
PRECODD - Programme ECotechnologies et Développement Durable



Programme ECOPLUIES

Techniques alternatives de traitement des eaux pluviales et de leurs sous-produits : vers la maîtrise du fonctionnement des ouvrages d'infiltration urbains

Projet ANR-05-ECOT-006

Délivrable D-A6

Rapport sur la stratégie d'échantillonnage d'un bassin d'infiltration - Analyse spatiale et temporelle de l'évolution des polluants dans un bassin d'infiltration – Evaluation des masses de polluants piégées

Spatial analysis and temporal evolution of pollutants in a stormwater infiltration basin – estimation of the mass of trapped pollutants

Responsable du rendu :

S. Le Coustumer*, S. Barraud*, B. Clozel **

* INSA Lyon, Unité de Recherche en Génie Civil, 34 av. des Arts, 69621 Villeurbanne Cedex, France (sebastien-mael.le-coustumer@insa-lyon.fr, sylvie.barraud@insa-lyon.fr)

** BRGM Service Géologique Régional/Rhône-Alpes, 151 Boulevard Stalingrad 69626 Villeurbanne cedex France (b.clozel@brgm.fr)

07/2008

Sommaire

1	INTRODUCTION ET OBJECTIFS	5
2	METHODES.....	6
2.1	PRESENTATION DU SITE	6
2.2	MESURES DES CONCENTRATIONS DANS LE SOL	7
	<i>Répartition en profondeur</i>	<i>7</i>
	<i>Répartition spatiale en surface.....</i>	<i>8</i>
	<i>Incertitudes.....</i>	<i>10</i>
2.3	VARIABILITE SPATIALE	10
2.4	EVALUATION DES MASSES PIEGEES.....	11
2.4.1	<i>Sol témoin : concentration initiale</i>	<i>11</i>
2.4.2	<i>Reconstitution des masses piégées en surface</i>	<i>11</i>
2.5	INFLUENCE DE L'ECHANTILLONNAGE.....	12
2.5.1	<i>Maillage régulier</i>	<i>13</i>
2.5.2	<i>Maillage aléatoire.....</i>	<i>15</i>
2.5.3	<i>Maillage basé sur l'expérience</i>	<i>15</i>
2.6	EVALUATION DE L'EFFICACITE DES OUVRAGES.....	16
3	RESULTATS.....	17
3.1	CONCENTRATION EN SURFACE ET EN PROFONDEUR.....	17
3.1.1	<i>Répartition en profondeur</i>	<i>17</i>
3.1.2	<i>Répartition spatiale</i>	<i>19</i>
3.2	CORRELATION ENTRE POLLUANTS.....	24
3.2.1	<i>Corrélation entre ETM</i>	<i>24</i>
3.2.2	<i>Corrélation entre campagnes</i>	<i>25</i>
3.3	VARIABILITE SPATIALE	25
3.3.1	<i>Partie ancienne de l'ouvrage</i>	<i>26</i>
3.3.2	<i>Partie rénovée de l'ouvrage.....</i>	<i>26</i>
3.4	EVALUATIONS DES MASSES DE POLLUANTS PIEGEES DANS LE SOL	29
3.5	INFLUENCE DE L'ECHANTILLONNAGE.....	30
3.5.1	<i>Influence sur les concentrations moyennes dans l'ouvrage.....</i>	<i>31</i>
3.5.2	<i>Mise en relief de points particuliers</i>	<i>36</i>
3.6	EVALUATION DE L'EFFICACITE DE L'OUVRAGE	39
3.6.1	<i>Reconstitution des sollicitations.....</i>	<i>39</i>
3.6.2	<i>Efficacité de rétention de l'ouvrage</i>	<i>41</i>
4	DISCUSSION	43
4.1	CONCENTRATION DANS L'OUVRAGE	43
4.1.1	<i>Concentration en profondeur.....</i>	<i>43</i>
4.1.2	<i>Concentrations en surface.....</i>	<i>43</i>
4.2	EVOLUTION TEMPORELLE ET VARIABILITE SPATIALE.....	44
4.3	INFLUENCE DE L'ECHANTILLONNAGE.....	45
4.4	RENDEMENT EPURATOIRE	46
5	CONCLUSIONS	47
6	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	48

1 Introduction et objectifs

L'objet de ce livrable est d'étudier :

- l'évolution temporelle du niveau de pollution des ouvrages d'infiltration;
- l'évolution spatiale de la pollution en fonction du temps ;
- l'efficacité de piégeage des ETM au sein d'ouvrage de ce type ;
- l'effet de la procédure d'échantillonnage sur l'estimation des concentrations en ETM au sein de l'ouvrage.

Des études antérieures (Dechesne, 2002 ; Hatt *et al.*, 2007 par exemple) ayant montré le rôle prépondérant de filtre de l'interface ouvrage/sol, l'évolution de cette couche sera donc plus particulièrement suivie (en concentration et en masse). Cependant l'évolution en profondeur sera également examinée mais de manière moins détaillée. L'étude de la répartition spatiale sera en outre l'occasion de nous interroger sur l'optimisation des campagnes de prélèvement aussi bien pour des besoins scientifiques que pour des besoins plus qualitatifs des gestionnaires d'ouvrages. Enfin l'étude de l'efficacité de piégeage dans des ouvrages d'infiltration nécessitera de quantifier les masses d'ETM apportées à l'ouvrage.

La quantité d'informations nécessaire étant importante et nécessitant leur acquisition sur de longues périodes, nous avons choisi de réaliser cette recherche en nous appuyant sur le site de Django Reinhardt de Chassieu et les travaux de Le Coustumer (2008).

2 Méthodes

Pour répondre aux trois objectifs (évolution temporelle du niveau de pollution en concentration et en masse, évolution spatiale de la pollution en fonction du temps et efficacité de piégeage des ETM au sein d'ouvrage de ce type), il est nécessaire de :

- Réaliser plusieurs mesures de concentrations en profondeur ;
- Réaliser plusieurs campagnes de mesure de concentrations en polluants à la surface du bassin ;
- Trouver une méthode d'évaluation des masses piégées par l'interface ouvrage/sol au cours du temps ;
- Déterminer un mode d'estimation des masses apportées.

L'ensemble de ces points a été réalisé en essayant d'assortir toutes les évaluations de leurs incertitudes respectives.

2.1 Présentation du site

Nous ne reviendrons pas sur la présentation du site et de son environnement que l'on pourra trouver dans le livrable D-A1. Par contre, nous allons préciser un certain nombre d'éléments importants pour l'étude et l'interprétation des mesures qui seront présentées ultérieurement. Rappelons que le bassin d'infiltration actuel a subi au cours du temps des modifications importantes. Ce site a fonctionné pendant plus de 20 ans en 3 compartiments comme on peut le voir sur la Figure 1 (a). Le compartiment d'infiltration le plus sollicité étant complètement colmaté, le gestionnaire avait alors décidé de réhabiliter l'ensemble du dispositif. Fin 2001, une réhabilitation complète du site a été entreprise. Elle a consisté à simplifier le système de drainage en deux compartiments : un compartiment de rétention / décantation puis un compartiment d'infiltration (Cf. Figure 1b). Suite à un colmatage rapide du nouveau compartiment d'infiltration probablement issu d'une mauvaise réalisation couplée à un compartiment de décantation peu efficace, le bassin a été décolmaté et les premiers centimètres ont été enlevés en avril 2004. Le décolmatage a été réalisé sur l'ensemble du compartiment hormis dans le coin droit du bassin (zone sombre sur la Figure 1b), et dont l'emprise correspond à une partie de l'ancien bassin d'infiltration colmaté. Dans cette partie, une couche de sédiments plus ancienne y est donc présente (Cf. Figure 2). Dans la suite du texte nous nommerons cette partie du bassin d'infiltration : « partie ancienne » par opposition au reste du bassin (« partie rénovée »). Par ailleurs, dans la « partie rénovée », l'eau circule majoritairement suivant un chenal correspondant aux parties basses du bassin (Zone ombrée claire sur la Figure 1b).

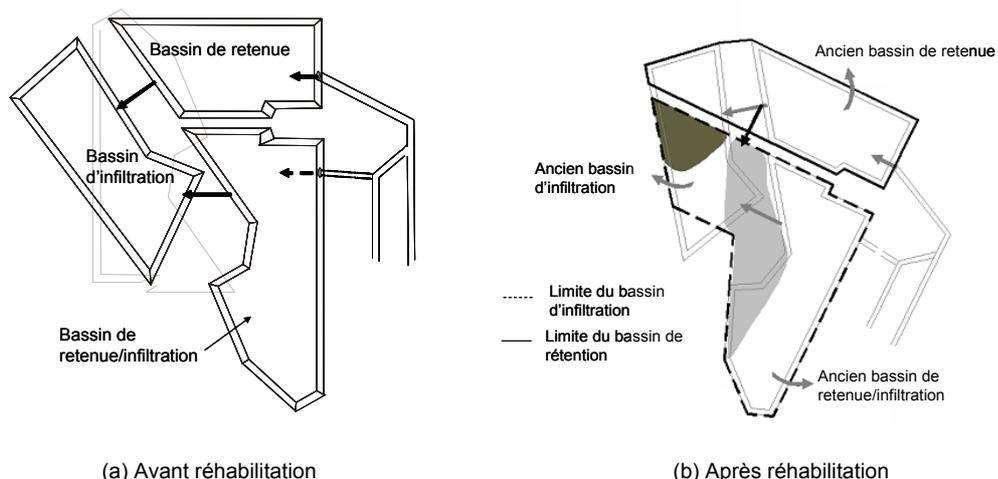


Figure 1 : Configuration du site d'observation avant et après réhabilitation



Figure 2 : Partie ancienne du bassin et sédiments ayant été accumulés

2.2 Mesures des concentrations dans le sol

Répartition en profondeur

Afin d'étudier les niveaux de pollution en profondeur, une campagne de mesure a été conduite en décembre 2005. Onze échantillons ont été prélevés dans 3 tranchées (Figure 4) puis analysés par ICP-MS pour le Cd, le Cu, le Zn et le Pb. La répartition des échantillons est la suivante :

- 4 dans la tranchée A (surface, 30 cm, 60 cm et 100 cm de profondeur)
- 4 dans la tranchée B (surface, 30 cm, 60 cm et 100 cm de profondeur)
- 3 dans la tranchée C (surface, 30 cm et 80 cm de profondeur)

La tranchée A est dans la zone 'ancienne' de l'ouvrage, la tranchée B est située en entrée de l'ouvrage (zone souvent sollicitée) et la tranchée C est située vers le fond de l'ouvrage dans une zone plus rarement sollicitée. Les tranchées sont réalisées à l'aide d'une pelle mécanique sur une profondeur d'environ 150 cm et une longueur d'environ 100 cm (Figure 3). Les échantillons sont

ensuite prélevés à l'aide d'une petite pelle en plastique pour chaque profondeur le long de la tranchée. Les échantillons prélevés sont ensuite tamisés à 2 mm sur le terrain, homogénéisés et transportés pour analyse le jour même du prélèvement. Les coupes de sol sont présentées à l'annexe G.



Figure 3 : Prélèvement des échantillons en profondeur

Les résultats seront ensuite mis en correspondance avec des mesures réalisées sur le même site en mai 2005, par le Laboratoire des Sciences de l'Environnement (LSE) de l'ENTPE.

Répartition spatiale en surface

Les concentrations en ETM dans l'ouvrage sont évaluées à partir de trois campagnes de mesure faites en avril 2005, février 2006 et juillet 2007. Le bassin a été décolmaté et les premiers centimètres ont été enlevés en avril 2004. Pour chaque campagne nous avons prélevé environ 100 échantillons répartis selon un maillage régulier carré sur l'ensemble de la surface de l'ouvrage (surface 8000 m²). La taille de la grille est de 10 m par 10 m (Figure 4). Cette forte densité de prélèvements doit permettre de bien évaluer la variabilité spatiale des polluants et aussi de reconstituer de manière précise les masses d'ETM à la surface de l'ouvrage.

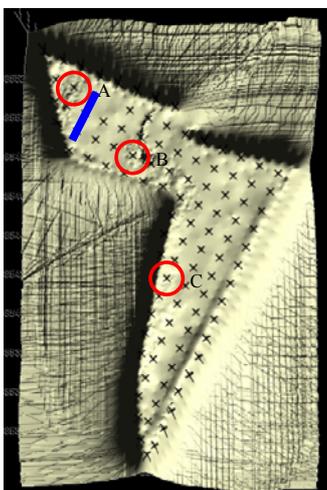


Figure 4 : Point d'échantillonnage (maille de 10 m), emplacement des prélèvements pour les profils verticaux (cercle A, B et C) et tranchée réalisée par l'ENTPE (bleu)

Les quantités prélevées résultent d'un compromis consistant d'une part à prendre « le plus de matière possible » de manière à être le plus représentatif d'une zone de mesure et d'autre part à prendre « le moins de matière possible » de manière à ne pas trop perturber l'interface qui sera suivie dans le temps. Ainsi, les échantillons sont prélevés dans les 5 premiers centimètres du bassin. Une masse d'environ 400 g à 500 g est prélevée (Figure 5).

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une pelle plastique. Pour chaque point de mesure, le sol a été prélevé sur une surface d'environ 1 m². Les échantillons ont été conservés dans des sachets plastiques puis conduits au laboratoire où pour chaque prélèvement, un sous échantillon d'environ 50 g a été extrait, passé à l'étuve à 105°C pendant 24h puis tamisé à 2 mm. Les échantillons sont ensuite analysés par le BRGM à l'aide d'un spectromètre portable de fluorescence X Niton XL723S. Cette méthode d'analyse rapide et peu coûteuse permet l'analyse de plus d'échantillons qu'une analyse classique de laboratoire et donc une description plus fine de l'hétérogénéité spatiale de la pollution. Le fonctionnement de l'appareil est décrit précisément dans Laperche (2005).



Figure 5 : Echantillon prélevé en surface du bassin

Les limites de détection de l'appareil, pour un temps d'analyse de 120 s et pour un sol à matrice sableuse (ce qui peut être considéré vrai dans notre cas car les échantillons sont tamisés à 2 mm), sont présentées dans le Tableau 1. Ces valeurs montrent que l'analyse par fluorescence X semble bien adaptée pour détecter des concentrations en Zn, Cu et Pb, mais pas pour le Cd.

	Limites de détection (ICP)	Limites de détection (Niton)
Cu	5	50
Zn	5	25
Pb	10	10
Cd	2	25

Tableau 1 : Limites de détection (mg/kg MS) de l'appareil Niton

A partir des mesures effectuées par fluorescence X, 20 échantillons par campagne sont choisis et analysés par ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) (AFNOR, 2000) afin de caler les mesures faites par fluorescence X.

Incertitudes

Les différentes sources d'incertitudes liées à la mesure des concentrations en polluant sont liées à l'analyse des concentrations et à l'échantillonnage. Nous avons donc distingué :

- l'incertitude analytique, liée à l'appareil de mesure : u_a
- l'incertitude d'échantillonnage et plus particulièrement :
 - o l'incertitude liée à la répétabilité de la mesure dans l'échantillon : u_{mesure}
 - o l'incertitude liée au sous échantillonnage : $u_{échantillonnage}$

L'incertitude analytique est donnée directement par l'appareil. L'incertitude d'échantillonnage liée à la répétabilité de la mesure est évaluée en faisant plusieurs mesures sur un seul échantillon. Enfin, l'incertitude liée au sous échantillonnage est évaluée en réalisant des triplicats pour 5 échantillons. Pour cela, sur un point de prélèvement, on prend 3 sous échantillons de 50 g. Chaque sous échantillon est séché, tamisé et analysé indépendamment. Il est à noter que l'incertitude liée à la représentativité de l'échantillon prélevé (erreur sur la prise d'échantillon) n'est pas prise en compte. Pour cela il aurait fallu prendre plusieurs échantillons dans une zone proche afin de quantifier la variabilité spatiale autour du point de prélèvement. L'incertitude finale est calculée (équation 44) en prenant en compte ces trois sources d'incertitudes et en supposant que ces incertitudes ne sont pas corrélées, soit :

$$u_f = \sqrt{u_a^2 + u_{mesure}^2 + u_{échantillonnage}^2} \quad \text{Équation 1}$$

2.3 Variabilité spatiale

L'étude de corrélation entre les ETM par campagne et entre campagnes a été menée de manière à savoir si les métaux se répartissaient spatialement selon des dynamiques semblables ou non. Les coefficients de corrélation entre ETM pour chaque campagne, et entre campagnes pour chaque ETM ont été calculés.

