

Évolution des caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques des sédiments accumulés dans un bassin de retenue-décantation : premiers résultats du projet ANR CABRRES

■ C. BECOUZE-LAREURE¹, C. GONZALEZ-MERCHAN^{1,2}, C. SÉBASTIAN¹, Y. PERRODIN², S. BARRAUD¹, G. LIPEME KOUYI¹

Mots-clés : bassins de retenue-décantation, hétérogénéité spatiale, micropolluants organiques, risque écotoxicologique, sédiments des eaux pluviales

Keywords: retention/retention basins, stormwater sediments, spatial variability, organic pollutants, ecotoxicological risk

Introduction

Les bassins de retenue-décantation sont aujourd'hui préconisés dans les villes afin de contribuer à la gestion durable des eaux pluviales. Ces bassins ont pour objectifs :

- de réduire les risques d'inondation ;
- et de limiter la pollution des milieux aquatiques via la décantation des polluants (éléments métalliques, hydrocarbures...) fortement fixés aux matières en suspension [ELLIS *et al.*, 2005]. Lorsque les conditions hydrodynamiques le permettent, les particules véhiculées dans les eaux pluviales via le réseau séparatif décantent et s'accumulent dans le bassin pour constituer des couches importantes de sédiments et de polluants [YOUSEF *et al.*, 1990, 1994 ; SOMES *et al.*, 2000 ; PERSSON et WITTGREN, 2003 ; RUBAN *et al.*, 2005]. Les opérations de curage deviennent à leur tour une réelle problématique pour les gestionnaires, d'un point de vue économique et réglementaire. En effet, leur traitement et leur potentielle

réutilisation dépendent de leur contamination et leur écotoxicité. Différentes voies de valorisation existent (remblai, épandage sur emprise routière...), mais une fois de plus, chaque process utilisé nécessite une évaluation du risque pour l'environnement et pour la santé humaine, et demande de minimiser les coûts pour le gestionnaire [PETAVY 2007 ; RUBAN *et al.* 2009].

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet multidisciplinaire CABRRES (CAractérisation chimique, microbiologique, écotoxicologique, spatio-temporelle des contaminants des Bassins de Retenue des eaux pluviales urbaines – évaluation et gestion des Risques Environnementaux et Sanitaires associés, financé par l'Agence nationale de la recherche (2012-2015)). Un des objectifs de ce projet est la caractérisation physico-chimique des zones de contamination dans les bassins de retenue des eaux pluviales urbaines (teneur en polluants prioritaires et dangereux de la directive cadre européenne sur l'eau – DCE –, granulométrie, masse volumique). Cet article propose une méthodologie de caractérisation des zones de dépôts en matière de contamination et de paramètres physiques et d'évaluer leur distribution spatiale. Une évaluation écotoxicologique est également menée

¹ Université de Lyon – LGCIE – INSA de Lyon – 20, avenue Albert-Einstein – 69621 Villeurbanne. Courriel : celine.becouze@insa-lyon.fr

² Université de Lyon – ENTPE – UMR CNRS 5023 LEHNA – 2, rue Maurice-Audin – 69518 Vaulx-en-Velin.

afin d'estimer l'impact potentiel de ces sédiments sur le milieu récepteur (sol/nappe dans notre cas). Cette méthodologie et les résultats obtenus permettent d'apporter des éléments de réponse afin d'orienter :

- la définition des fréquences de curage de ces bassins ;
- et le choix des filières de traitement ou de valorisation les plus adaptées.

Dans la littérature, peu de données sur les sédiments décantés en matière de micropolluants et d'écotoxicité sont disponibles. MARSALEK et coll. [1992] ont montré que les polluants transportés par temps de pluie étaient fortement adsorbés aux particules en suspension. La caractérisation des sédiments est généralement effectuée sur les paramètres courants (teneur en matière sèche, volatile) ou sur les substances comme les métaux ou les hydrocarbures [MARSALEK et MARSALEK, 1997 ; LEE *et al.*, 1997 ; TORRES 2008]. Le rôle de la turbulence et des contraintes de cisaillement sur la décantation et la remise en suspension des polluants particuliers dans les bassins de retenue a été également étudié numériquement [ADAMSON *et al.*, 2003 ; DUFRESNE *et al.*, 2009 ; YAN *et al.*, 2014]. De façon générale, les modèles développés nécessitent une connaissance assez fine des caractéristiques physiques des sédiments (granulométrie, masse volumique, vitesse de chute). Le calage et la vérification de ces modèles sont souvent faits à partir de la connaissance des zones de dépôts et de l'efficacité de piégeage des bassins de retenue. Très peu de modèles permettent de représenter le transport et la transformation des contaminants particuliers dans ces systèmes (par exemple les micropolluants). Une caractérisation fine des sédiments en matière de contamination en lien avec leur distribution spatiale au sein des bassins est nécessaire pour apporter, d'une part, des éléments pour une meilleure gestion de ces sédiments et, d'autre part, pour tester et vérifier les modèles (identification des zones de dépôts, efficacité de piégeage, estimation des teneurs en polluants, etc.). L'originalité de la démarche de caractérisation entreprise dans cette étude réside au niveau d'une analyse conjointe en matière de paramètres physiques et de micropolluants, avec une étude écotoxique des sédiments accumulés dans un bassin de rétention.

1. Matériel et méthode

1.1. Site expérimental et localisation des points échantillonnés

Le bassin de décantation « Django Reinhardt » est situé à Chassieu (près de Lyon, France). Il draine un bassin versant de type industriel, d'une surface de 185 ha, avec une pente moyenne de 0,4 % et un coefficient d'imperméabilisation d'environ 75 %. D'après la chambre de commerce et d'industrie de Lyon Est, cette zone industrielle compte actuellement 1 267 entités d'entreprises. Les secteurs d'activités sont variés et vont du commerce de gros équipements industriels aux activités comptables en passant par le génie civil (travaux de construction spécialisés, entreprises d'installation électrique et/ou de plomberie, fabrication de produits métalliques, etc.). Le bassin versant est drainé par un réseau séparatif pluvial qui reçoit parfois des eaux de temps sec « théoriquement » propres venant de process industriels (rejets autorisés d'eaux de refroidissement de certains établissements). L'exutoire de ce réseau est constitué d'un système composé d'un bassin de retenue-décantation connecté à un bassin d'infiltration. Les volumes de ces deux compartiments sont respectivement de 32 000 m³ et 61 000 m³. Le bassin de retenue-décantation a été curé en 2006, puis en mars 2013. Le radier du bassin de retenue-décantation possède une cunette d'environ 2 m de largeur et 20 cm de profondeur permettant l'écoulement des débits de temps sec. Les eaux supposées être moins chargées en matières en suspension (MES) après décantation s'écoulent à travers trois orifices pour être vidangées vers le bassin d'infiltration avec un débit maximal de 350 L/s [BARDIN et BARRAUD, 2004].

