours desquelles il conviendrait de renouveler l'horizon superficiel sur l'ensemble de l'ouvrage ; une telle pratique permettrait de régénérer les capacités de rétention du sol, et par là même, 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, mais sa mise en œuvre concrète nécessite d'utiliser un dispositif spécifique pour assurer une infiltration uniforme à la surface, comme par exemple un répartiteur de débit suivi de plusieurs tuyaux percés.



**Figure 7** – Quelques déclinaisons du scénario 1 : effet d'un amendement organique (courbes en pointillés) sur la rétention du zinc, pour une arrivée ponctuelle (1) ou uniformément répartie (2). (a) Profils de zinc après deux ans, et (b) fraction de zinc retenue dans l'ouvrage en fonction du temps, pour différentes concentrations dans le ruissellement incident ; (c) profils de zinc après 3 à 15 ans, et (d) fraction de zinc retenue dans l'ouvrage en fonction du temps, pour  $C_0 = 1 \text{ mg/L}$ .

## 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 pollution ». 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** – 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 » dé raccordées du bassin versant.

## CONCLUSIONS & PERSPECTIVES

L'infiltration d'une eau contaminée dans un sol s'accompagne de la rétention, du transfert, et de la dissipation éventuelle des espèces métalliques ou organiques qu'elle contient. 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. Ainsi, dans la zone la plus polluée des ouvrages, le cuivre, le plomb, le zinc, le cadmium, ainsi que le molybdène présentent un enrichissement significatif sur les 10 à 40 premiers centimètres. La contamination par les HAP concerne généralement la même épaisseur de sol, mais contrairement à la plupart des métaux, les teneurs les plus élevées ne se rencontrent pas toujours en surface, ce qui est sans doute imputable aux mécanismes de dissipation qui interviennent dans la zone racinaire. Une accumulation de chrome, nickel et cobalt est visible sur certains sites seulement, et concerne en général une épaisseur de sol plus faible que pour les autres métaux.

En revanche, les cartographies de la contamination superficielle ont prouvé que cette accumulation ne se produisait pas de manière uniforme à l'intérieur des dispositifs d'infiltration. Les teneurs en métaux présentent 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 fournissons 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 comme le 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...).

Sept ouvrages sur les onze sites étudiés présentent des niveaux de contamination potentiellement néfastes pour l'environnement. Néanmoins, les besoins opérationnels en ce qui concerne la maintenance des dispositifs se trouvent limités par la répartition caractéristique de la contamination du sol, qu'il s'agisse de sa distribution superficielle ou de son étendue en profondeur, qui permet de circonscrire plus facilement la zone à dépolluer. Ainsi, à *Dourdan1*, *Greffière*, et *Vitry*, l'étendue de la zone qui requiert une remédiation – au sens des normes internationales sur la qualité du sol – représente moins de 25% de la surface des ouvrages, et respectivement 30, 10, et 2,5 cm de profondeur. Sur les sites *Alfortville*, *Compans1* et *2* ainsi que *Dourdan2*, entre 50 à 75% de l'ouvrage devraient être excavés en surface, jusqu'à une profondeur de 5 à 25 cm.

Au regard des résultats expérimentaux, il est apparu qu'un modèle simulant le devenir des contaminants dans le sol gagnerait en représentativité s'il décrivait, d'une part, la filtration des matières en suspension du ruissellement, et d'autre part, le caractère non-uniforme des flux d'infiltration à la surface d'un ouvrage, ce qui a constitué la première partie du travail de modélisation. Puis, suite à l'acquisition expérimentale de la majorité des paramètres sur l'un des sites d'étude, une démarche de validation a été entreprise, en comparant les profils de métaux simulés par le modèle à ceux qui avaient été mesurés, ce qui a permis de conclure à une capacité prédictive tout à fait satisfaisante.