La répartition des concentrations a été étudiée en calculant les concentrations moyennes dans la partie ancienne et dans la partie rénovée de l'ouvrage. Les concentrations ont été comparées en effectuant des tests-t par paires afin de savoir si les différences entre les zones étaient statistiquement différentes (la différence étant acceptée pour $p < 0.05$). Les cartes de répartition spatiale des polluants sont présentées afin de mettre en évidence les zones plus polluées.

2.4 Evaluation des masses piégées

2.4.1 Sol témoin : concentration initiale

Il est nécessaire de connaître l'état initial de l'ouvrage c'est-à-dire les concentrations initiales des différents polluants avant sollicitation. Ce niveau de concentration en polluants, c'est-à-dire en l'absence de contamination anthropique est appelé fond pédogéochimique. Afin de connaître ce fond pédogéochimique, des échantillons ont été prélevés à proximité de l'ouvrage à une profondeur de 50 cm (Winiarski *et al.*, 2001). Ces prélèvements ont eu lieu en octobre 1998. Sur chaque prélèvement, un échantillon a été analysé. Ce niveau de sol témoin n'est pas à proprement parlé un fond géochimique sans contamination anthropique. Il constitue cependant un sol urbain « normalement sollicité » sans infiltration intentionnelle comme dans le bassin d'infiltration et sans les dépôts atmosphériques de surface, c'est en ce sens qu'il peut constituer une référence. Les concentrations moyennes initiales (C_0) et leurs écarts types ($n=3$) sont les suivantes pour les ETM :

- Cd < 0.5 mg/kg sur les 3 échantillons
- Cu= 10±6 mg/kg
- Pb= 6.5±1.4 mg/kg
- Zn= 51±14 mg/kg

2.4.2 Reconstitution des masses piégées en surface

La masse de métaux piégée dans la couche supérieure du bassin d'infiltration est évaluée pour chaque campagne de mesure et pour chaque polluant. Les masses ont été reconstituées sous Matlab en utilisant la méthode suivante :

- Création du maillage basé sur la maille d'échantillonnage : 10 m par 10 m
- Interpolation des valeurs de concentrations entre les points de mesure avec un pas de 1 m. Les différentes fonctions testées pour l'interpolation sont des fonctions linéaires, cubiques, Nearest neighbor et V4 (fonction d'interpolation de Matlab)
- Création d'un maillage triangulaire entre les points interpolés
- Calcul de l'aire de chacun des triangles ainsi construits et affectation d'une concentration moyenne pour chacune des mailles pondérée par l'inverse de la distance au barycentre du triangle
- Calcul des masses contenues dans chacune des mailles avec l'équation suivante (Dechesne, 2002) :

$$m_i = (C_i - C_0) \cdot S_i \cdot e \cdot f \cdot \rho \quad \text{Équation 2}$$

Avec m_i la masse d'ETM dans la maille i , C_i la concentration dans la maille i , C_0 la concentration initiale de métal dans le sol témoin, S_i la surface de la maille triangulaire i , e l'épaisseur de la couche de sol, f la fraction de fines inférieure à 2 mm, ρ la masse volumique du sol.

- Calcul de la masse totale (M) dans la couche supérieure de l'ouvrage

$$M = \sum_{i=1}^n m_i \quad \text{Équation 3}$$

- Evaluation des incertitudes sur la masse totale par la méthode de Monte Carlo avec les écarts types suivants sur les différentes grandeurs :
 - o Concentration initiale C_0 et incertitudes (voir paragraphe précédent)
 - o Sur l'épaisseur de la couche de sol, $e=5$ cm, $\sigma = 2$ cm
 - o Sur la part de fraction fine mesurée au laboratoire, $f < 2$ mm = 25 %, $\sigma = 2.5\%$
 - o Sur la masse volumique du sol estimée *in situ* (mesure au sable), $\rho = 2600$ kg/m³, $\sigma = 100$ kg/m³

Il n'a pas été tenu compte de l'incertitude expérimentale sur la mesure de la concentration en polluants, ni sur l'interpolation des données ; celle-ci est faible, comme nous le verrons ultérieurement, par rapport aux incertitudes sur la fraction de fines, les concentrations initiales en polluants, l'épaisseur de la couche de prélèvement et sa masse volumique.

2.5 Influence de l'échantillonnage

Le type d'échantillonnage ainsi que le nombre de prélèvements peuvent avoir un impact important sur les résultats. De plus, un échantillonnage dense coûtera plus cher, et il est donc intéressant de connaître l'effet du maillage sur l'incertitude du résultat. Nous avons choisi un maillage régulier et dense de 10 m par 10 m. Comme l'a montré Laperche et Eisenehr (2002), il est recommandé de faire un échantillonnage régulier, non préférentiel et dense. Cette étude sur l'influence de la stratégie d'échantillonnage menée sur un site industriel pollué de 5000 m² avait montré que :

- Le passage d'une maille de 10 m à une maille de 20 m induisait une perte d'informations importante car l'une des deux zones polluées de ce site n'était plus détectée ;
- Un maillage plus précis de 5 m dans les zones fortement polluées n'avait pas apporté d'informations supplémentaires ;
- Un maillage non régulier avec échantillonnage dense dans les zones supposées plus polluées provoquait une perte d'information par rapport à un maillage régulier.

Afin de vérifier ces hypothèses sur des sites d'infiltration, nous avons testé l'influence du type d'échantillonnage et du nombre d'échantillons sur :

- Les concentrations moyennes dans l'ouvrage ;
- La perte ou le gain d'information sur la localisation de zones plus particulièrement polluées ;
- Les reconstitutions des masses à la surface de l'ouvrage.

Nous avons donc fait un maillage de 10 m par 10 m ce qui représente pour chaque campagne un nombre d'échantillons (N) :

- Campagne 1 : 103 points de mesures
- Campagne 2 : 94 points de mesure
- Campagne 3 : 99 points de mesure

Le nombre de points de mesure varie d'une campagne à l'autre car pendant certaines campagnes il n'était pas possible de prélever dans certaines zones (zone en eau le jour du prélèvement par exemple).

Le problème est donc, pour chaque objectif, d'étudier l'influence des façons de choisir n points parmi les N points existants pour lesquels les données sont disponibles (N=103 en 2005, N=94 en 2006, N=99 en 2007). Les stratégies utilisées concernent i) le choix de ces n points parmi N à partir de maillage réguliers (stratégie par maillage) ii) le choix de ces n points parmi N pris aléatoirement (stratégie aléatoire), iii) le choix de n points en prenant comme critère l'expérience de l'opérateur et notamment sa connaissance de l'ouvrage (dynamique des flux, historique de l'ouvrage et des opérations de maintenance...). Les différentes stratégies de maillage sont présentées ci-dessous.

D'un point de vue opérationnel, cela est particulièrement intéressant car peu d'échantillons sont généralement prélevés. Cette étude permettra donc de montrer l'erreur commise lorsque que l'on prélève peu d'échantillons, la perte ou le gain d'information lié au nombre de prélèvement, et permettra de fournir des recommandations pour les ouvrages de grande taille.

2.5.1 Maillage régulier

La première stratégie est basée sur un maillage régulier. La Figure 6 représente les types de maillages carrés ou rectangulaires pour différentes densités de points. Nous sommes partis de l'ensemble des points (maillage 10X10 m, $n \approx 100$) puis nous avons augmenté la taille de la maille jusqu'à un maillage de 30X30 m ($n=14$).

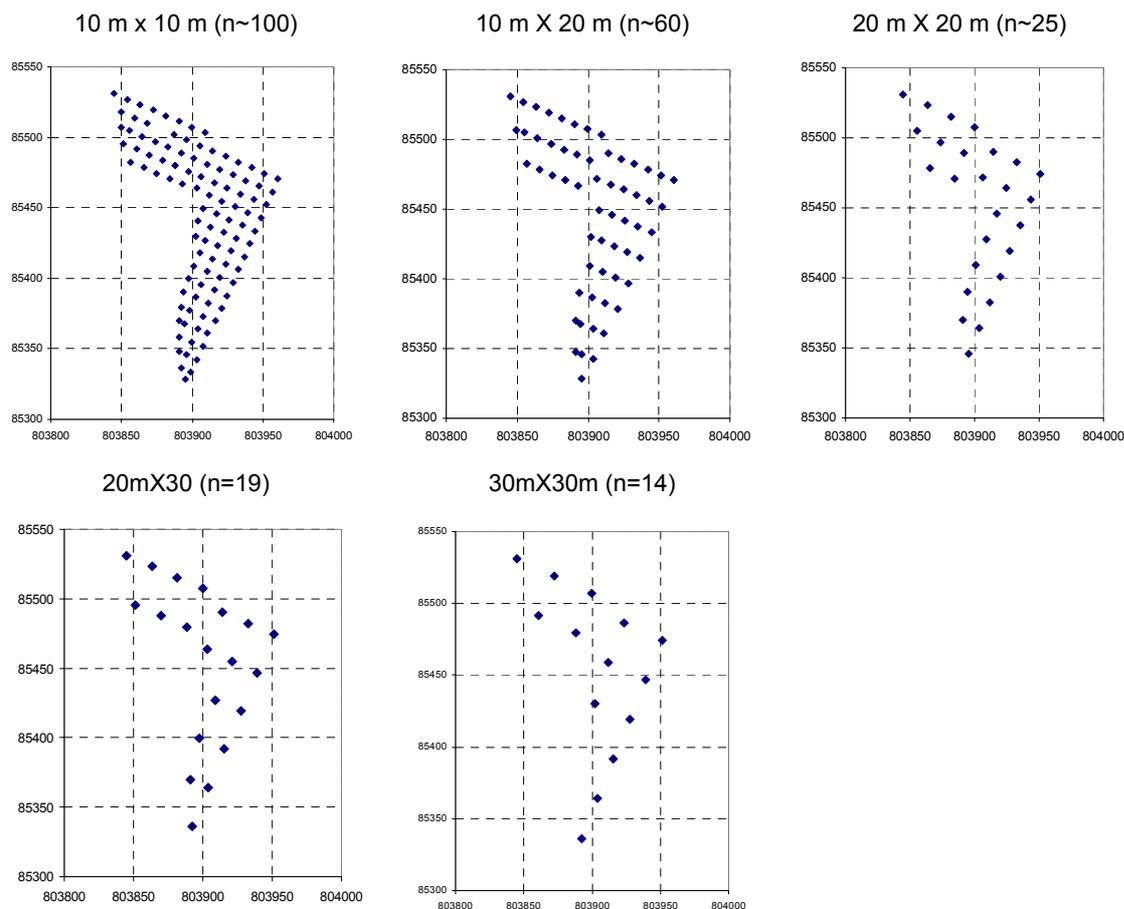


Figure 6 : Maillage pour différentes densités (le nombre d'échantillons pour les différentes mailles dépend de la campagne et de l'élément mesuré)

Les maillages réguliers présentés à la Figure 6 sont les plus probables dans le sens où ce sont les maillages qui auraient été faits sur le terrain. Par la suite on a aussi testé différents maillages réguliers. Par exemple, pour un type de maillage (30 m X 30 m par exemple), plusieurs semis de points peuvent être utilisés (Figure 7). Différentes combinaisons de maillages ont été testées par la suite de manière à étudier la variabilité qui en découle.

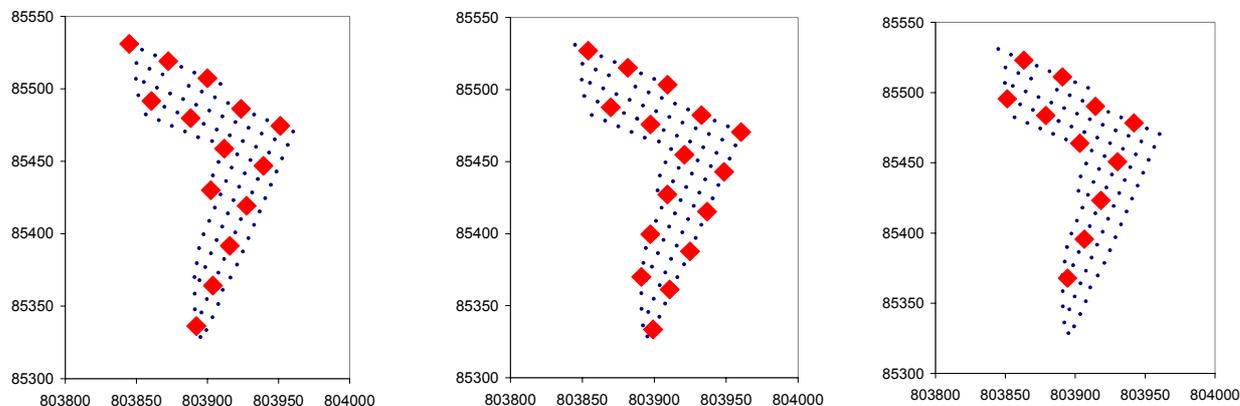


Figure 7 : Exemple de différents maillages 30X30 m (en bleu l'ensemble des points, en rouge les échantillons du maillage 30X30 m)

2.5.2 Maillage aléatoire

Pour la deuxième stratégie (choix de points pris au hasard), la méthode consiste à fixer a priori un nombre de points d'échantillonnage et de chercher les combinaisons permettant d'extraire n points parmi les N existants. Comme la combinatoire peut être importante (C_{np} : pour 10 points 1731013 par exemple) nous avons choisi de n'opérer que 1000 combinaisons possibles quel que soit n. Des maillages aléatoires avec un nombre d'échantillons (n) variant du nombre maximum de mesures (N) jusqu'à 4 échantillons sont donc construits. Pour chaque valeur de n, 1000 maillages ont ainsi été testés de manière à calculer l'intervalle de confiance des valeurs obtenues. Il a été cependant vérifié que le nombre de 1000 itérations n'avait pas d'influence sur les résultats en testant sur un certains nombre de cas un nombre plus grand d'itérations (jusqu'à 100 000).

2.5.3 Maillage basé sur l'expérience

On suppose dans ce cas qu'il n'est possible de prélever qu'un nombre réduit d'échantillons et ces échantillons vont être sélectionnés à partir des connaissances de l'opérateur. Dans notre cas, on définit 6 zones représentatives du bassin (voir Figure 8). Ces zones ont été déterminées à partir de notre connaissance de l'ouvrage. On commence par prélever un échantillon en zone1 (entrée de l'ouvrage zone supposée la plus contaminée), un en zone 2 (zone moyennement contaminée), un en zone 3 (zone rarement en eau) et un en zone 4 (zone ancienne). On calcule ensuite la concentration moyenne pour ce choix, puis on teste toutes les combinaisons possibles avec un prélèvement dans chacune des trois zones afin d'avoir une concentration moyenne ainsi qu'une estimation de la variance liée au choix de l'échantillon dans chacune des zones. Il est à noter que l'estimation de toutes les combinaisons donne des résultats identiques à la procédure de bootstrap utilisé pour le maillage aléatoire, et ceci à partir de 1000 itérations. Le processus est répété avec un échantillon pris dans 5 et 6 zones.