Cinq points ont été sélectionnés à partir des résultats de la modélisation du comportement hydrodynamique du bassin et des zones de dépôts observées [YAN *et al.*, 2014 ; TORRES, 2008]. La *figure 1a* présente les points sélectionnés pour l'estimation de la répartition spatiale des substances chimiques fixées sur les sédiments.

Deux campagnes de prélèvement ont été réalisées. La première campagne a été effectuée le 2 mai 2012 (A)

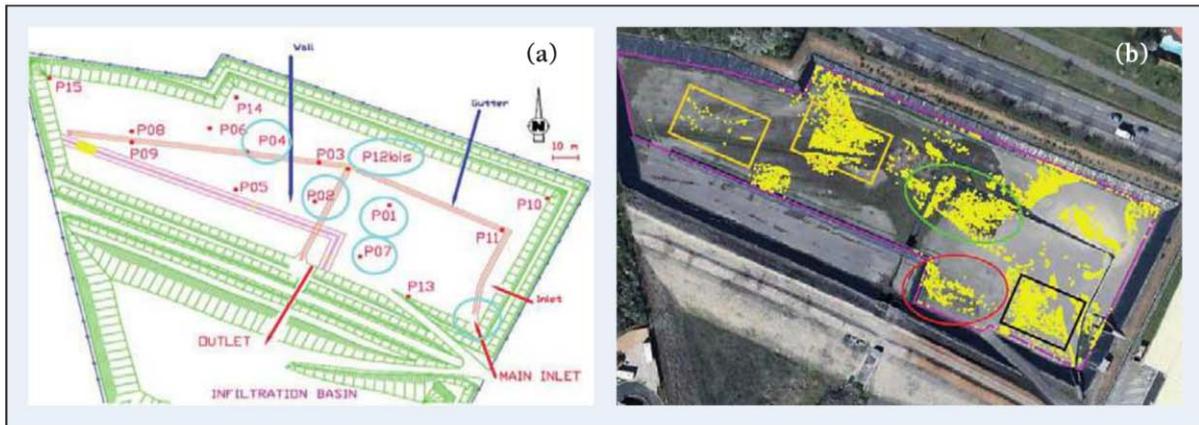


Figure 1. (a) Localisation des points échantillonnés ; (b) zone de dépôt préférentiel des sédiments obtenue par modélisation numérique [Yan et al., 2014]

avant le curage du bassin (6 ans d'accumulation des sédiments) et la seconde en automne le 2 octobre 2013 (B) après le curage (6 mois d'accumulation des sédiments). Les deux campagnes ont eu lieu après une période de temps sec d'au moins une journée. Les événements précédents les deux campagnes sont caractéristiques des saisons où l'échantillonnage a été réalisé.

1.2. Échantillonnage des sédiments accumulés

La méthode utilisée pour échantillonner les sédiments est le quartage [GY, 2004]. Cette méthode permet de réduire la taille de l'échantillon et d'homogénéiser les sédiments collectés pour différentes analyses. Tout d'abord, les sédiments sont prélevés sur une surface de 80 × 80 ou 50 × 50 cm (selon l'épaisseur de sédiments), puis répartis de manière homogène sur une surface (bâche plastique) de 80 × 80 cm. Ce carré est ensuite divisé en quatre quarts, deux quarts opposés sont écartés. Les deux autres quarts sont mélangés sur la surface du carré. Le même processus est réalisé quatre fois. Finalement, les sédiments collectés sont conditionnés dans un sac en plastique pour l'analyse des éléments traces métalliques et paramètres physiques (granulométrie, masse volumique, matière organique volatile) et dans des flacons en verre ambré pour l'analyse des micropolluants organiques.

1.3. Méthodes analytiques

Les études sur la caractérisation physico-chimique des sédiments portent principalement sur les paramètres

classiques et les micropolluants organiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et pesticides). Trois groupes de paramètres ont été suivis pour chaque point afin d'apporter des connaissances supplémentaires sur la qualité des sédiments et d'évaluer leur impact sur le milieu récepteur :

- paramètres physiques (masse volumique des particules, granulométrie, teneur en matière volatile) ;
- micropolluants organiques : 19 pesticides (listés dans la DCE), 16 HAP (liste de l'Agence américaine de protection de l'environnement EPA) (dont huit listés dans la DCE) ;
- six éléments traces métalliques (ETM) – Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn (dont trois listés dans le DCE) ;
- et un bioessai d'écotoxicité (test chronique « Ostracodes »). La liste détaillée des substances organiques recherchées est présentée au *tableau I*.

Le *tableau II* résume les méthodes analytiques utilisées pour mesurer les différents paramètres. Les analyses des ETM ont été effectuées sur les échantillons séchés à 105 °C et tamisés à 2 mm. Les micropolluants organiques ont été mesurés à partir des échantillons bruts non tamisés.

1.4. Test écotoxicologique

Les tests écotoxicologiques sont avantageux puisqu'ils permettent de mettre en évidence les effets toxiques liés à l'ensemble des polluants présents dans l'échantillon (effet « cocktail »). Ces effets ne peuvent être mis en évidence par l'approche « substance par substance ». Il a été choisi, dans le cadre de ce projet,