L'approche de modélisation a démontré que la « saturation » des capacités de rétention du sol – suite à laquelle il se comportera de façon inerte vis-à-vis des polluants dissous – 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. Il subsiste en outre certaines incertitudes quant à la possible variabilité des capacités d'adsorption du sol avec la profondeur ; en d'autres termes, il n'est pas certain qu'une espèce dissoute qui traverserait ou serait remobilisée depuis l'horizon de surface puisse être interceptée dans les strates sous-jacentes. 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. Par ailleurs, le renouvellement de cet horizon apparaît comme un moyen pragmatique d'assurer, sur le long terme, une rétention suffisante des contaminants et de minimiser les flux en profondeur. Enfin, 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.

À l'échelle annuelle, pour un climat typique d'Île-de-France, le flux polluant est majoritairement intercepté par la *première* surface perméable rencontrée par le ruissellement. Ainsi, 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 paraît intéressant de dissocier objectif qualitatif et objectif hydrologique dans la conception des ouvrages : les nécessaires volumes de stockage associés à la pluie dimensionnante 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. Par ailleurs, l'efficacité de l'ouvrage de traitement apparaît conditionnée à la nature du ruissellement incident : si des dispositifs de type « filtres à sable » présentent un intérêt pour intercepter 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. À ce titre, il est fondamental de souligner que le choix d'une solution technique est avant tout fonction du contexte urbain, hydrogéologique, et climatique, ce qui oblige à un certain recul vis-à-vis des préconisations génériques des guides de conception.

Compte tenu des recherches actuelles sur la contamination du ruissellement urbain, il semble nécessaire d'étendre les considérations de cette thèse à d'autres espèces, dont le devenir dans le sol des ouvrages a été peu documenté jusqu'à présent : il s'agit notamment des micropolluants organiques amphiphiles, tels que les alkylphénols, voire hydrophiles, tels que le bisphénol A ou les pesticides. Ces polluants présentent dans le sol des vitesses de transfert supérieures à celles des métaux, mais sont sujets à des mécanismes de dissipation. Il conviendrait d'évaluer leur dégradabilité selon leur temps de séjour dans le sol, ce qui n'appelle probablement pas les mêmes approches que celles choisies pour les présents travaux. Les résultats d'une telle étude pourraient révéler une importance particulière de l'hydrodynamique des ouvrages, notamment si certaines configurations hydrauliques permettent de maintenir plus longtemps ces contaminants dans la zone biologiquement active.

Il apparaît enfin qu'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. Quelle que soit la solution retenue, il convient de garder à l'esprit qu'à long terme, le sol des ouvrages finira 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 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.

## VALORISATION

---

### *Thèse*

D. Tedoldi. Mesure et modélisation de la contamination du sol dans les ouvrages de gestion à la source du ruissellement urbain. Thèse de doctorat, Université Paris-Est, **2017**. 256 pages.

### *Publications dans des revues à comité de lecture*

D. Tedoldi, G. Chebbo, D. Pierlot, Y. Kovacs, M.-C. Gromaire. 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, **2016**. 904-926.

D. Tedoldi, G. Chebbo, D. Pierlot, P. Branchu, Y. Kovacs, M.-C. Gromaire. Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices – Inter-site comparison. *Science of the Total Environment* 579, **2017**. 881-892.

D. Tedoldi, G. Chebbo, D. Pierlot, Y. Kovacs, M.-C. Gromaire. Assessment of metal and PAH profiles in SUDS soil based on an improved experimental procedure. *Journal of Environmental Management* 202, **2017**. 151-166.

K. Flanagan, D. Tedoldi, P. Branchu, M.-C. Gromaire. Caractérisation du fonctionnement d'un ouvrage de gestion à la source du ruissellement de voirie : approche par modélisation hydrologique et par cartographie de la contamination du sol. *La Houille Blanche* 3, **2017**. 5-13.

## CONTACTS

---

Marie-Christine GROMAIRE, [marie-christine.gromaire@enpc.fr](mailto:marie-christine.gromaire@enpc.fr)

Ghassan CHEBBO, [ghassan.chebbo@enpc.fr](mailto:ghassan.chebbo@enpc.fr)

Damien TEDOLDI, [damien.tedoldi@enpc.fr](mailto:damien.tedoldi@enpc.fr)