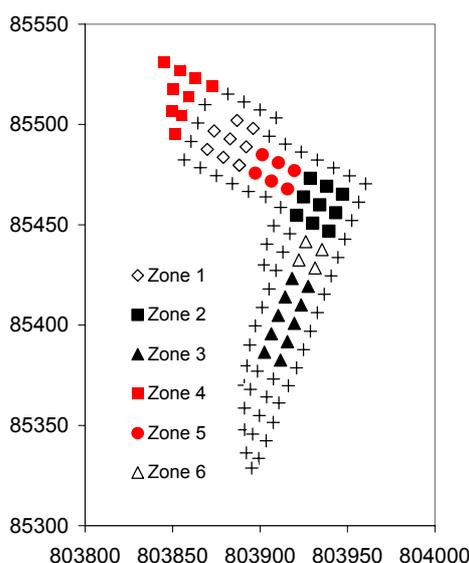


Figure 8 : Différentes zones pour le choix des échantillons pour l'échantillonnage basé sur l'expérience

2.6 Evaluation de l'efficacité des ouvrages

L'efficacité des ouvrages d'infiltration peut être mesurée de façon événementielle ou sur le long terme. L'efficacité événementielle a déjà été étudiée mais peu d'étude porte sur le fonctionnement sur le long terme des ouvrages. Cependant, vu les difficultés liées d'une part à l'évaluation des masses piégées dans le sol et d'autre part la quantification des apports d'ETM sur le long terme, notre étude cherchera d'avantage à :

- Evaluer les apports globaux en ETM à l'ouvrage
- Montrer si il est possible d'évaluer les masses piégées dans le sol de façon correcte.
- Comparer entrée et sortie afin de vérifier si les ordres de grandeurs évalués sont dans les mêmes fourchettes de résultats

Ainsi l'efficacité des ouvrages ne sera pas directement évaluée, mais l'étude permettra quand même de montrer si il est possible d'évaluer les masses d'ETM apportés / piégés afin de quantifier les masses de polluants qui n'ont pas été transférées vers le milieu récepteur.

3 Résultats

3.1 Concentration en surface et en profondeur

3.1.1 Répartition en profondeur

Evolution des concentrations en profondeur

Les résultats de la campagne de mesure de décembre 2005 sont présentés à la Figure 9. **Erreur ! Source du renvoi introuvable..**

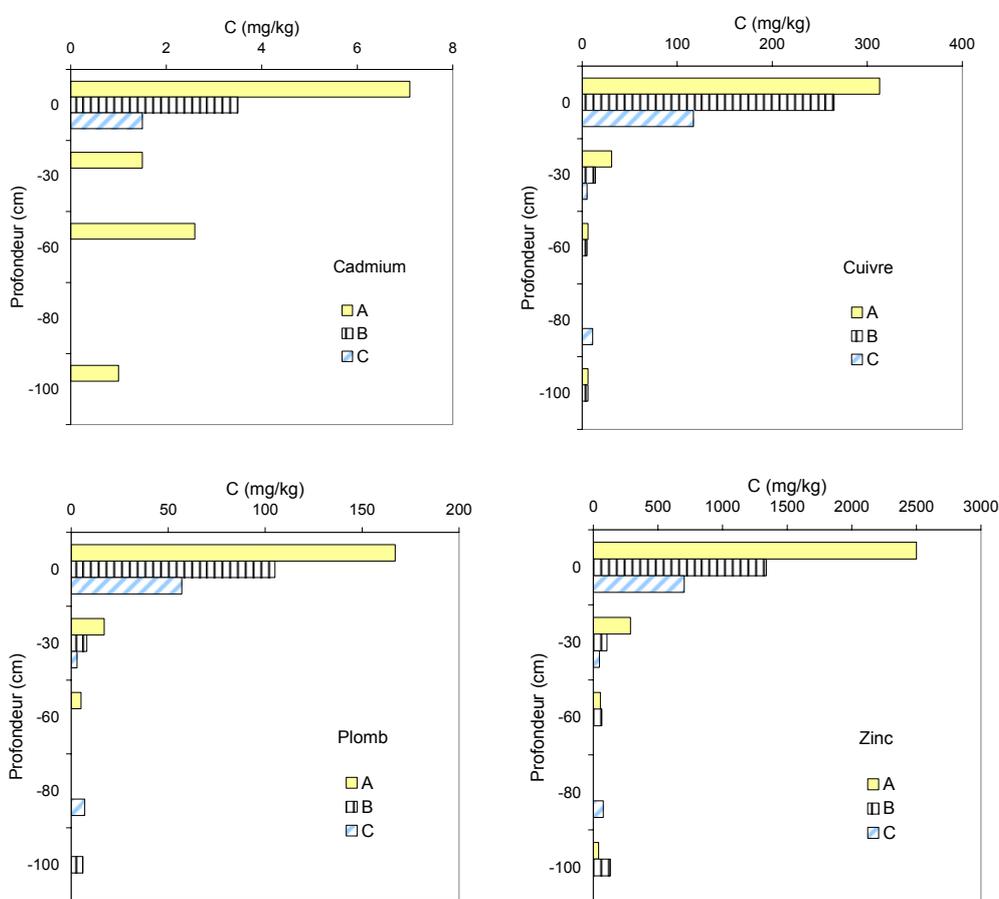


Figure 9 : Profils de pollution aux trois points de mesure (Cd, Cu, Pb et Zn)

On note des concentrations fortes en surface pour le Cu et le Zn, typiques de sols pollués. Pour le Pb et le Cd, les concentrations sont toujours assez faibles (même en surface) et typique des sols faiblement ou non pollués. Les concentrations diminuent fortement avec la profondeur, pour atteindre des valeurs faibles à une profondeur de 30 cm, puis quasi nulle à des profondeurs plus importantes. Les concentrations en ETM sont plus fortes au point A, puis au point B et enfin au point C. Le point A se trouvant dans la zone ancienne du bassin, il est le plus pollué, puis vient la zone en entrée de l'ouvrage qui est souvent sollicitée et enfin le point C qui est le plus rarement en eau.

Comparaisons avec les études menées sur le même site

Ces résultats confirment les mesures de Ganaye *et al.* (2007) de l'ENTPE qui ont mesuré les concentrations en ETM lors d'une étude sur une tranchée dans le bassin en Mai 2005. Cette tranchée de 13.5 m de long et 2.5 m de profondeur est localisée sur la Figure 10 Figure 4. Les concentrations en cinq points de surface sont données dans le Tableau 1.

	S2.1	S3.1	S6.1	S7.1	S8.1	Moyenne (σ)	C (A)
Cu	160	199	227	166	176	186 (28)	313
Pb	101	130	147	108	121	121 (18)	167
Zn	2146	3113	3628	2612	3240	2948 (577)	2500

Tableau 1 : Concentration (mg/kg de MS) en surface de l'ouvrage en mai 2005, zone tranchée (Ganaye *et al.*, 2007), concentration moyenne et écart type, et concentration en surface au point A (C(A)) en décembre 2005

Ces concentrations de surface sont du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées au point A (point le plus proche de la tranchée). Les variations des concentrations en fonction de la profondeur sont données à la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** Il est à noter que les concentrations de la couche superficielle ne sont pas présentées sur cette figure.

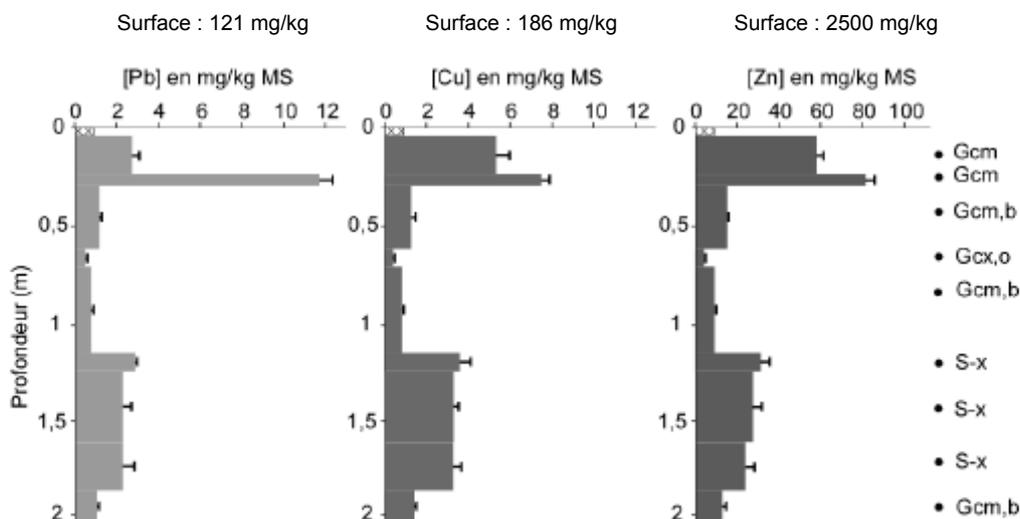


Figure 10 : Evolution des concentrations des ETM avec la profondeur (mai 2005, valeurs de surfaces non représentées), ENTPE (Ganaye *et al.*, 2007)

On remarque que les concentrations en profondeur sont très faibles par rapport aux concentrations de surface, même si elles peuvent augmenter à certaines profondeurs. Ces augmentations sont expliquées par les auteurs comme par un changement de lithofaciès et indique qu'une part de la pollution (bien que faible) peut migrer en présence de chemins préférentiels.

Comparaison des résultats avec le sol témoin

Les concentrations en profondeur sont proches de valeurs du sol témoin. En effet la concentration moyenne à une profondeur de 100 cm (ou 80 cm) sur les 3 points sont données dans le Tableau 2.

	Sol témoin C ₀ (mg / kg MS)	Sol en profondeur C _{-100/80 cm} (mg / kg MS)
Cu	10±6	8 ± 3
Pb	6.5±1.4	6 ± 1
Zn	51±14	83 ± 46

Tableau 2 : Comparaison des concentrations du fond pédogéochimique moyen et en profondeur avec indication des écarts types

Pour le Cu et le Pb on remarque que les concentrations en profondeur sont très proches des valeurs mesurées sur le sol témoin. Pour le Zn, la concentration en profondeur est 1.6 fois plus forte que la concentration du sol témoin.

3.1.2 Répartition spatiale

Calage des mesures ICP/FX

Pour chaque campagne de mesure, 20 échantillons (35 en 2006) ont été sélectionnés et leurs concentrations mesurées par le Niton et par ICP-AES afin de caler les résultats du Niton. Un exemple de calage est présenté à la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** L'ensemble des résultats pour toutes les campagnes est présenté dans le Tableau 3.

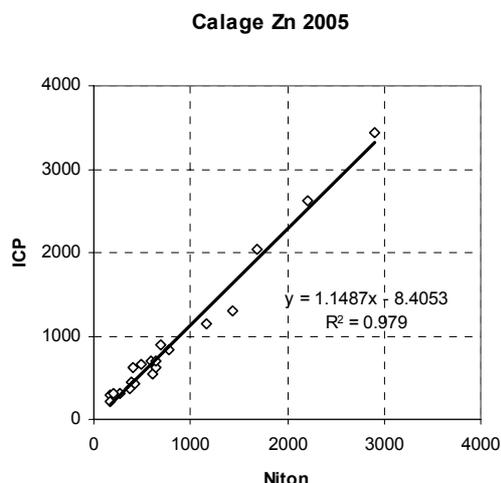


Figure 11 : Calage de la relation ICP-MS, Niton sur les mesures du Zn en 2005

Campagne	Zn		Cu		Pb	
	R ²	C _{ICP} =aC _X +b	R ²	C _{ICP} =aC _X +b	R ²	C _{ICP} =aC _X +b
2005	0.98	y = 1.15x - 8.4053	0.91	y = 1.01x - 28.15	0.92	Y = 1.19x + 7.6291
2006	0.94	y = 1.28x - 204.57	0.79	y = 1.39x - 30.931	0.96	Y = 1.13x - 6.9726
2007	0.84	y = 1.098x - 59.869	0.61	y = 0.9879x - 6.5292	0.87	Y = 1.1156x + 17.972

Tableau 3 : Coefficient de corrélation et régression linéaire entre les méthodes de mesure expérimentale (ICP-AES et Fluorescence X)

En 2005 on remarque une bonne corrélation des méthodes pour tous les métaux (R²>0.9). En 2006 et 2007, on a une bonne corrélation pour le Zn et le Pb (R²>0.8), et un peu moindre pour le Cu (R²= 0.79 et 0.61).

Incertitudes

➤ **Incertitudes analytiques**

L'incertitude analytique est donnée par la moyenne des incertitudes relatives pour chacune des trois campagnes de mesures (Tableau 4). Cette incertitude est donnée directement par l'appareil de mesure.

Année	Ur -Cu (%)	Ur -Pb (%)	Ur -Zn (%)
2005	21.7%	12.4%	3.3%
2006	40.4%	17.5%	6.1%
2007	13.1%	3.8%	1.8%

Tableau 4 : Incertitudes relatives analytiques par année et par ETM (Fluorescence X)

On remarque que les incertitudes les plus fortes sont en 2006 et les plus faibles en 2007. L'incertitude sur le Zn est très faible (inférieure à 10%), celle sur le Pb faible (inférieure à 20%), alors que l'incertitude sur le Cu est moyenne en 2005 et 2007 mais très forte en 2006 (40.4%). L'incertitude moyenne relative sur l'ensemble des trois campagnes (n=344) est de 7.7% pour le Pb, 2.6% pour le Zn et 17.7% pour le Cu. Notons qu'en 2006, un autre appareil Niton avait été utilisé, moins fiable que celui utilisé en 2005 et 2007.

➤ **Incertitudes liées à l'emplacement de la mesure**

L'incertitude liée à l'emplacement où est effectuée la mesure sur l'échantillon est estimée en faisant trois mesures sur un échantillon à des emplacements différents (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les résultats sont présentés dans le Tableau 5. On remarque que cette incertitude est très faible pour le Pb et le Zn (1.7% et 2.5%) et plus forte pour le Cu (16.2%). Cette incertitude est toujours plus faible que l'incertitude analytique.

		E1	F2	N1	Moyenne
Cu	Moyenne	247.4	307.4	213.8	256.2
	σ	54.8	41.5	28.3	41.5
	Cv	22.1%	13.5%	13.3%	16.2%
Pb	Moyenne	244.1	187.7	156.5	196.1
	σ	4.0	1.8	4.3	3.4
	Cv	1.6%	1.0%	2.8%	1.7%
Zn	Moyenne	1476.5	1543.2	779.6	1266.4
	σ	40.4	49.5	5.4	31.8
	Cv	2.7%	3.2%	0.7%	2.5%

Tableau 5 : Incertitudes liées à l'emplacement de la mesure dans l'échantillon

➤ **Incertitudes liées à l'échantillonnage**

Afin de quantifier l'incertitude liée à l'échantillonnage, trois sous échantillons ont été analysés séparément à partir d'un échantillon (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les résultats de l'incertitude sur l'échantillonnage sont présentés dans le Tableau 6. Cette incertitude est faible pour le Cu (5.7%) et le Zn (4.0%) et moyenne pour le Pb (9.7%).

		C3	G3	N8	H1	L6	Moyenne
Cu	Moyenne	327.3	304.9	339.0	271.8	158.6	280.3
	σ	27.0	7.5	15.8	18.4	11.2	16.0
	Cv	8.2%	2.4%	4.7%	6.8%	7.1%	5.7%
Pb	Moyenne	171.9	224.0	233.7	382.5	181.8	238.8
	σ	5.5	2.9	4.7	58.9	44.4	23.3
	Cv	3.2%	1.3%	2.0%	15.4%	24.4%	9.7%
Zn	Moyenne	2739.7	1303.2	1324.8	1353.1	1025.3	1549.2
	σ	26.3	40.4	91.6	49.2	101.8	61.9
	Cv	1.0%	3.1%	6.9%	3.6%	9.9%	4.0%

Tableau 6 : Incertitudes sur l'échantillonnage

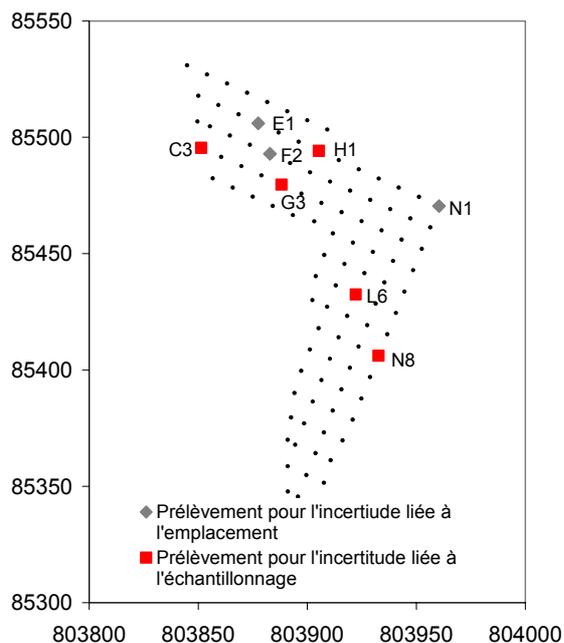


Figure 12 : Emplacement des échantillons pour le calcul des incertitudes

➤ **Incertitudes totales**

Il est possible d'estimer les incertitudes totales pour chaque ETM en combinant les trois sources d'incertitudes présentées ci-avant. Au final, on a une incertitude de 25% pour le Cu, 13% pour le Pb et 5% pour le Zn (Tableau 7).