Famille de polluants	Norme hollandaise ¹		Seuil qualité des sédiments de dragage ²	
	Valeur cible	Valeur intervention	N1	N2
Pesticides				
Alachlore				
Aldrine	6x10 ⁻⁵			
Atrazine	2x10 ⁻⁴	6		
Chlorfenvinphos				
Chlorpyrifos				
DDT op : DDT pp				
Dieldrine	5x10 ⁻⁴			
Diuron				
Endosulfan	1x10 ⁻⁵	4		
Endrine	4x10 ⁻⁵			
Hexachlorocyclohexane HCH (Σγ , δ, β, α)	0,01	2		
Isodrine				
Isoproturon				
Simazine				
Trifluraline				
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)				
Naphtalène (Nap)			160	1130
Acénaphtylène (Acy)			40	340
Acénaphtène (Ace)			15	260
Fluorène (Flu)			20	280
Phénanthrène (Phe)			240	870
Anthracène (A)			85	590
Fluoranthène (Flh)			600	2850
Pyrène (P)			500	1500
Benzo[a]anthracène (BaA)			260	930
Chrysène (Chr)			380	1590
Benzo[b]fluoranthène (BbF)			400	900
Benzo[k]fluoranthène (BkF)			200	400
Benzo[a]pyrène (BaP)			430	1015
Indéno[1,2,3-cd]pyrène (IP)			1700	5650
Dibenzo[a,h]anthracène (DahA)			60	160
Benzo[g,h,i]pérylène (BPer)			1700	5650
Éléments traces métalliques (ETM)				
Cadmium Cd	0,8	12		
Chrome Cr	100	380		
Cuivre Cu	36	190		
Nickel Ni	35	210		
Plomb Pb	85	350		
Zinc Zn	140	720		

¹ NMHSPE [2000] ; ² Arrêté du 14 juin 2000.

Tableau I. Liste des polluants suivis au cours de l'étude. Valeurs réglementaires nationales et internationales (mg/kg⁻¹ matière sèche)

Substance ou paramètre	Méthode	Référence
Paramètres physiques		
Densité des particules	Méthode du pycnomètre	NF P 94-054 (1991)
Granulométrie	Granulométrie laser (ultrasons pendant 10 min), Malvern Mastersizer 2000	NF ISO 13320-1 (2009)
Matière organique volatile	Calcination à 550 °C pendant 2 h	NF EN 12897 (2000)
Paramètres chimiques		
Métaux	ICP-OES	NF EN ISO 11885 (2009)
16 HAP Pesticides	GC-ToF / HPLC-MS/MS	Méthode interne - SCA*
Paramètre écotoxicologique		
Tests chroniques	Ostracodes (<i>Heterocypris incongruens</i>)	ISO 14371 (2012)

*Becouze *et al.*, 2011.

ICP-OES : spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence ; GC-ToF : chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre à analyseur à temps de vol ; HPLC-MS/MS : chromatographie en phase liquide à haute pression couplée à la spectrométrie de masse en tandem.

Tableau II. Synthèse des méthodes analytiques utilisées

d'utiliser le test OstracodToxkit (*Heterocypris incongruens*). Les ostracodes sont des crustacés vivant dans tous les types de substrats et dans l'ensemble des milieux aquatiques. La pertinence du choix de ce test a été mise en évidence lors de travaux préliminaires portant sur des eaux pluviales et des eaux de rivière [BECOUZE *et al.*, 2012 ; ANGERVILLE *et al.*, 2013 ; GONZALEZ-MERCHAN *et al.*, 2014]. Ces études ont montré que seul ce test était sensible à la matrice « sédiment » qui présente des niveaux de contamination moindre que les matrices habituellement analysées à l'aide de ce test (déchets, sols industriels pollués, sédiments portuaires). Ce bioessai est un test de toxicité chronique, réalisé en 6 jours, qui a été mis en œuvre conformément aux prescriptions de la norme ISO 14371 [2012]. La méthodologie est décrite en détail par GONZALEZ-MERCHAN *et coll.* [2014]. Les résultats sont exprimés en termes de pourcentage de l'inhibition de croissance de la taille des organismes.

2. Résultats et discussion

2.1. Paramètres physiques

Les résultats acquis sur la teneur en matière organique et les paramètres physiques (masse volumique des particules, taille de particules) sont résumés dans le *tableau III*.

Les caractéristiques physiques constituent des paramètres d'entrée des modèles numériques qui permettent de comprendre les mécanismes de transport des particules, leur décantation et les conditions hydrodynamiques de remise en suspension des polluants fixés sur les sédiments accumulés dans les bassins de rétention.

2.1.1. Masse volumique des particules

Les valeurs sont homogènes entre les différents points étudiés et ce pour les deux campagnes (les coefficients de variation spatiale (CVS) sont respectivement de 2 % et 4 %). Les valeurs sont comprises entre 2 189 kg/m³ pour le point P01 (campagne A) et 2 475 kg/m³ pour le point P04 (campagne B). Les résultats obtenus sont représentatifs des sédiments issus des eaux pluviales [LI *et al.*, 2007 ; EL MUFLEH *et al.*, 2014]. En effet, la masse volumique des particules est déterminée par la nature de leurs composants solides qui présentent de faibles variations au cours de temps.

2.1.2. Granulométrie

Pour la campagne A, les sédiments accumulés sur une période de 6 ans présentent une granulométrie fine, dont la taille médiane d₅₀ des particules varie entre 34 µm et 70 µm pour les cinq points suivis. Lors de la campagne B, les sédiments accumulés présentent

également une granulométrie fine ($d_{50} \approx 50 \mu\text{m}$) pour les points P02, P04 et P07. Les particules collectées aux points P01 et P12 sont plus grossières ($d_{50} = 193 \mu\text{m}$ et $168 \mu\text{m}$, respectivement aux points P01 et P12). Les résultats observés lors de la campagne B sont en accord avec la relation entre la taille des particules déposées et la distance par rapport à l'entrée des eaux dans le bassin. En effet, il a été montré dans diverses études [JACOPIN *et al.*, 1999 ; RUBAN *et al.*, 2005 ; KAYHANIAN *et al.*, 2012], que les particules deviennent plus fines lorsque l'on s'éloigne de l'entrée des eaux dans le bassin.

Les valeurs obtenues lors des deux campagnes sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans la littérature [JACOPIN *et al.*, 1999 ; RUBAN *et al.*, 2005 ; PETAVY, 2007 ; SÉBASTIAN, 2013]. Les granulométries des points P01 et P12 sont hétérogènes entre les deux campagnes. Pour le point P01, cette augmentation de taille des particules (de 42 à $193 \mu\text{m}$) peut être expliquée par un dépôt de sable observé lors de la campagne B. Les dépôts de sables sont observés pour le point proche de la cunette de temps sec, ce qui peut être dû à la remise en suspension des dépôts présents dans la cunette de temps sec.