	Cu	Pb	Zn
Incertitude analytique (%)	18	8	3
Incertitude liée à la mesure (%)	16	2	3
Incertitude liée à l'échantillonnage (%)	6	10	4
Incertitude totale (%)	25	13	5

Tableau 7 : Bilan des incertitudes sur la mesure des ETM

Résultats de la répartition de surface

Les résultats des mesures de concentration calées à partir des relations linéaires ICP/Niton sont synthétisés dans le Tableau 8 (moyennes, médianes, min, max et écart type) pour chaque ETM et chaque campagne. Les valeurs du fond géochimique sont aussi rappelées. L'ensemble des données est disponible à l'annexe H.

		Cu	Pb	Zn
Concentrations initiales		10	6.5	51
avril 2005 (N=102)	Moyenne	110	63	832
	Médiane	76	47	568
	Min	14	21	129
	Max	417	186	3552
	σ	95	43	757
	Cv (%)	86%	68%	91%
février 2006 (N=92)	Moyenne	178	186	1128
	Médiane	191	131	1133
	Min	0	5	0
	Max	392	1241	3693
	σ	107	193	735
	Cv (%)	60%	104%	65%
juillet 2007 (N=99)	Moyenne	213	234	1299
	Médiane	220	221	1268
	Min	37	60	195
	Max	387	484	3002
	σ	72	87	474
	Cv (%)	34%	37%	36%

Tableau 8 : Concentration moyenne, médiane, min, max et Cv en surface pour les 3 éléments traces métalliques (mg/kg de matière sèche)

Lorsque l'on compare les concentrations médianes en 2007 aux valeurs initiales de référence, on trouve des concentrations en Zn 11 à 25 fois supérieures, des concentrations en Cu 8 à 22 fois supérieures et des concentrations en Pb 7 à 34 fois supérieures. Les concentrations augmentent donc fortement au cours du temps, pour chaque ETM. Les distributions des concentrations sont présentées à la Figure 13. On remarque que les valeurs sont fortement décalées vers la gauche en 2005 pour les trois ETM étudiés et non normalement distribuées ($p=0.00$). En 2006 et 2007 les valeurs sont normalement distribuées ($p>0.05$) sauf pour le Pb en 2006 ($p=0.00$).

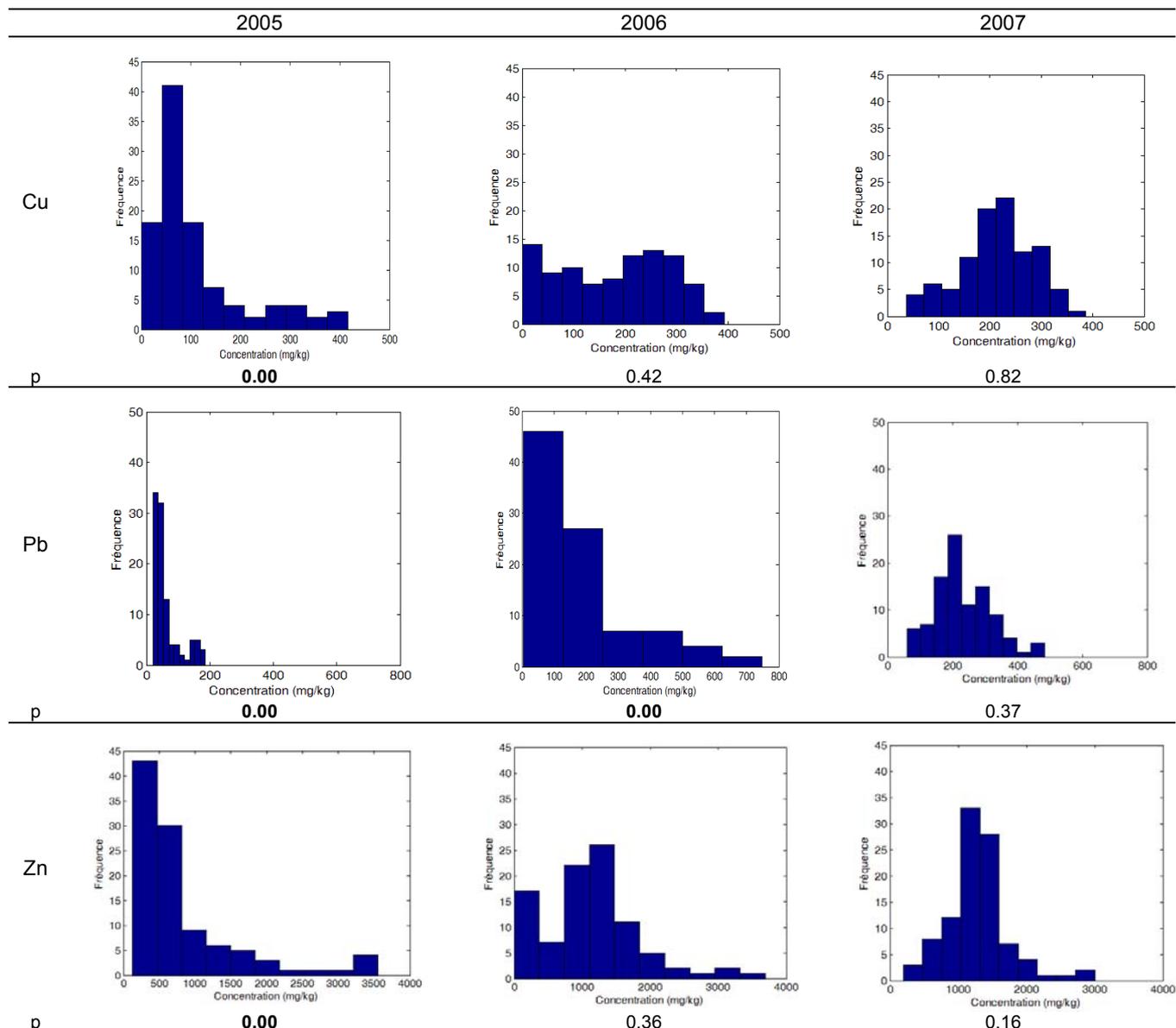


Figure 13 : Distribution des concentrations pour les trois campagnes et les trois ETM, valeurs de p (K-S test), avec en gras les données qui ne sont pas normalement distribuées

3.2 Corrélation entre polluants

L'ensemble des coefficients de détermination entre les métaux par campagne et entre campagnes est présenté au Tableau 9.

3.2.1 Corrélation entre ETM

Lors de la campagne de 2005, on note une bonne corrélation entre les métaux avec une corrélation de 0.87 entre le Pb et le Zn, 0.91 entre le Pb et le Cu et 0.73 entre le Zn et le Cu (Tableau 9). Lors de la campagne de 2006, les corrélations sont nettement moins bonnes : $R^2=0.10$ entre le Pb et le Zn, $R^2= 0.28$ entre le Pb et le Cu et plus acceptable entre le Zn et le Cu ($R^2=0.65$). Enfin, lors de

la campagne de 2007, les corrélations sont mauvaises entre le Pb et le Zn ($R^2=0.12$), entre le Pb et le Cu ($R^2=0.34$) et un peu meilleure entre le Zn et le Cu ($R^2=0.59$).

3.2.2 Corrélation entre campagnes

Le Tableau 9, montre qu'il n'y a pas de corrélation entre les campagnes d'une année à l'autre.

		2005			2006			2007		
R^2		Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu
2005	Pb	1								
	Zn	0.87	1.00							
	Cu	0.91	0.73	1.00						
2006	Pb	0.00	0.00	0.00	1.00					
	Zn	0.32	0.35	0.25	0.10	1.00				
	Cu	0.15	0.09	0.15	0.28	0.65	1.00			
2007	Pb	0.03	0.03	0.03	0.13	0.03	0.13	1.00		
	Zn	0.31	0.34	0.22	0.02	0.64	0.32	0.12	1.00	
	Cu	0.12	0.07	0.12	0.12	0.37	0.43	0.34	0.59	1

Tableau 9 : Coefficients de détermination (R^2) entre les polluants et les campagnes (en gras les coefficients de corrélation supérieure à 0.5)

Sur un plan opérationnel, cette constatation est précieuse dans la mesure où si les concentrations avaient été spatialement corrélées, cela aurait pu permettre de faire l'économie des mesures de concentrations de certains métaux pour localiser les zones polluées. Cela montre aussi un comportement différent des trois métaux dans l'ouvrage.

3.3 Variabilité spatiale

Cette partie concerne l'étude de l'évolution spatio-temporelle de la pollution en ETM au sein de l'ouvrage. Dans cette partie, la distinction sera faite entre « zone ancienne » du bassin où une couche de sédiments anciens a été conservée (Cf. paragraphe 2.1) et le reste de l'ouvrage (« zone rénovée ») où les sédiments se sont accumulés avec le temps. Cette partie ancienne du bassin est constituée de 10 points de mesure pour chaque campagne annuelle. Rappelons que la totalité des résultats numériques sont consultables à l'annexe H.

3.3.1 Partie ancienne de l'ouvrage

Les concentrations en Cu (~290 mg/kg MS) et Zn (comprises entre 2195 et 2622 mg/kg MS) sont fortes, et les concentrations en Pb sont moyennes (comprises entre 150 et 170 mg/kg MS) dans cette partie ancienne du bassin. De plus, ces concentrations n'évoluent pas au cours du temps et sont même statistiquement identiques d'une année sur l'autre (Tableau 11). Cette zone se caractérise enfin par une relative homogénéité des concentrations en surface, ce qui se traduit par des coefficients de variation faibles pour les trois ETM : entre 20 et 25% pour le Cu, 12 et 16% pour le Pb et 25 et 32% pour le Zn (Tableau 11).

	Cu			Pb			Zn		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007
Partie ancienne	287 ±70 (25%)	290±59 (20%)	285±63 (22%)	151±24 (16%)	167±20 (12%)	174±27 (16%)	2370±760 (32%)	2622±660 (25%)	2195±604 (27%)
	294	289	273	148	172	170	2300	2560	2080
Partie rénovée	93±79 (85%)	166±104 (62%)	206±70 (34%)	55±34 (62%)	188±203 (108%)	240±89 (37%)	684±572 (84%)	970±540 (56%)	1210±354 (29%)
	67	176	216	44	118	227	509	1032	1241
Totalité du bassin	110±95 (87%)	178±107 (60%)	213±72 (34%)	63±43 (68%)	186±193 (104%)	234±87 (37%)	832±757 (91%)	1128±735 (65%)	1299±474 (36%)
	76	191	220	47	131	221	568	1133	1268

Tableau 10 : Concentrations moyennes (mg/kg), écarts types (mg/kg), Cv (%) et médianes (mg/kg) pour le Cu, le Pb et le Zn, pour chaque partie du bassin et chaque campagne

3.3.2 Partie rénovée de l'ouvrage

Dans la partie rénovée de l'ouvrage, les concentrations initiales (c'est-à-dire en 2005) en Cu, Pb et Zn sont faibles par rapport aux concentrations de la partie ancienne (93, 55 et 684 mg/kg de MS respectivement en 2005), soit environ le tiers de la concentration dans la partie ancienne à la même époque (Tableau 11).

Avec le temps, les concentrations en surface vont augmenter de manière significative pour les trois ETM. Pour le Cu, les concentrations en 2005 et en 2006 sont significativement différentes ($p = 0.00$), alors que celles mesurées en 2006 et 2007 ne le sont pas ($p=0.06$) (Tableau 11). La concentration mesurée lors de la dernière campagne est plus de deux fois supérieure à la concentration mesurée lors de la première campagne (206 mg/kg de MS en 2007 contre 93 mg/kg de MS en 2005). Pour le Pb, la concentration moyenne en 2007 est plus de quatre fois supérieure à celle de 2005 (240 mg/kg de MS en 2007 contre 55 mg/kg de MS en 2005). De plus, les résultats sont statistiquement différents d'une année sur l'autre (Tableau 11). Enfin, pour le Zn, la concentration en 2007 est presque deux fois plus forte que la concentration en 2005 (1210 mg/kg de MS en 2007 contre 684 mg/kg de MS en 2005) ; les résultats sont aussi statistiquement différents entre les campagnes de 2005 et de 2006 (Tableau 11).

Cette augmentation des concentrations dans l'ouvrage est accompagnée par une diminution de la variabilité spatiale avec le temps. Ainsi, les coefficients de variation sont forts pour les trois ETM lors de la campagne de 2005 (85, 62 et 84% pour le Cu, le Pb et le Zn) et diminuent fortement avec le temps pour atteindre des valeurs faibles en 2007 (34, 37 et 29% pour le Cu, le Pb et le Zn). Cela indique qu'il y a une uniformisation des concentrations avec le temps (Tableau 11).

Les concentrations finales dans la partie rénovée de l'ouvrage, sont statistiquement inférieures aux concentrations de la partie ancienne pour le Cu et le Zn, mais supérieures pour le Pb. Pour le Cu et le Pb les concentrations sont proches entre la partie ancienne et la partie rénovée (285 contre 206 mg/kg de MS pour le Cu et 240 contre 174 mg/kg de MS pour le Pb), alors que pour le Zn la concentration dans la partie ancienne est presque deux fois supérieure à celle dans la partie rénovée (2195 contre 1210 mg/kg de MS).

	Cu	Pb	Zn
Données	p	p	p
2005 ~ 2007	0.00	0.00	0.00
2005 ~ 2006	0.00	0.00	0.02
2006 ~ 2007	0.09	0.00	0.56
2005 rénovée ~ 2007 rénovée	0.00	0.00	0.00
2005 rénovée ~ 2006 rénovée	0.00	0.00	0.04
2006 rénovée ~ 2007 rénovée	0.06	0.00	0.14
2005 rénovée ~ 2005 ancien	0.00	0.00	0.00
2006 rénovée ~ 2006 ancien	0.02	0.00	0.00
2007 rénovée ~ 2007 ancien	0.045	0.00	0.00
2006 ancien ~ 2005 ancien	1.00	1.00	0.92
2006 ancien ~ 2007 ancien	1.00	1.00	0.98
2007 ancien ~ 2005 ancien	1.00	1.00	1.00

Tableau 11 : ANOVA pour le Cu, Pb, Zn (valeurs de p du post hoc test). Les valeurs statistiquement différentes sont en gras.

La répartition des concentrations à la surface des ouvrages est présentée sous forme de carte pour chaque ETM (Figure 14).

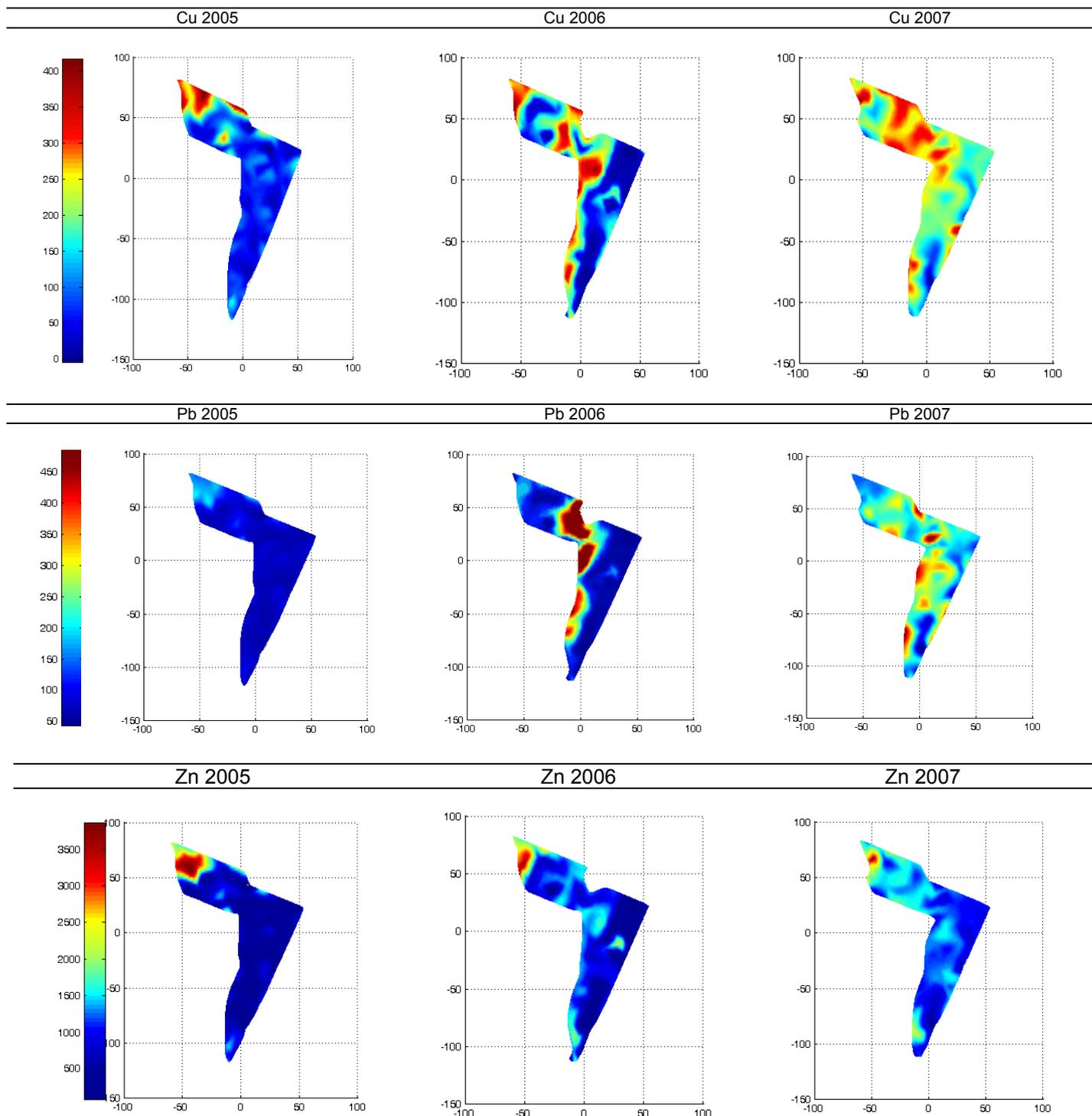


Figure 14: Distribution spatiale des concentrations en Cu, Pb et Zn en avril 2005, février 2006 et juillet 2007 - (mg/kg de matière sèche)

Pour le Cu, on remarque qu'en 2005, la zone non décolmatée est très polluée par rapport au reste de l'ouvrage où les concentrations sont faibles. En 2006, on note une augmentation des concentrations notamment en entrée et dans les points bas ; les zones les plus éloignées gardant des concentrations en cuivre faible. En 2007, on remarque clairement l'étalement de la zone polluée, d'une part dans toute la zone d'entrée de l'ouvrage (avec des valeurs qui se rapprochent de la partie

ancienne du bassin) et d'autre part une augmentation nette des concentrations sur toute la surface du bassin. Lors de cette dernière campagne, la seule zone présentant des concentrations inférieures à 100 mg/kg de MS est l'extrémité du bassin (zone la plus rarement en eau).

Pour le Pb, le niveau de pollution de l'ouvrage est faible en 2005 (bien que légèrement plus fort dans la zone ancienne). En 2006, on note une augmentation des concentrations notamment en entrée et dans les points bas comme pour le cuivre. En 2007, la distribution des concentrations est plus étalée à la surface de l'ouvrage.

Pour le Zn, les concentrations sont élevées dans la partie ancienne et faibles dans le reste de l'ouvrage en 2005. En 2006, les concentrations semblent légèrement augmentées notamment en entrée de bassin. En 2007, la concentration moyenne sur l'ensemble de la surface de l'ouvrage semble avoir augmenté, mais là encore de manière plus forte dans la zone d'entrée de l'ouvrage

3.4 Evaluations des masses de polluants piégées dans le sol

A partir des mesures de concentration, nous avons reconstitué les masses de polluants piégées dans la couche supérieure de l'ouvrage. Grâce au nombre important de points de mesures dans l'ouvrage, environ 100 points pour 8000 m², il devrait être possible d'approximer les masses piégées en surface de façon assez précise. Nous avons testé l'influence du mode d'interpolation ainsi que le mode d'échantillonnage (partie suivante). Les résultats des reconstitutions de masse pour chaque ETM et par différentes méthodes d'interpolation sont présentés dans les Tableau 12 à Tableau 14.

Méthode d'interpolation	Masse (2u) (kg)		
	2005	2006	2007
Linéaire	22 (19)	35 (29)	48 (40)
Cubique	22 (18)	34 (28)	48 (41)
NN	22 (19)	35 (31)	47 (39)
V4	21 (18)	34 (29)	47 (40)
Moyenne	22 (19)	35 (29)	47 (40)

Tableau 12 : Evolution des masses et incertitudes pour le Cu, dans la couche de surface du bassin

Méthode d'interpolation	Masse (2u) (kg)		
	2005	2006	2007
Linéaire	13 (11)	39 (32)	54 (44)
Cubique	13 (11)	40 (34)	54 (45)
NN	13 (11)	41 (33)	53 (45)
V4	13 (11)	39 (33)	53 (46)
Moyenne	13 (11)	40 (33)	54 (45)

Tableau 13 : Evolution des masses et incertitudes pour le Pb, dans la couche de surface du bassin

Méthode d'interpolation	Zinc		
	Masse (2u) (kg)		
	2005	2006	2007
Linéaire	175 (151)	228 (189)	288 (241)
Cubique	179 (146)	217 (188)	292 (239)
NN	178 (150)	230 (202)	293 (233)
V4	180 (152)	225 (184)	288 (249)
Moyenne	178 (150)	225 (191)	290 (240)

Tableau 14 : Evolution des masses et incertitudes pour le Zn, dans la couche de surface du bassin

Quelle que soit la campagne de mesure et l'ETM choisi, il n'y a pas d'influence majeure de la méthode numérique choisie pour l'interpolation. Les incertitudes viennent principalement des reconstitutions (proche de 100%) quelle que soit la campagne et l'élément considéré. L'accumulation des polluants au cours du temps est nette (Figure 15), et cela pour les trois éléments métalliques étudiés (les incertitudes ne sont pas présentées sur la figure afin de ne pas la surcharger). Notons que d'autres méthodes géostatistiques ont également été testées et ont fourni des résultats similaires (Tingue, 2008).

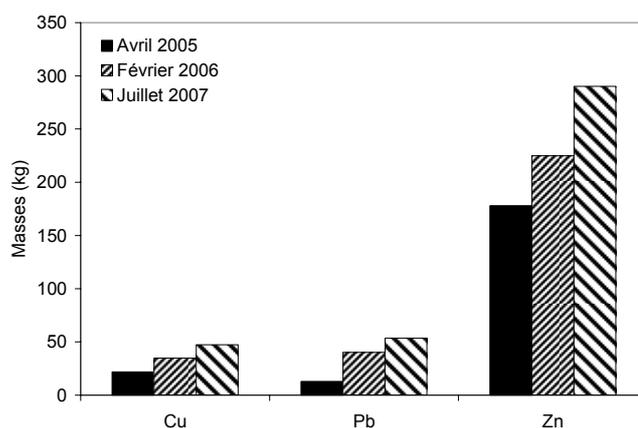


Figure 15: Evolution des masses de chaque élément en fonction du temps

3.5 Influence de l'échantillonnage

Afin d'évaluer l'influence de la taille de l'échantillon (nombre de points à prendre en compte dans les évaluations) et de leur localisation (suivant un maillage régulier, de manière aléatoire ou selon des critères particuliers) plusieurs stratégies ont été testées et leurs applications analysées selon deux objectifs : évaluation des concentrations moyennes dans l'ouvrage, et localisation des points pollués. Nous présentons d'abord l'influence de la densité d'un maillage régulier puis l'influence des différentes stratégies d'échantillonnage sur la concentration moyenne.

3.5.1 Influence sur les concentrations moyennes dans l'ouvrage

Densité du maillage (échantillonnage régulier)

Le Tableau 15 donne pour chaque année, pour les différents maillages réguliers et donc pour différents nombre de points, la concentration moyenne (en mg/kg de MS) et son coefficient de variation pour les trois ETM. La comparaison statistique des résultats montre qu'aucun résultat n'est statistiquement différent ($p > 0.05$ dans tous les cas). Ces valeurs de concentrations moyennes correspondent au maillage de la Figure 6. Ces résultats montrent qu'une diminution du nombre d'échantillons (passage d'environ 100 à 14) donne des concentrations moyennes dans l'ouvrage qui ne sont pas statistiquement différentes.

	Cu 05			Cu 06			Cu 07		
	Moyenne	Cv	n	Moyenne	Cv	n	Moyenne	Cv	n
10X10	110	0.87	103	178	0.60	94	213	0.34	99
10X20	125	0.85	57	182	0.57	50	212	0.35	53
20X20	121	0.86	25	187	0.55	24	212	0.27	25
20X30	134	0.89	19	193	0.62	18	210	0.36	18
30X30	162	0.82	14	168	0.71	14	207	0.40	14

	Pb 05			Pb 06			Pb 07		
	Moyenne	Cv	n	Moyenne	Cv	n	Moyenne	Cv	n
10X10	63	0.68	103	186	1.04	94	234	0.37	99
10X20	70	0.68	57	172	0.91	50	227	0.40	53
20X20	68	0.66	25	167	0.91	24	213	0.32	25
20X30	72	0.67	19	143	0.88	18	201	0.35	18
30X30	85	0.62	14	154	1.08	14	207	0.44	14

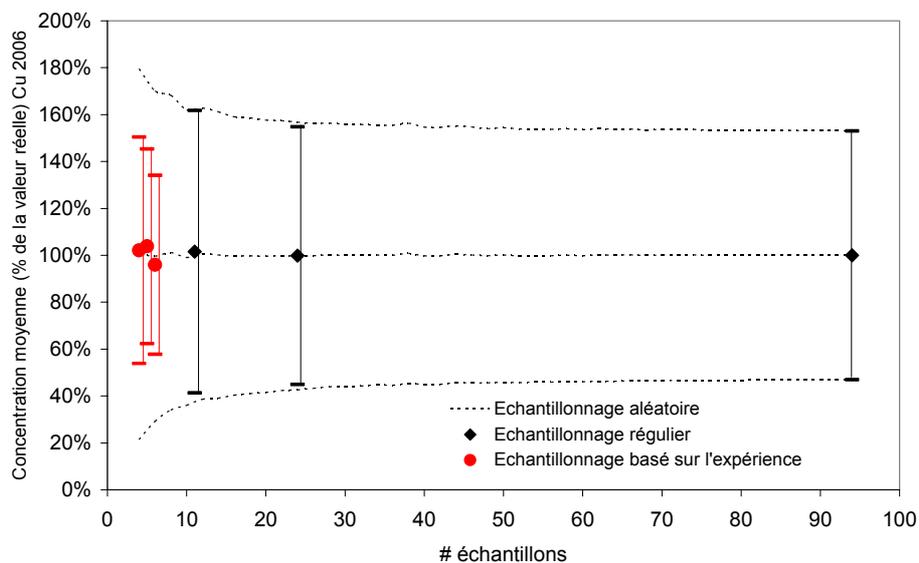
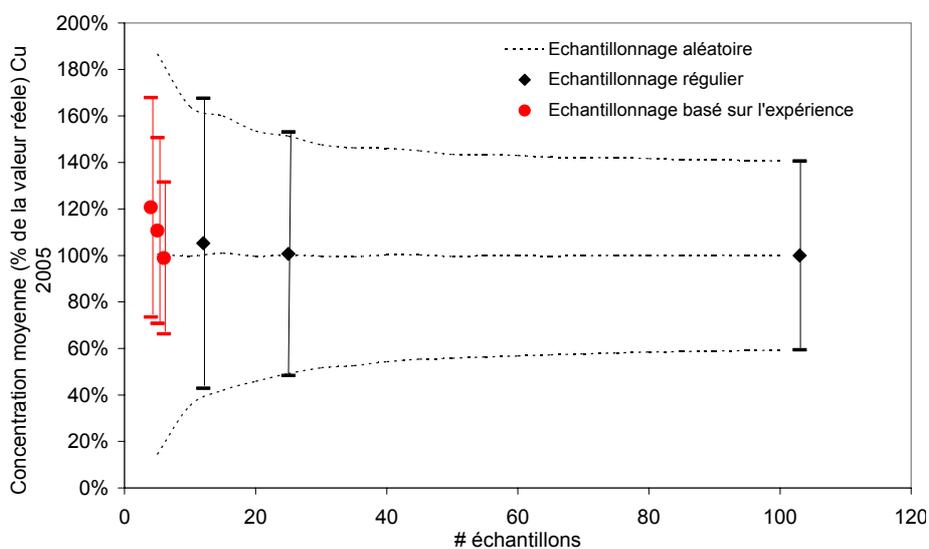
	Zn05			Zn 06			Zn 07		
	Moyenne	Cv	n	Moyenne	Cv	n	Moyenne	Cv	N
10X10	832	0.91	103	1128	0.65	94	1299	0.36	99
10X20	923	0.86	57	1157	0.62	50	1296	0.35	53
20X20	864	0.85	25	1233	0.59	24	1299	0.29	25
20X30	857	0.71	19	1229	0.69	18	1300	0.42	18
30X30	1042	0.71	14	1029	0.71	14	1204	0.37	14

Tableau 15 : Effets de la densité du maillage sur les concentrations moyennes en Cu, Pb et Zn (échantillonnage régulier).

Stratégie d'échantillonnage

On présente ici les résultats de l'influence de la stratégie d'échantillonnage (aléatoire, régulière et basée sur l'expérience) et du nombre d'échantillons prélevés. Les résultats sont présentés sous forme graphique, avec pour chaque ETM, les résultats de la simulation aléatoire (sous forme d'intervalle de confiance à 95%), les concentrations moyennes pour les différents maillages réguliers avec l'intervalle de confiance à 95% (pour le maillage 10X10, 20X20 et 30X30) et enfin les résultats du maillage basé sur l'expérience de l'opérateur. Les résultats sont présentés en pourcentage de la valeur calculée avec le plus de précision, c'est-à-dire pour le nombre maximal d'échantillons.

Cuivre (Figure 16) : L'incertitude analytique sur le cuivre est importante. Cela entraîne que l'échantillonnage régulier n'est pas meilleur que l'échantillonnage aléatoire même pour un faible nombre d'échantillons. En effet, pour 14 échantillons prélevés (maille 30X30 m) les bornes de l'intervalle de confiance sont quasi identiques à celle obtenues par la méthode aléatoire. On remarque aussi que l'intervalle de confiance de la méthode aléatoire ne diffère des autres que pour un nombre très faible d'échantillons ($n < 5$). Pour cet élément et cet ouvrage, on peut donc conclure que le prélèvement d'un nombre faible d'échantillons (à partir de 5) suffit à donner une bonne représentativité de la concentration moyenne, au moins aussi bonne que pour un nombre plus élevé d'échantillons. Enfin, l'échantillonnage basé sur l'expérience donne des résultats qui divergent plus de la « vraie » moyenne même si ils ont un écart type plus faible.