Pour le point P12, la différence de taille de particules observée entre les deux campagnes peut-être induite par :

- la difficulté de garantir un prélèvement identique d'une campagne à l'autre ;
- en raison de la configuration de ce point qui est une fosse à hydrocarbure ($590 \times 185 \times 180 \text{ cm}$) ;
- et d'une vidange annuelle de ce point par les services techniques.

2.2. Matière organique

La distribution spatiale de la teneur en matière organique est différente selon la campagne considérée. Les données obtenues pour la campagne A montrent une distribution homogène (CVS = 15 %). Au contraire, une hétérogénéité spatiale (CVS = 26 %) est observée pour la campagne B avec des teneurs en matière organique (MO) comprises entre 6 % et 23 %. Cette différence entre les deux campagnes peut être expliquée par la dynamique des sédiments au sein du bassin. La campagne A présente des sédiments consolidés avec une croissance de plantes observée sur les zones de dépôts principales. La teneur en matière organique peut être liée à la dégradation des végétaux. Pour les sédiments accumulés après curage

Points*	Masse volumique des particules (kg/m^3)		Matière organique volatile (% MS)		Distribution de la taille de particules (μm)					
	A	B	A	B	A			B		
					d10	d50	d90	d10	d50	d90
P01	2 475	2 512	21	6	7	42	221	30	193	487
P02	2 350	2 235	18	21	8	50	241	10	67	477
P04	2 460	2 189	26	23	7	34	102	7	45	225
P07	2 393	2 279	26	17	6	35	179	8	48	172
P12	2 303	2 317	18	19	9	70	430	16	168	734
CVS	2 %	4 %	15 %	26 %	16 %	24 %	34 %	50 %	59 %	42 %

*Se reporter à la figure 1 pour la localisation des points échantillonnés.

CVS : coefficient de variation spatiale ; MS : matière sèche.

Tableau III. Synthèse des caractéristiques physiques mesurées pour chaque point dans le bassin de rétention de Chassieu lors des campagnes A et B

(campagne B), les contenus en matière organique ont fortement diminué (teneurs quatre fois moins importantes) par rapport aux contenus observés avant curage (campagne A). Cette baisse peut être expliquée par la dynamique des sédiments, notamment une présence au point P01 de particules minérales telles que les sables. Les résultats montrés dans le *tableau III* indiquent des coefficients de variation spatiale systématiquement supérieurs lors de la campagne B, de même que pour la granulométrie. La variabilité du lit du bassin (présence du sédiment consolidé, présence de plantes) joue un rôle très important dans la dynamique sédimentaire au sein du bassin.

2.3. Éléments traces métalliques

Quel que soit le point considéré, le zinc présente les teneurs les plus élevées (par exemple, 1 673 mg/kg de matière sèche – MS – au point P02 pour la campagne B). Ce métal est un élément trace caractéristique et connu de la pollution liée aux eaux de ruissellement des routes et autoroutes [PETAVY, 2007]. Une différence du niveau de contamination entre les deux campagnes est observée. Le point P01 est le moins contaminé lors de la campagne B alors que lors de la campagne A il s'agit du point P12 (*figure 2*). Une hétérogénéité spatiale est observée pour le cadmium, le plomb et le zinc (CVS > 20 %) pour les deux campagnes. Il est observé que les points présentant la contamination la plus élevée sont les points localisés le plus loin de l'entrée des eaux dans le bassin (P04, P07, P02). Cette observation est corroborée par les résultats obtenus pour la granulométrie. En effet, les particules les plus fines sont mesurées pour les

points les plus éloignés de l'entrée des eaux. Il est rapporté dans de nombreuses études que les métaux s'adsorbent aux particules les plus fines (< 63 µm) [SANSALONE et BUCHBERGER, 1997 ; DELETIC et ORR, 2005].

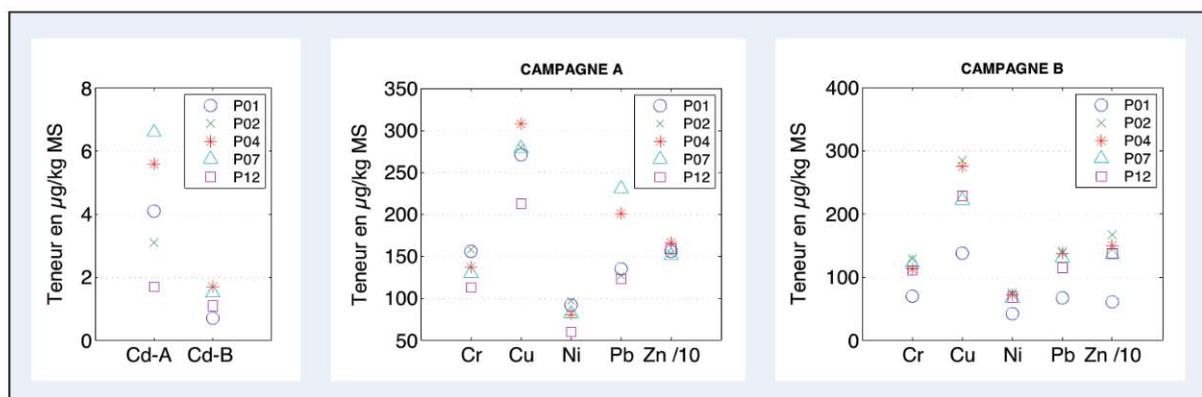
La contamination des points diffère selon la campagne considérée. Pour la campagne A, le niveau de contamination diffère selon le métal considéré. Cependant, quel que soit le métal, les points les plus contaminés sont ceux localisés le plus loin de l'entrée des eaux dans le bassin, P07 pour Cd (7 mg/kg MS) et Pb (231 mg/kg MS), P04 pour Cu (308 mg/kg MS) et Zn et P02 pour Ni, excepté pour le Cr avec la teneur la plus forte pour le point P01 (*figure 2a*).

Pour la campagne B, le point P02 est le point le plus contaminé (par exemple, Pb = 141 mg/kg MS et Zn = 1 673 mg/kg MS) tandis que le point P01 présente les teneurs les plus faibles pour l'ensemble des métaux mesurés (*figure 2b*).

Les concentrations en éléments traces métalliques ont été comparées aux valeurs cibles³ et aux valeurs d'intervention⁴ de la norme hollandaise établie pour les sols/sédiments pour identifier sa contamination afin de déterminer si le projet initié pourra être réalisé [NMHSPE, 2000]. Si ces seuils n'ont pas de valeur légale en France, ils sont néanmoins utilisés comme valeurs de référence pour interpréter la présence de certains composés chimiques.