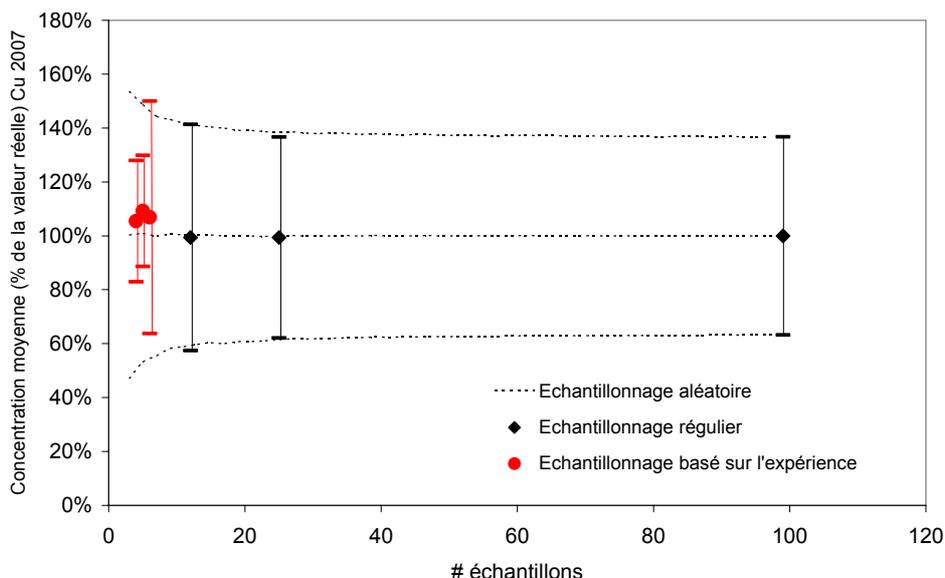
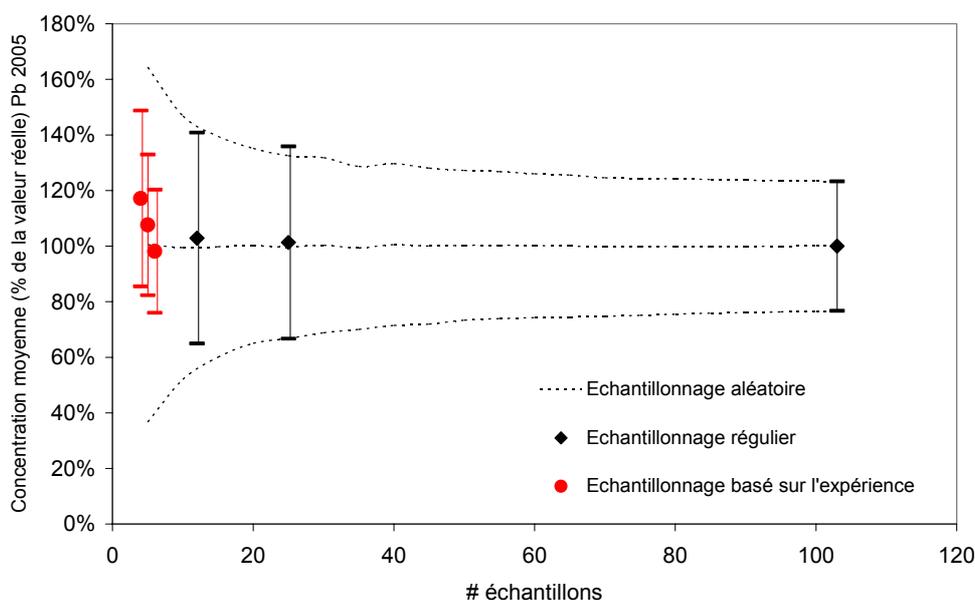


Figure 16 : Effet de la densité et du type d'échantillonnage sur la concentration moyenne en Cu

Plomb (Erreur ! Source du renvoi introuvable.) : On remarque un comportement différent selon la campagne de mesure. En 2006 et 2007, le maillage régulier est légèrement plus performant que le maillage aléatoire. En effet, l'intervalle de confiance à 95% du maillage régulier est plus faible que celui du maillage aléatoire. En 2005 les intervalles de confiance sont quasiment identiques. La concentration moyenne est connue au mieux entre $\pm 20\%$ et $\pm 26\%$ (incertitude aléatoire en prenant l'ensemble des échantillons, variation suivant l'année de mesure). Si on se fixe un niveau de confiance pour la mesure, on peut en déduire le nombre minimum d'échantillons nécessaires pour respecter cette incertitude. Par exemple, si on souhaite connaître la concentration moyenne avec une incertitude relative de $\pm 40\%$, il faut au minimum prélevé 15 échantillons en 2005, 30 en 2006 et 5 en 2007. Rappelons qu'en 2006, l'appareil utilisé présentait des incertitudes plus importantes.



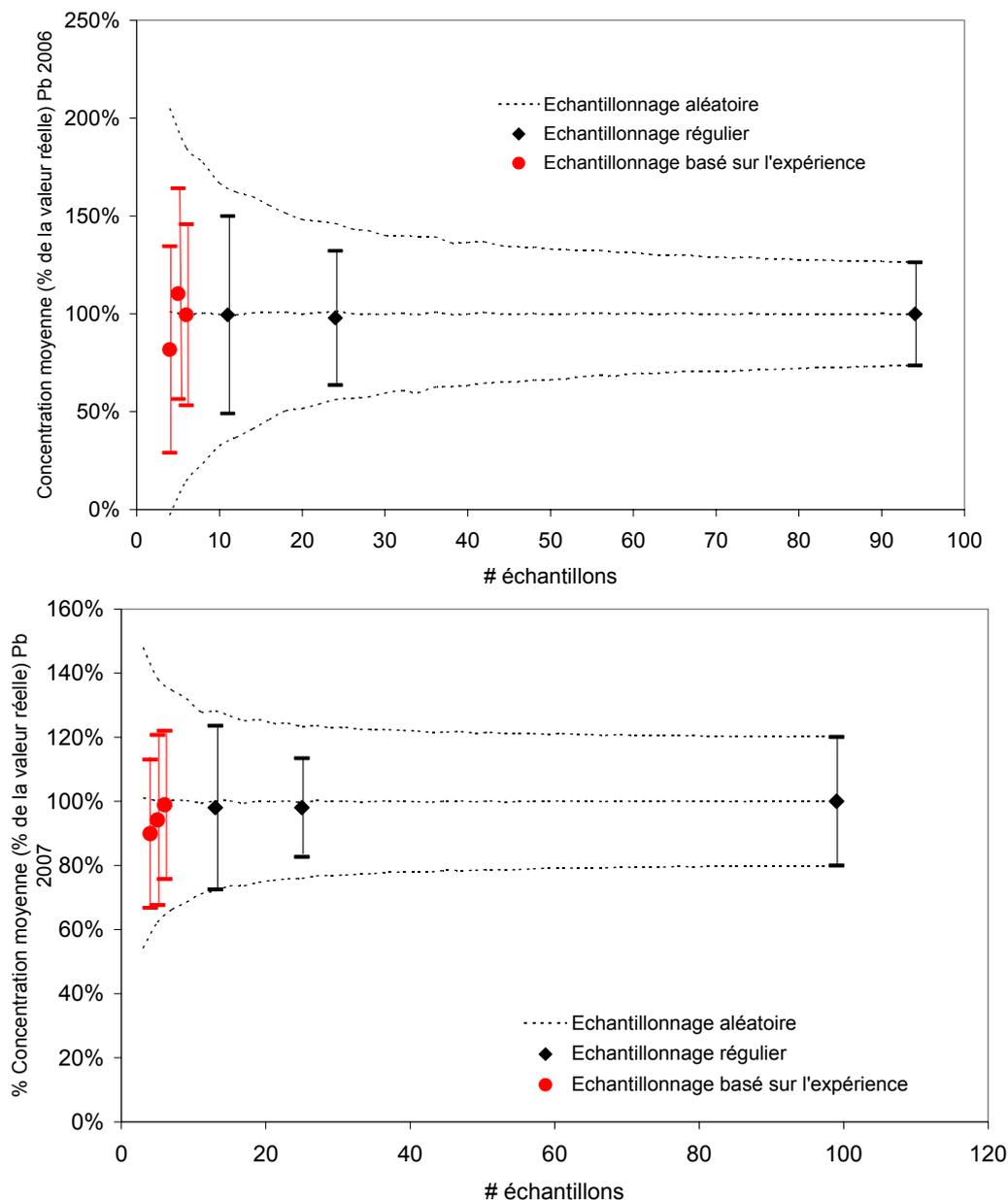
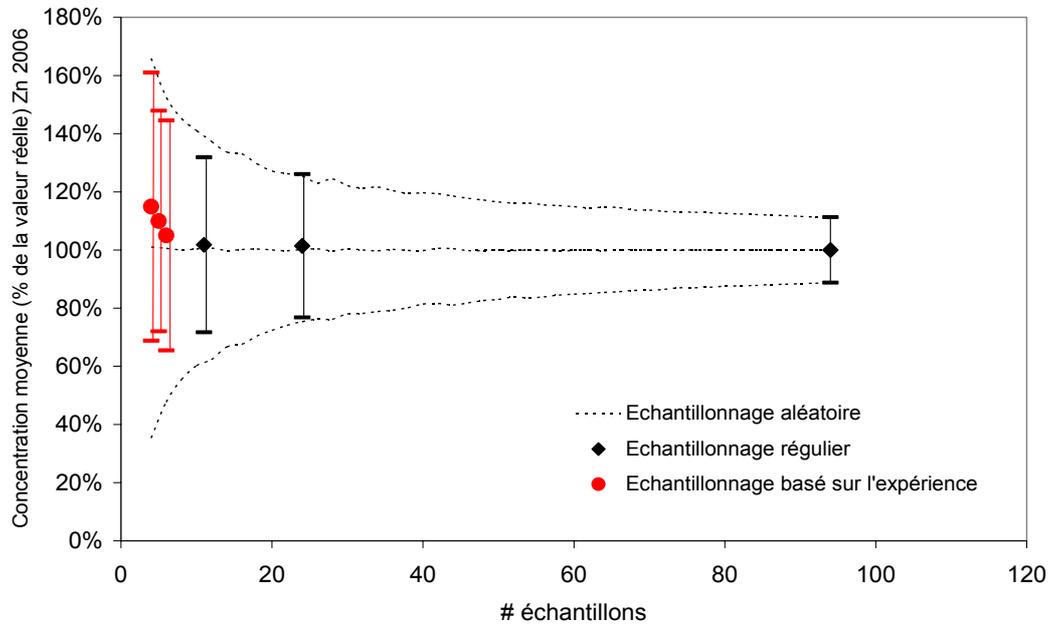
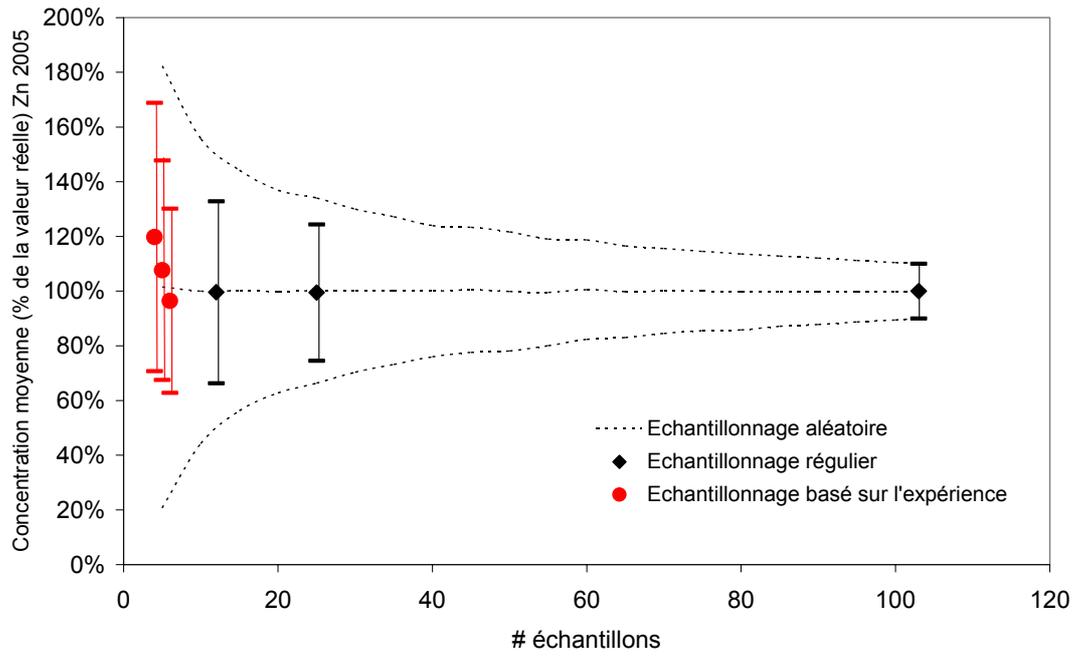


Figure 17: Effet de la densité et du type d'échantillonnage sur la concentration moyenne en Pb

Zinc (Figure 17) : On remarque un comportement différent selon la campagne de mesure. En 2005, le maillage régulier est plus performant que le maillage aléatoire pour les deux densités de mailles. En 2006 et 2007, l'échantillonnage aléatoire et l'échantillonnage régulier donne des résultats quasiment identiques. La concentration moyenne est connue au mieux à $\pm 10\%$ (incertitude aléatoire en prenant l'ensemble des échantillons). Si on se fixe un niveau de confiance pour la mesure, on peut en déduire le nombre minimum d'échantillons nécessaires pour respecter cette incertitude. Par exemple, si on souhaite connaître la concentration moyenne avec une incertitude relative de $\pm 40\%$, il faut au minimum prélevé 20 échantillons en 2005, 15 en 2006 et 3 en 2007.



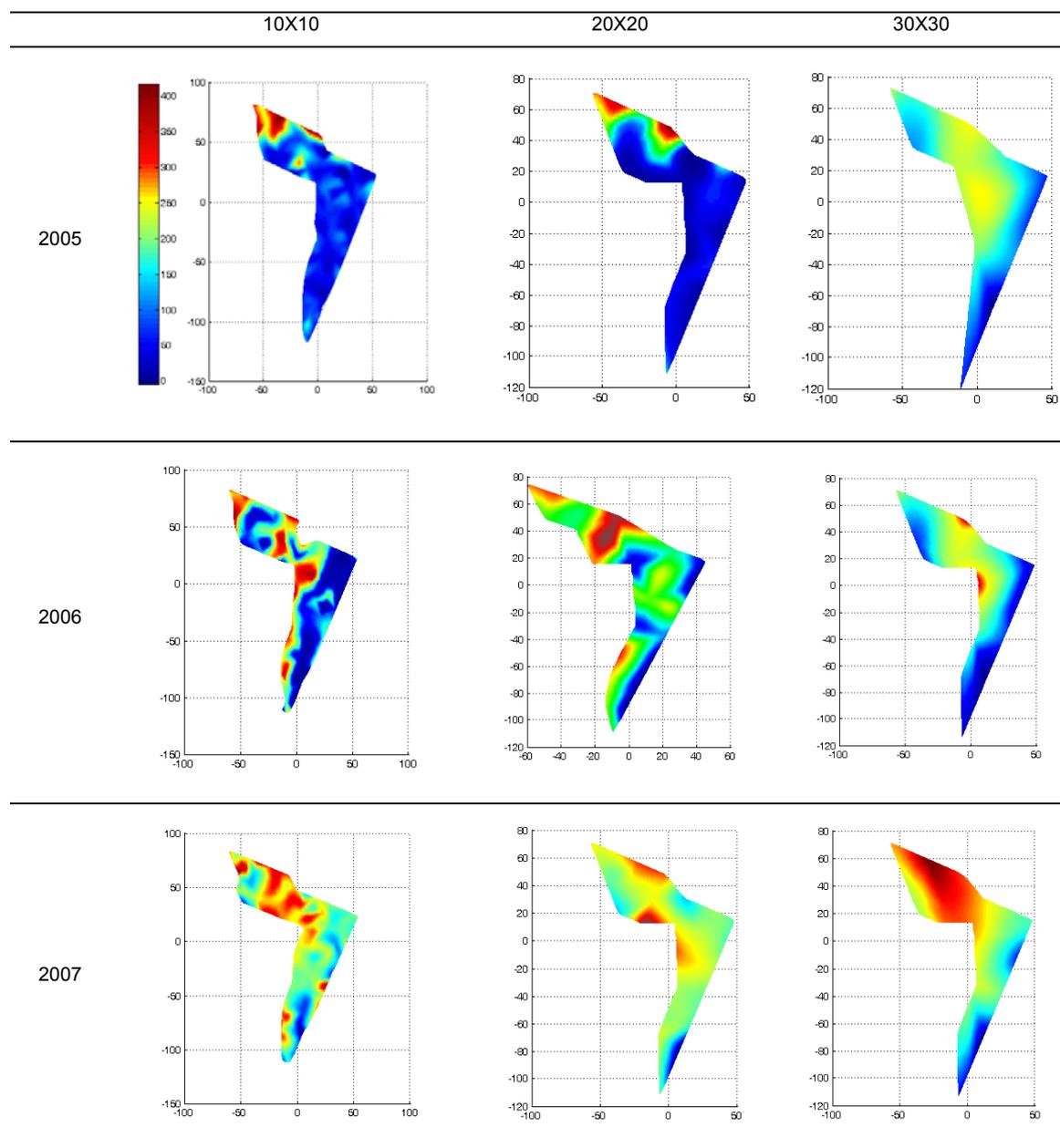


Figure 19 : Influence du maillage sur la variation des concentrations (Cu)

Plomb (Figure 20) : En 2005, la taille du maillage n'a pas d'influence sur la mise en évidence de points particuliers, les concentrations étant peu variables à la surface de l'ouvrage. En 2006, on remarque des concentrations importantes en entrée et dans les points bas de l'ouvrage. Ces concentrations élevées sont bien mises en évidence par le maillage 20X20 alors qu'avec le maillage 30X30 on ne peut plus voir la forte concentration au niveau du point bas de l'ouvrage. De même, les concentrations plus élevées en 2006 le long du chenal (zone la plus fréquemment en eau) ne sont pas mises en évidence par la maillage 30X30 m. Enfin en 2007, la densité du maillage ne semble pas affectée la visualisation de points de concentration particulière.

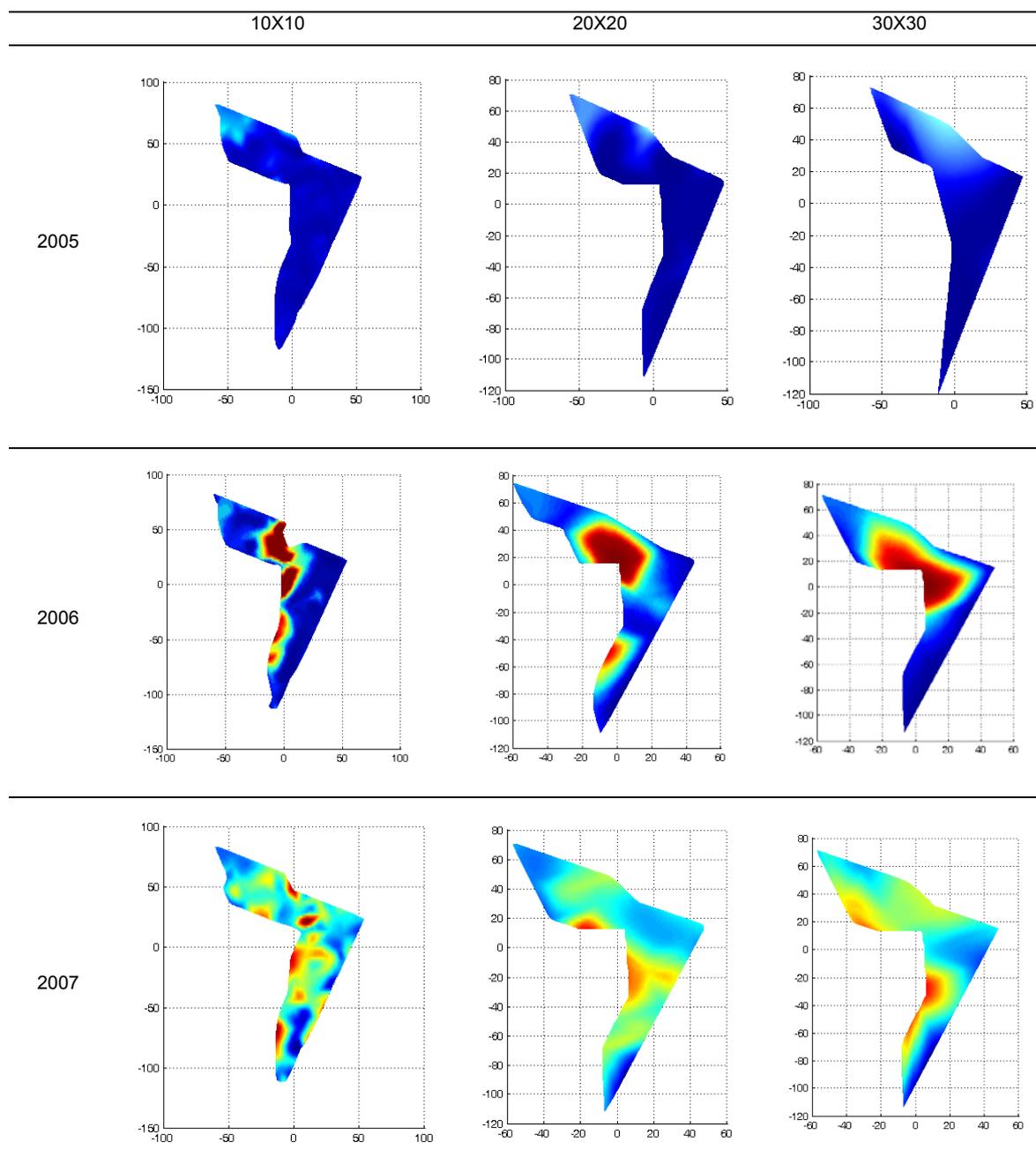


Figure 20 : Influence du maillage sur la variation des concentrations (Pb)

Zinc (Figure 21) : En 2005 et 2006, le maillage 20X20 m permet de mettre en évidence les concentrations élevées de la partie ancienne alors que le maillage 30X30 m ne le permet pas. En 2007, les concentrations étant relativement homogènes à la surface de l'ouvrage, la densité du maillage ne semble pas affectée la visualisation des concentrations.

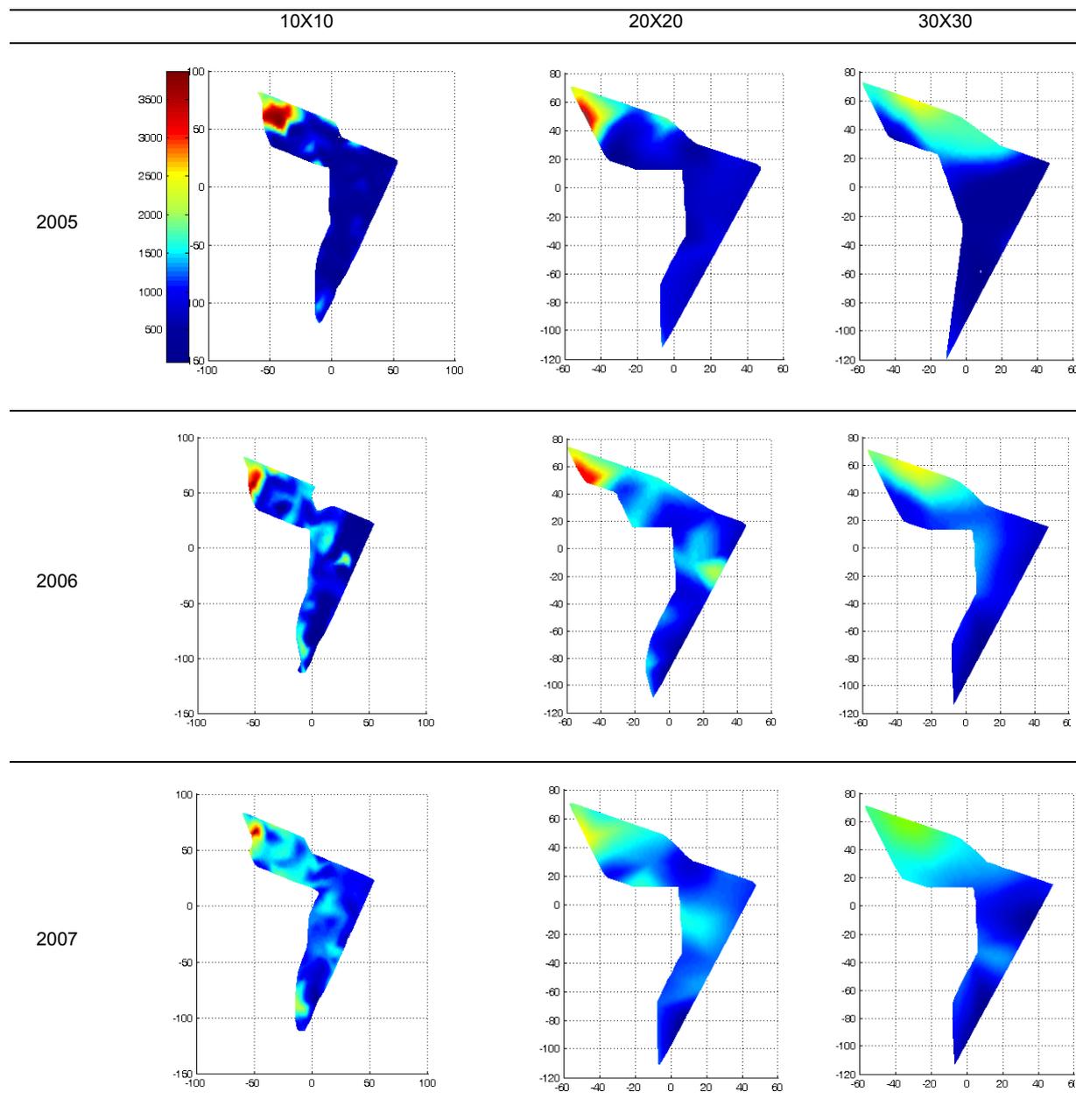


Figure 21 : Influence du maillage sur la variation des concentrations (Zn)

3.6 Evaluation de l'efficacité de l'ouvrage

3.6.1 Reconstitution des sollicitations

Afin d'estimer la quantité d'ETM apportés à l'ouvrage, un certain nombre d'événements par temps de pluie ont été analysés. Malheureusement, 5 événements seulement ont été échantillonnés ce qui reste très insuffisant pour prétendre reconstituer les apports en ETM.

Etant donné le peu d'événements analysés, nous avons alors utilisé les valeurs de la littérature. De ce point de vue, la thèse n'aura pas constitué un progrès par rapport à ce qui se fait habituellement, et l'étude ne visera ici qu'à vérifier qualitativement nos résultats.

Un bilan des concentrations moyennes en MES et ETM trouvées dans la littérature est présenté dans le Tableau 16. Nous avons sélectionné uniquement les études où les bassins versants étaient de type routier, industriel ou commercial et où le nombre d'événements échantillonnés était élevé. Pour chaque étude nous présentons le nombre d'événements échantillonnés, le type de bassin versant et les concentrations en MES et ETM. Les métaux étant sous forme dissoute et particulaire, il est intéressant de présenter pour chaque étude les concentrations moyenne en MES et les concentrations en ETM.

Etude	Année	Type de BV	n	MES	Cu	Pb	Zn	
Legret et Pagotto	1999	Route	49	71	45	58	356	
Crabtree <i>et al.</i>	2005	Route	60	115	41	23	140	
Barret <i>et al.</i>	1998	Route (W. 35th)	43	129	37	53	222	
		Route (Convicit H. Rd)	26	44	91	15	7	
Kayhanian <i>et al.</i>	2003	routier (faible)		360	29	45	165	
		routier (moyenne)		149	23	21	149	
		routier (moyenne haute)		129	80	90	241	
		routier (haute)		128	47	115	240	
Ackerman <i>et al.</i>	2003	commercial	>150	118	33	12	233	
		Industriel	>150	174	46	17	326	
Flint et Davis	2007	Autoroute	>30	320	87	170	880	
Göbel <i>et al.</i>	2007	Route	> 100	163	97	170	407	
		Autoroute	> 100	153	65	224	345	
				Moyenne	165	56	80	285
				Ecart type	88	26	74	208

Tableau 16 : Concentration en MES (mg/L) et ETM ($\mu\text{g/L}$) pour différentes études

A partir des concentrations moyennes de la littérature, on évalue les masses de métaux arrivant à l'ouvrage selon deux scénarii : un scénario moyen fort ('scénario haut') et un scénario moyen faible ('scénario bas'). Les concentrations sont données au Tableau 17. Les masses sont ensuite calculées à partir de ces concentrations moyennes et des volumes mesurés en entrée de l'ouvrage.

	Cu		Zn		Pb	
	bas	haut	bas	haut	bas	haut
Concentration ($\mu\text{g/l}$)	17	50	67	200	23	70
Masses (kg)						
avril 2004	0	0	0	0	0	0
avril 2005	7	21	28	83	10	29
février 2006	11	34	46	137	16	48
juillet 2007	23	70	93	278	32	97

Tableau 17 : Estimation des masses cumulées en entrée aux dates de prélèvement dans le sol – estimation haute et basse

3.6.2 Efficacité de rétention de l'ouvrage

Le rendement épuratoire de l'ouvrage d'infiltration ou le pourcentage d'ETM piégés dans les premiers centimètres de l'ouvrage peut être estimé en comparant les masses apportées, avec les masses calculées en surface du bassin. Pour chaque année on présente la masse de métaux qui est censée arriver à l'ouvrage pour les deux scénarii, et la masse de polluants reconstituée à la surface du sol (Figure 22, Figure 23 et Figure 24).

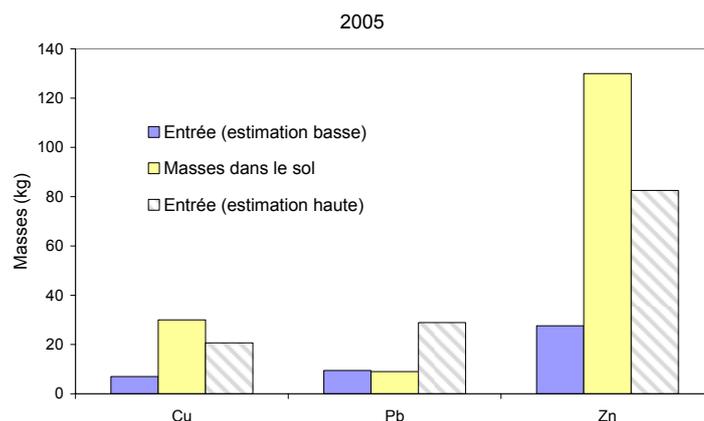


Figure 22 : Masses estimées en entrée ('scénario bas'), dans le sol et en entrée ('scénario haut') en 2005

En 2005, on remarque que la masse de Pb estimée dans le sol se situe entre l'estimation haute et basse de l'apport. Les apports en Cu semble être légèrement sous estimées et ceux en Zn largement sous estimées.

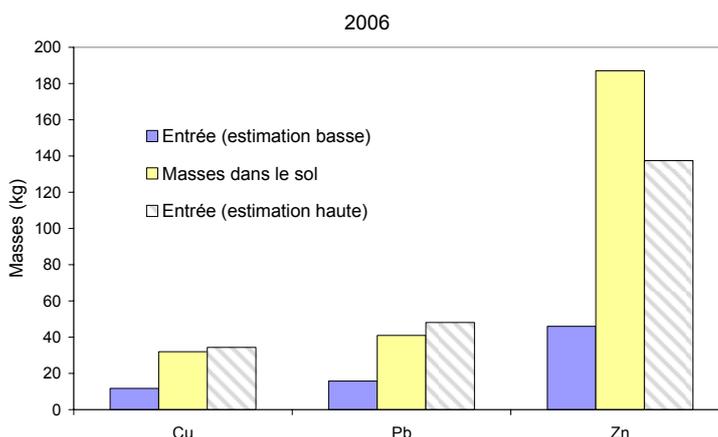


Figure 23 : Masses estimées en entrée ('scénario bas'), dans le sol et en entrée ('scénario haut') en 2006

En 2006, les masses de Pb et de Cu reconstituées dans le sol semblent être dans la fourchette de l'estimation des apports. Les apports semblent sous estimées la masse de Zn dans le sol.