³ Les valeurs cibles indiquent le niveau auquel il y a une qualité des sols durable.

⁴ Les valeurs d'intervention sont utilisées dans le cadre de la dépollution d'un sol contaminé. Elles sont établies pour évaluer si les propriétés fonctionnelles du sol vis-à-vis de la vie humaine, de la faune et de la flore sont sérieusement altérées ou menacées.



Se reporter à la *figure 1* pour la localisation des points échantillonnés.

Figure 2. Concentrations en éléments traces métalliques (mg/kg matière sèche MS) mesurées pour chaque point dans le bassin de rétention de Chassieu lors des campagnes A et B

Les sédiments étudiés présentent tous des teneurs en éléments traces supérieures aux valeurs cibles correspondantes (*tableau IV*) et présenteraient donc un risque pour la qualité durable des sols. En ce qui concerne la comparaison vis-à-vis des valeurs d'intervention, seuls le Cu et le Zn sont supérieurs au seuil. Une comparaison des moyennes des concentrations en ETM de différentes études menées sur la même matrice mais dans des conditions environnementales différentes (bassin en eau, rivière) est présentée dans le *tableau III*. Pour les sédiments issus de bassin de traitement [DURAND, 2003 ; FÄRM, 2002], les teneurs observées sont inférieures à celles obtenues dans notre étude. Une comparaison avec des sédiments extraits de rivière (en aval d'une zone industrielle) [IANNUZZI *et al.*, 1997] montre des teneurs de même niveau pour le cadmium (4,1 vs 8,3 mg/kg MS), le cuivre (291 vs 202 mg/kg MS) et le plomb (181 vs 150 mg/kg MS). En revanche, pour le chrome, le cuivre, le nickel et le zinc, les teneurs des sédiments issus des rivières sont nettement inférieures à celles de notre étude. Ces quatre métaux sont des éléments liés à des activités urbaines (automobiles, activités industrielles telles que le traitement de surface...).

2.4. Micropolluants organiques

2.4.1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

La *figure 3* présente l'hétérogénéité spatiale obtenue pour les 16 HAP lors de la campagne A. Quel que

soit le type de HAP considéré, une hétérogénéité spatiale est observée pour les deux campagnes (CVS > 20 %).

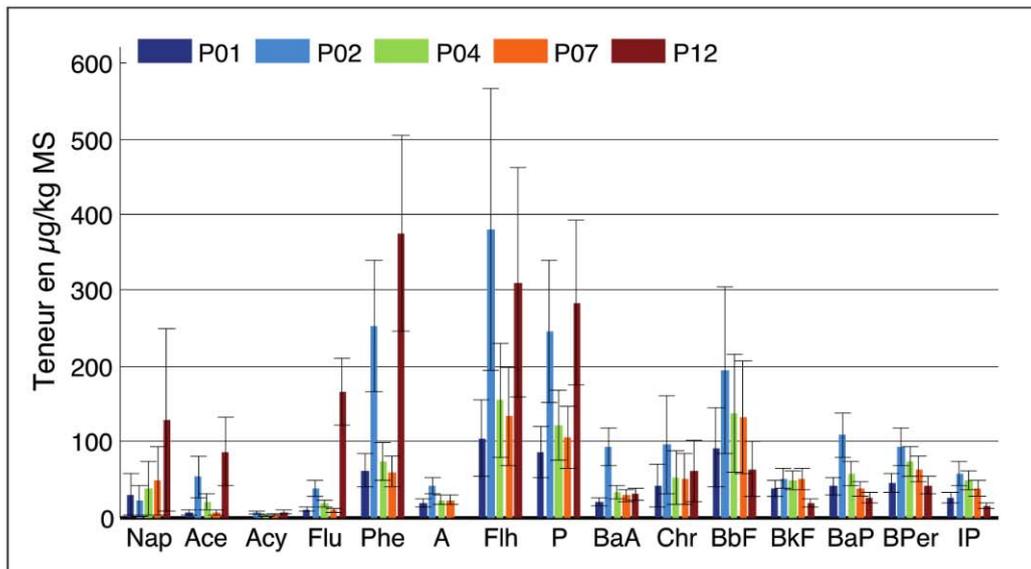
En matière de contamination, une différence entre les deux campagnes est observée. Lors de la campagne A, le point P02 présente la teneur en $\Sigma 16$ HAP la plus élevée avec 1 750 $\mu\text{g}/\text{kg}$ MS. La teneur maximale mesurée lors de la campagne B est du même ordre de grandeur que celle obtenue précédemment (1 670 $\mu\text{g}/\text{kg}$ MS), mais cette concentration a été mesurée au point P07. Pour les deux campagnes, le point P01 présente la contamination en $\Sigma 16$ HAP la plus faible (avec 623 $\mu\text{g}/\text{kg}$ MS et 334 $\mu\text{g}/\text{kg}$ MS, respectivement pour la campagne A et B).

Dans la littérature, peu d'études ont été recensées sur la qualité des sédiments de bassin de rétention sur le suivi de la contamination des $\Sigma 16$ HAP. WEINSTEIN *et coll.* [2010] ont montré des teneurs en HAP variables selon l'occupation des sols. Pour un bassin de rétention localisé dans une zone commerciale, la $\Sigma 16$ HAP est égale à 10 420 $\mu\text{g}/\text{kg}$ MS, tandis que sur un bassin versant avec des activités de type golf, la teneur obtenue est de 421 $\mu\text{g}/\text{kg}$ MS. Des teneurs similaires à notre étude ont été observées dans les sédiments d'un bassin de rétention en eau situé dans un bassin versant industriel à Odense (Danemark) avec une fourchette de teneurs de $\Sigma 16$ HAP de 901 à 1 599 $\mu\text{g}/\text{kg}$ MS [SILKEBORG MUNICIPALITY, 2009].

Métaux	Notre étude Max. campagne A	DURAND, 2003	FÄRM, 2002	ROSSI <i>et al.</i> , 2013	IANNUZZI <i>et al.</i> , 1997	Norme hollandaise [NMHSPE, 2000]	
		Bassin sec routier	Bassin en eau	Sédiments de rivière	Sédiments de rivière	Valeur cible	Valeur intervention
Cd	6,6 (P07)	1,8	0,85	1,1	8,3	0,8	12
Cr	158 (P02)	88	–	28	30	100	380
Cu	308 (P04)	271	78	65	202	36	190
Ni	97 (P02)	38	53	16	26	35	210
Pb	231 (P07)	419	45	50	150	85	350
Zn	1 663 (P04)	1 847	269	356	286	140	720

Se reporter à la *figure 1* pour la localisation des points échantillonnés P01, etc.

Tableau IV. Concentrations en éléments traces métalliques dans les sédiments (mg/kg matière sèche) et comparaison avec les données de la littérature (moyenne)



Se reporter au *tableau I* pour le nom des composés et à la *figure 1* pour la localisation des points échantillonnés P01, etc.

Figure 3. Teneurs en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments accumulés mesurées lors de la campagne A (µg/kg matière sèche MS)

Les concentrations en HAP ont été comparées aux niveaux de référence⁵ (seuils N1 et N2) relatifs à la gestion des sédiments de dragage afin de déterminer la démarche en matière d'études et de solutions techniques à envisager pour la valorisation. Ces seuils caractérisent la qualité chimique du matériau et contribuent à déterminer, le cas échéant, la démarche à retenir en termes d'études et de solutions techniques en fonction de la concentration au sein d'un matériau prélevé de diverses substances [ARRÊTÉ du 14 juin 2000]. Lors de la campagne A (accumulation sur 6 ans), les points P01 et P07 présentent des teneurs inférieures au seuil N1 pour tous les HAP considérés. Pour les trois autres points (P02, P04 et P12), l'acénaphthène, le fluorène et le phénanthrène présentent des teneurs comprises entre N1 et N2. Pour la campagne B (accumulation sur 6 mois), seuls les points P07 et P12 présentent des teneurs comprises entre N1 et N2. Dans le cas de ces trois HAP présentant des concentrations supérieures au

seuil N1, des investigations complémentaires doivent être menées de façon à définir les opérations à mettre en place en fonction des usages (ou filière de valorisation de sédiments) envisagés et de l'écotoxicité du composé.

2.4.2. Pesticides

Les résultats obtenus sur les pesticides sont à considérer avec précaution. Ces substances présentent un caractère hydrophile et sont utilisées de manière sporadique. Leur détection dans les sédiments va être fortement liée à la date d'échantillonnage. D'après une étude menée sur l'efficacité des bassins de retenue par SÉBASTIAN [2013], l'adsorption des pesticides sur la fraction particulaire décantable n'est pas avérée dans le bassin de retenue étudié. Ces substances sont faiblement ou pas retenues par cette structure. Dans le cadre de notre étude, sur les 20 pesticides recherchés, seuls trois pesticides ont été quantifiés lors des deux campagnes de mesure : le chlorpyrifos (insecticide à usage agricole et pour la lutte contre les insectes en zone résidentielle), le diuron (herbicide à usage agricole et urbain interdit en utilisation seule depuis 2002) et l'isoproturon (herbicide à usage agricole). Seul le chlorpyrifos a été quantifié dans tous les points échantillonnés lors de la campagne B avec des teneurs variant de 2 ng/g MS (P01) à 8 ng/g MS (P02).

⁵ Au-dessous du niveau N1 : l'impact potentiel est en principe jugé d'emblée neutre ou négligeable, les teneurs étant « normales » ou comparables au bruit de fond environnemental. Entre le niveau N1 et le niveau N2, une investigation complémentaire peut s'avérer nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement du niveau N1. Au-delà du niveau N2, une investigation complémentaire est généralement nécessaire car des indices notables laissent présager un impact potentiel négatif de l'opération.

2.5. Caractérisation écotoxicologique

La figure 4 compare les effets biologiques des sédiments accumulés échantillonnés lors des deux campagnes en matière d'inhibition ou de stimulation de croissance de la taille des organismes. Les effets biologiques obtenus pour la campagne A (accumulation sur 6 ans) et B (accumulation sur 6 mois) sont globalement proches. Les principales différences sont observées au niveau du point P04 et du point P12 pour lesquels l'écotoxicité est plus importante après 6 ans d'accumulation.

Ce type d'observation apporte des indications pour optimiser la maintenance des bassins. Une hétérogénéité spatiale pour les deux campagnes a été observée. Les sédiments prélevés au point P12 (fosse à hydrocarbures) ont présenté les effets biologiques les plus importants. Cela met en évidence le rôle de ce type de dispositif qui entraîne une augmentation de l'écotoxicité des sédiments par rapport à ceux qui se déposent sur le bassin. Sur le bassin en question, les résultats préliminaires laissent penser qu'une maintenance fréquente (inférieure à 6 ans) permettrait de mieux gérer les sédiments accumulés dans ce type d'ouvrage.

Conclusions et perspectives

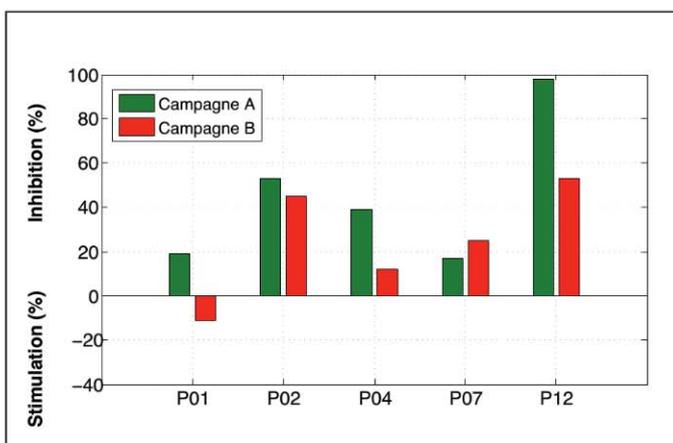
L'évolution des caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques des sédiments accumulés dans un bassin de rétention liés à un réseau séparatif « eaux