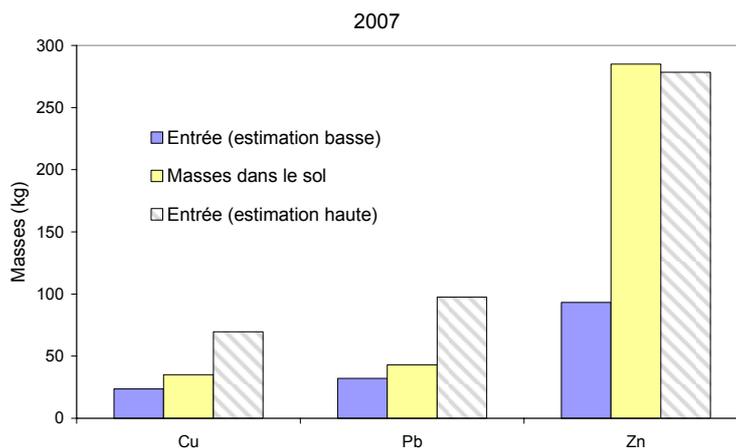


Figure 24 : Masses estimées en entrée ('scénario bas'), dans le sol et en entrée ('scénario haut') en 2007

En 2007, la masse de Pb et de Cu reconstituée dans le sol semble être dans la fourchette de l'estimation des apports. La masse de Zn est légèrement sous estimée par l'estimation haute.

Notons cependant que les valeurs des apports restent compatibles avec les incertitudes des masses piégées.

4 Discussion

4.1 Concentration dans l'ouvrage

4.1.1 Concentration en profondeur

L'étude des ETM en fonction de la profondeur a montré une forte variation des concentrations avec la profondeur. Les concentrations en ETM sont généralement fortes en surface (les valeurs maximum sur les profils sont de 313 mg/kg pour le Cu, 167 mg/kg pour le Pb et 2500 mg/kg pour le Zn) et supérieures aux limites pour les sols pollués. Les concentrations sont particulièrement fortes pour le Cu et le Zn. Ces concentrations sont divisées par un facteur d'environ 10 à une profondeur de 30 cm, et deviennent alors inférieures aux valeurs seuils des sols pollués (sauf pour le Zn en un point). Les concentrations deviennent ensuite très proches des valeurs du fond pédogéochimique à partir d'une profondeur de 60 cm. Le Zn est l'ETM que l'on retrouve avec des concentrations les plus fortes en profondeur. Le Zn étant l'élément le plus mobile (Ruban 2005), cela peut expliquer ces concentrations plus fortes en profondeur. Ces résultats montrent que les ETM sont bien piégés par la couche supérieure du sol.

Le comportement des ETM en fonction de la profondeur dans cet ouvrage est similaire aux résultats de Dechesne (2002), qui a montré une forte réduction des concentrations à une profondeur de 35 cm, et des concentrations proches du fond pédogéochimique à une profondeur de 65 cm sur des sols analogues. Ces deux études montrent que la profondeur d'un mètre entre le toit de la nappe et le fond de l'ouvrage est une hypothèse acceptable pour ce type de sol. Même avec une épaisseur plus faible de l'ordre de 60 cm, on ne retrouve plus d'ETM en concentration importante. Cela montre que l'ouvrage semble efficace pour le piégeage des ETM et devrait permettre une bonne protection de la nappe phréatique.

4.1.2 Concentrations en surface

Les concentrations mesurées en surface de l'ouvrage sont fortes quel que soit le polluant. Elles sont très supérieures aux concentrations dans le sol de référence, et aux seuils de concentrations qui définissent les sols pollués.

Les concentrations médianes en Cu sont comprises entre 76 et 220 mg/kg de MS, en Pb entre 47 et 221 mg/kg de MS et en Zn entre 568 et 1268 mg/kg de MS (ensemble des campagnes de données). Lorsque l'on compare ces concentrations avec les valeurs de la littérature (Tableau 1), les concentrations mesurées sont typiquement dans les valeurs habituellement trouvées dans les ouvrages d'infiltration.

Etude	Nombre d'ouvrage	Cu	Pb	Zn
Lind et Karo (1995)	2	60-82	79-205	114-194
Norrstrom et Jacks (1998)	1	108-155	171-205	155-649
Dierkes et Geiger (1999)	4	25-268	71-290	174-1580
Dechesne (2002)	3	103-252	143-266	838-1787
Ruban (2005)	2	254-271	419-633	1417-1847
Achleitner <i>et al.</i> (2006)	11	26-131	28-196	66-229

Tableau 1 : Concentrations dans d'autres ouvrages de décantation/infiltration (mg/kg de MS)

Ces concentrations élevées peuvent s'expliquer par le fait que les métaux sont très liés aux particules (Chebbo, 1992 ; Marsalek *et al.*, 1997, Muthukumaran *et al.*, 2002) et sont donc piégés en surface de l'ouvrage.

Les incertitudes analytiques moyennes (ensemble des campagnes) sur les concentrations sont moyennes pour le Cu (18%), faibles pour le Pb (8%) et très faibles pour le Zn (3%). Gustavsson *et al.* (2006) ont utilisé le Niton pour mesurer les concentrations en ETM sur un site industriel (dépôt ferroviaire) et ont trouvé des incertitudes analytiques relatives de 22 % pour le Cu, 18% pour le Pb et 13% pour le Zn. Ces résultats sont plus élevés que les valeurs mesurées lors de nos campagnes spécialement pour le Pb et le Zn. Si on ajoute les incertitudes liées à l'emplacement du point de mesure et les incertitudes liées au sous échantillonnage, on obtient des incertitudes totales de l'ordre de 25 % pour le Cu, 13% pour le Pb et 5% pour le Zn. Ces incertitudes sont très inférieures à la variabilité spatiale des concentrations à la surface de l'ouvrage qui sont au minimum de 30 %.

4.2 Evolution temporelle et variabilité spatiale

L'augmentation des concentrations avec le temps pour l'ensemble des ETM a été clairement mise en évidence avec des concentrations médianes multipliées par 3 pour le Cu, par 5 pour le Pb et par 2 pour le Zn en 27 mois. Ces résultats sont similaires à ceux de Hares et Ward (2004) qui ont montré une augmentation de la concentration moyenne (dans deux bassins d'infiltration) par un facteur de 3 à 5 pour le Cu, 2 à 4 pour le Pb et 4 pour le Zn, et cela sur une période de 39 mois.

Lorsque l'on analyse la distribution des concentrations, on note une augmentation globale des concentrations moyennes et médianes au cours du temps et donc une augmentation globale du niveau de pollution. Cependant cette pollution n'est pas liée à une augmentation importante du niveau de concentration en certains points (les maxima de pollution ont des valeurs similaires d'une année à l'autre) mais à un étalement net de cette pollution sur le fond du bassin. Cet étalement est rapide pour le Zn et le Cu, il l'est moins pour le Pb.

L'analyse spatiale des concentrations au fond de l'ouvrage met en évidence deux zones particulières, une zone 'ancienne' et une zone 'rénovée'. La zone 'ancienne' garde des concentrations statistiquement constantes au cours du temps quel que soit l'ETM étudié. A l'inverse, dans la partie 'rénovée', les concentrations moyennes augmentent fortement avec le temps, pour atteindre des

valeurs proches de la partie 'ancienne' pour le Cu, légèrement supérieures pour le Pb, mais toujours très inférieures pour le Zn (environ la moitié) lors de la dernière campagne de mesure. L'analyse plus globale des cartes de distribution dans l'ouvrage, a montré que les concentrations les plus fortes en ETM se trouvent en entrée et dans les points bas de l'ouvrage. Avec le temps, il y a un étalement de ces zones plus polluées. Il n'y a donc pas « d'enrichissement » ponctuelle de pollution mais plutôt une redistribution qui tend vers les concentrations de la partie ancienne. Ainsi les coefficients de variation sont forts lors de la première campagne de mesure (entre 68% et 91%), et due à la forte différence de concentration entre la partie 'ancienne' et la partie 'rénovée'. Lors de la dernière campagne, les coefficients de variation ont fortement diminué, pour atteindre des valeurs comprises entre 34 et 37 %. Ces valeurs sont similaires à celles mesurées par Dechesne (2002) qui avait des coefficients de variation compris entre 37 et 44% selon l'ETM étudié. Les concentrations ont donc tendance à tendre vers une valeur asymptotique.

4.3 Influence de l'échantillonnage

Pour l'évaluation de la concentration moyenne d'un ouvrage de grande taille (proche de 1 ha), c'est-à-dire l'estimation du niveau de contamination, l'étude montre qu'il est nécessaire de prélever une trentaine d'échantillons pour avoir une évaluation correcte avec une incertitude de l'ordre de 20%. Dans la pratique, le nombre de prélèvements est plus réduit, généralement basé sur la connaissance des sites et dépasse rarement cinq prélèvements. Dans ce cas, l'estimation obtenue présente une erreur généralement de l'ordre de 40%.

Dans l'ensemble, les résultats montrent que lorsque l'on s'intéresse uniquement à la concentration moyenne en polluants dans un ouvrage, l'échantillonnage aléatoire est généralement aussi bon que l'échantillonnage régulier. De plus on montre que l'augmentation du nombre d'échantillons prélevés n'améliore pas la qualité du résultat final, et ceci dès un nombre de 30 points maximum. Rapporté à la surface de l'ouvrage cela représente entre un échantillon pour 300 m² (soit 30 prélèvements ou un échantillon pour 4% de la surface du bassin). Ces résultats dépendent évidemment de la variabilité spatiale de la grandeur que l'on étudie, mais les résultats montrent clairement que l'échantillonnage très dense (1 prélèvement pour une surface de 80m²) n'améliore pas la qualité des résultats, l'incertitude analytique étant supérieure à la variabilité spatiale.

L'échantillonnage basé sur l'expérience de l'opérateur, permet d'obtenir des résultats avec le même ordre d'incertitude que le maillage aléatoire. Cependant, cette méthode a tendance à surestimer les concentrations moyennes.

L'analyse des cartes de concentration en fonction de la densité du maillage a montré qu'il y a généralement peu de perte d'informations lorsque l'on passe de la maille 10X10m à la maille 20X20m, mais que la perte d'information peut être importante lorsque l'on passe au maillage 30X30m. Cela se traduit par la non mise en évidence de zone plus particulièrement polluée.

Au final, cette étude montre qu'il n'est pas nécessaire de prélever un grand nombre d'échantillons lorsque l'on étudie les concentrations moyennes dans l'ouvrage. A l'inverse si on cherche à mettre en valeur les zones les plus polluées, le passage d'une maille carré de 10 m à une maille carré de 30 m induit une perte d'information importante.

4.4 Rendement épuratoire

L'absence de mesure de qualité en nombre suffisant en entrée de l'ouvrage ne permet pas de faire directement des bilans de masses sur les ETM et c'est un point faible qu'il faudra améliorer. Cependant, il a été possible d'estimer les sollicitations à partir de valeurs typiques et de comparer avec les masses calculées afin de valider l'ordre de grandeur des masses piégées. Il a été montré une bonne correspondance entre masses apportées et masses reconstituées, malgré les fortes incertitudes (de l'ordre de 100%). En 38 mois, les masses apportées sont estimées entre 24 et 70 kg pour le Cu, 9 et 32 kg pour le Pb et entre 93 et 278 kg pour le Zn. Les masses reconstituées dans la couche supérieure du sol, a été estimée à 35 kg pour le Cu, 43 kg pour le Pb et 285 kg pour le Zn. On remarque que dans le cas du Cu et du Pb, les masses dans le sol et les masses reconstituées sont du même ordre de grandeur. Pour le Zn, il semble que les apports soient sous estimés. Ces résultats ne permettent pas de calculer le rendement épuratoire de l'ouvrage, cependant, ils permettent d'estimer les masses d'ETM piégées par l'ouvrage et qui n'auront pas rejoindre le milieu récepteur (nappe).

5 Conclusions

Les différentes campagnes de mesures réalisées sur une durée de trois ans ont montré que la surface du bassin d'infiltration présente des concentrations élevées pour les éléments étudiés. Cependant, la pollution décroît rapidement avec la profondeur. L'hétérogénéité spatiale est très importante et tous les polluants ne se comportent pas de la même façon. Cependant, avec le temps les concentrations en surface semblent s'uniformiser et tendent vers une valeur limite.

On remarque bien l'accumulation des différents polluants au cours du temps, les zones anciennes et plus fréquemment en eau sont les plus polluées. Cela montre qu'il n'est pas toujours nécessaire d'enlever les sédiments sur l'intégralité de la surface du bassin et que l'on peut se limiter aux zones les plus sollicitées lorsque l'entretien est régulier.

La quantité d'échantillons analysés permet d'évaluer les masses de polluants en surface de l'ouvrage ainsi que les incertitudes associées. On note une accumulation claire des polluants au cours du temps. Les incertitudes restent élevées car l'incertitude sur l'épaisseur de la couche représentative est importante. Mais la méthode rend possible l'estimation de la masse de métaux piégés à la surface de l'ouvrage et qui n'a pas été rejeté vers les écosystèmes.

L'influence des différents type d'échantillonnage montre que lorsque l'on cherche à évaluer les concentrations moyennes dans un ouvrage ou les masses piégées en surface, le maillage de 30X30 m est presque aussi performant que celui de 10X10 m. A l'inverse si on cherche à mettre en évidence des zones plus contaminées du bassin, la perte d'information est importante lorsque l'on travaille avec un maillage moins dense. Les mesures ont montré qu'un échantillonnage très dense ne permettait pas de diminuer l'incertitude sur l'évaluation de la concentration moyenne. Suivant le polluant et sa variabilité spatiale, il a été montré qu'à partir d'un nombre maximum de prélèvements (30 soit un échantillon par 300m²) il n'y a plus diminution de l'incertitude sur la concentration moyenne.

6 Références bibliographiques

- ACHLEITNER S., ENGELHARD C., STEGNER U. ET RAUCH W. (2007). Local infiltration devices at parking sites – Experimental assessment of temporal changes in hydraulic and contaminant removal capacity. *Water Science and Technology*, 55(4), 193–200.
- DECHESNE M. (2002). *Mesure et modélisation des flux d'eau et de polluants dans les systèmes d'infiltration*. Thèse Génie Civil. INSA de Lyon, 278 p.
- DIERKES C. ET GEIGER W. F. (1999). Pollution retention capabilities of roadside soils. *Water Science and Technologies*, 39(2), 201-208.
- GANAYE A., WINIARSKI T., GOUTALAND D. (2007). Impact of infiltration basin on the vadose zone: relation between heavy metals retention and heterogeneity of glaciofluvial deposits. *6th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management, NOVATECH 2007*, Lyon - France - June 25-28. 835-842.
- GUSTAVSSON B., LUTHBOM K. ET LAGERKVIST A. (2006). Comparison of analytical error and sampling error for contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 138, 252–260.
- HARES R.J. ET WARD N.I. (2004). Sediment accumulation in newly constructed vegetative treatment facilities along a new major road, *The Science of the Total Environment*, 334– 335, 473–479.
- HATT B. E., DELETIC A. ET FLETCHER T. D. (2007) Stormwater reuse: designing biofiltration systems for reliable treatment. *Water Science and Technology*, 55(4), 201-209.
- LAPERCHE V. (2005). *Evaluation des performances du spectromètre portable de fluorescence X Niton XL723S (au laboratoire et sur le terrain)*. RP-53377-FR. BRGM, 72 p.
- LE COUSTOMER S. Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Thèse de Doctorat INSA de Lyon / Université Monash Melbourne, 2008, 426 p.
- LIND B. B., KARRO E. (1995). Stormwater infiltration and accumulation of heavy metals in roadside green areas in Göteborg, Sweden, *Ecological Engineering*. 5, 533-539.
- NORRSTROM A. C. ET JACKS G. (1998). Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *the Science of the Total Environment*, 1998, 218, 161-174.
- RUBAN V. (2005). *Caractérisation et gestion des sédiments de l'assainissement pluvial*. Paris, Edition LCPC, 151 p.
- TINGUE W. (2008). *Méthode d'évaluation de la charge de polluants piégés dans un bassin d'infiltration et estimation de son évolution – application au cas du bassin de Django Reinhardt*. Rapport interne LGCIE. 80 p.
- WINIARSKI T., DELOLME C., BEDELL J.P., GHIDINI M., CROSNIER J. ET BOBILLON G. (2001). *Profils chimique, biologique et perméabilité du bassin Django Reinhardt*. Rapport final. Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, Lyon, 32 p.