pluviales » a été étudiée afin d'améliorer les connaissances sur la caractérisation des sédiments et leur niveau de contamination en matière de micropolluants. Une étude de la distribution spatiale des sédiments a été menée dans le but d'apporter des éléments pour améliorer la maintenance de ces structures et de mieux caractériser les zones de dépôts présentant les teneurs en polluants les plus élevées. Une hétérogénéité spatiale est observée pour l'ensemble des polluants étudiés, excepté pour le Cu, Cr et Ni. En effet pour ces trois ETM, une distribution homogène des teneurs est observée. Le point P02 présente les sédiments avec la contamination la plus élevée concernant les métaux (Cd, Pb et Zn) et les HAP. Cela peut s'expliquer par le comportement hydrodynamique du bassin de rétention et d'une granulométrie fine à ce point. D'après l'étude menée par YAN et coll. [2014] et les observations faites depuis plus de 10 ans dans le cadre de l'Observatoire de terrain en hydrologie urbaine (OTHU), ce point fait partie de la zone préférentielle de dépôt des particules. Une étude sur les masses de polluants devra être effectuée pour établir des comparaisons entre les différentes campagnes à venir, car les épaisseurs de sédiments vont évoluer au cours du temps. La caractérisation de ces sédiments en matière d'écotoxicité a mis en évidence une forte contamination des sédiments des points P02 et P12 (fosse) pour les deux campagnes. Elle a également montré, pour certains points, que la période de stockage des sédiments au sein du bassin pouvait jouer un rôle sur leur écotoxicité. Cela reste toutefois à confirmer par d'autres campagnes de caractérisation.

Cette étude permet d'améliorer la connaissance sur :

- les sédiments accumulés dans les bassins de rétention ;
- leur contamination en micropolluants ;
- et leur écotoxicité.

Dans le cadre du projet CABRES, d'autres campagnes vont être réalisées pour apporter des éléments supplémentaires sur les interactions entre les micropolluants et les particules. Ces données seront utilisées par la suite pour le développement d'un modèle numérique permettant de suivre le devenir des micropolluants dans le bassin de rétention et ainsi pouvoir apporter des indications pour améliorer la maintenance de ces



Se reporter à la figure 1 pour la localisation des points échantillonnés P01, etc.
Figure 4. Comparaison des effets biologiques des sédiments accumulés lors des campagnes A (vert) avant curage – sédiments accumulés pendant 6 ans – et B (rouge) après curage – sédiments accumulés pendant 6 mois

structures. D'un point de vue opérationnel, ce travail a pour but de proposer des préconisations sur la fréquence de curage et d'identifier les zones de dépôts à curer en priorité au sein de l'ouvrage.

Remerciements

L'étude présentée dans cet article s'inscrit dans la thématique « environnements, natures, écotecnolo-

gies » du laboratoire d'excellence IMU (Intelligence des Mondes Urbains).

Les auteurs remercient le projet ANR CABRRES pour le financement de cette recherche, l'Observatoire de terrain en hydrologie urbaine (OTHU) pour le soutien scientifique et la direction de l'eau du Grand Lyon pour la mise à disposition des sites.

Bibliographie

- ADAMSSON ., STOVIN V., BERGDAHL L. (2003) : « Bed shear stress boundary condition for storage tank sedimentation ». *Journal of Environmental Engineering* ; 129(7) : 651-8.
- ANGERVILLE R., PERRODIN Y., EMMANUEL E. (2013) : « Ecotoxicological risk assessment of stormwater: a methodological framework for their discharging into a watercourse ». *International Journal of Environmental Research and Public Health* ; 10 : 2670-87.
- ARRÊTÉ du 14 juin 2000 relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire.
- BARDIN J.P., BARRAUD S. (2004) : *Aide au diagnostic et à la restructuration du bassin de rétention de Chassieu*. Rapport pour le compte de la direction de l'eau du Grand Lyon, Villeurbanne : INSA de Lyon – URGC Hydrologie Urbaine, juin 2004, 62 p.
- BECOUZE C., WIEST L., BAUDOT R., BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L., CREN-OLIVE C. (2011) : « Optimisation of pressurised liquid extraction for the ultra-trace quantification of 20 priority substances from the European Water Framework Directive in atmospheric particles by GC-MS and LC-FLD-MS/MS ». *Analytica Chimica Acta* ; 693 : 47-53.
- BECOUZE-LAREURE C., BAZIN C., NAMOUR P., BREIL P., PERRODIN Y. (2012) : « Multi-level approach of the ecotoxicological impact of a combined sewer overflow on a peri-urban stream ». *Journal of Water Resource and Protection* ; 4(11) : 984-92.
- DELETIC A., ORR D. (2005) : « Pollution Build-up on Road Surfaces ». *Journal of Environmental Engineering* ; 131(1) : 49-59.
- DUFRESNE M., VAZQUEZ J., TERFOUS A. (2009) : « Experimental investigation and CFD modeling of flow, sedimentation, and solids separation in a combined sewer detention tank ». *Computers & Fluids* ; 38 : 1042-9.
- DURAND C. (2003) : *Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origines et devenir des métaux traces et des polluants organiques* [thèse]. Université de Poitiers : 268 p.
- ELLIS B., MARSALEK J., CHOCAT B. (2005). *Article 97: Urban water quality*. Encyclopedia of hydrological science. Edited by M. G. Anderson, John Wiley & Sons. 10 p.
- EL-MUFLEH A., BÉCHET B., RUBAN V., LEGRET M., CLOZEL B., BARRAUD S., et al. (2014) : « Review on physical and chemical characterizations of contaminated sediments from urban stormwater infiltration basins within the framework of the French observatory for urban hydrology ». *Environmental Science and Pollution Research* ; 21(8) : 5329-46.
- FÄRM C. (2002) : « Evaluation of the accumulation of sediment and heavy metals in a stormwater detention pond ». *Water Science and Technology* ; 45 (7) : 105-12.
- GONZALEZ-MERCHAN C., PERRODIN Y., SÉBASTIAN C., BAZIN C., WINIARSKI T., BARRAUD S. (2014) : « Ecotoxicological characterization of sediments from stormwater retention basins ». *Water science technology* ; 69(5) : 1045-51.
- GY P.M. (2004) : « Sampling of discrete materials – a new introduction to the theory of sampling ». *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* ; 74 : 7-24.
- IANNUZZI T.J., HUNTLEY S.L., SCHMIDT C.W., FINLEY B.L., MCNUTT R.P., BURTON S.J. (1997) : « Combined sewer overflows (CSOs) as sources of sediment contamination in the lower Passaic River, New Jersey. I. Priority pollutants and inorganic chemicals ». *Chemosphere* ; 34(2) : 213-31.
- ISO 14371 (2012) : Water quality – Determination of fresh water sediment toxicity to *Heterocypris incongruens* (Crustacea, Ostracoda).
- JACOPIN C., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., DESBORDES M. (1999) : « Characterisation and settling of solids in an open, grassed, stormwater sewer network detention basin ». *Water Science and Technology* ; 39 (2) : 135-44.
- LEE P.K., TOURAY J.C., BAILLIF P., ILDEFONSE J.P. (1997) : « Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France ». *The Science of the Total Environment* ; 201 : 1-15.
- LI Y., DELETIC A., FLETCHER T.D. (2007) : « Modelling wet weather sediment removal by stormwater constructed wetlands : Insights from a laboratory study ». *Journal of Hydrology* ; 338 : 285-96.
- KAYHANIAN M., MCKENZIE E.R., LEATHERBARROW J.E., YOUNG T.M. (2012) : « Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins ». *Science of The Total Environment* ; 439 : 172-86.
- MARSALEK J., MARSALEK P.M. (1997) : « Characteristics of sediments from a stormwater management pond ». *Water Science and technology* ; 36(8-9) : 117-22.
- MARSALEK J., WATT W.-E., HENRY D. (1992) : « Retrofitting stormwater ponds for water quality control ». *Water Pollution Research. Journal of Canada* ; 27(2) : 403-22.

NMHSPE (2000). *Circular on target values and intervention values for soil remediation. The Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment*. [en ligne] http://www.esdat.net/Environmental%20Standards/Dutch/annexS_I2000Dutch%20Environmental%20Standards.pdf

NF P94-054 – Norme AFNOR (1991) : *Dsols : reconnaissance et essais – Détermination de la masse volumique de particules solides des sols. Méthode du pycnomètre à eau*.

NF EN 12897 – Norme AFNOR (2000) : *Caractérisation des boues - Détermination de la perte au feu de la matière sèche*.

NF EN ISO 11885 – Norme AFNOR (2009) : *Qualité de l'eau – Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES)*. NF ISO 13320 – Norme AFNOR (2009) : *Analyse granulométrique – Méthodes par diffraction laser*.

PERSSON J., WITTGREN H.B. (2003) : « How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds ? » *Ecol Eng* ; 21(4-5) : 259-69.

PETAVY F. (2007) : *Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial* [thèse]. École centrale de Nantes et Université de Nantes : Nantes, 317 p.

RUBAN V., ARNAUD G., VIAU J.-Y., CONIL P. (2009) : « Traitement et valorisation des sédiments issus des bassins de gestion des eaux pluviales. *Techniques Science Méthodes* ; 6 : 101-7.

RUBAN V., BALADÈS J.D., BÉCHET B., CLOZEL B., CONIL P., DELOLME C., et al. (2005) : *Caractérisation et gestion des sédiments de l'assainissement pluvial*. LCPC, Études et recherches des laboratoires Ponts et Chaussées. 152 p.

SANSALONE J.J., BUCHBERGER S.G. (1997) : « Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water ». *Journal of Environmental Engineering* ; 123(2) : 134-43.

SÉBASTIAN C. (2013) : *Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants* [thèse]. INSA de Lyon, 354 p.

SILKEBORG MUNICIPALITY (2009) : *Task E, 5th delivery: Final report (English) on the environmental and technical performance of the treatment unit processes*. TREASURE LIFE06 ENV/DK/000229 1/87. October 1, 2009. [en ligne] <http://www.life-treasure.dk/index.html>

SOMES N.L.G., FABIAN J., WONG T.H.F. (2000) : « Tracking pollutant detention in constructed stormwater wetlands ». *Urban Water* ; 2(1) : 29-37.

TORRES A. (2008) : *Décantation des eaux pluviales dans un ouvrage réel de grande taille : éléments de réflexion pour le suivi et la modélisation* [thèse]. INSA de Lyon : Lyon, 374 p.

WEINSTEIN J.E., CRAWFORD K. D., GARNER T.R., FLEMMING A.J. (2010) : « Screening-level ecological, and human health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in stormwater detention pond sediments of Coastal South Carolina, USA ». *Journal of Hazardous Materials* ; 178 : 906-6.

YAN H., LIPEME KOUYI G., GONZALEZ-MERCHAN C., BECOUZE-LAREURE C., SÉBASTIAN C., BARRAUD S., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. (2014) : « CFD modeling of flow and particulate contaminants sedimentation in an urban stormwater detention and settling basin ». *Environmental Science and Pollution Research* ; 21 : 5347-56.

YOUSEF Y., HVITVED-JACOBSEN T., HARPER H., LIN L. (1990) : « Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff ». *The Science of the Total Environment* ; 93 : 433-40.

YOUSEF Y.A., LIN L.Y., WIN L., HVITVED-JACOBSEN T. (1994) : « Transport of heavy metals through accumulated sediments in wet ponds ». *The Science of the Total Environment* ; vol. 146-147 : 485-91.

Résumé

C. BECOUZE-LAREURE, C. GONZALEZ-MERCHAN, C. SÉBASTIAN, Y. PERRODIN, S. BARRAUD, G. LIPEME KOUY

Évolution des caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques des sédiments accumulés dans un bassin de retenue-décantation : premiers résultats du projet ANR CABRES

Les bassins de retenue-décantation sont très souvent utilisés pour la gestion des eaux pluviales dans les villes. Ils permettent de diminuer les risques d'inondations et de réduire les rejets de polluants particuliers dans les milieux récepteurs (sol/nappe). Leur fonctionnement sur le long terme pose cependant le problème de la gestion des sédiments accumulés en leur sein. Afin de suivre leurs transformations (physique, chimique, écotoxicologique), une caractérisation physico-chimique – éléments traces métalliques, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), pesticides – ainsi qu'une évaluation écotoxicologique ont été réalisées sur les sédiments accumulés

dans un bassin de rétention de grande taille localisé dans l'est lyonnais (France). Cinq points ont été échantillonnés sur deux périodes d'accumulation des sédiments à la suite du curage du bassin (6 mois et 6 ans). Les résultats de cette étude préliminaire ont mis en évidence :

- une hétérogénéité spatiale en matière de contamination pour Cd, Pb, Zn et Σ 16HAPs, avec des teneurs en polluants élevées en un point particulier ;
- et un risque écotoxique pour les sédiments accumulés depuis 6 ans. Ces résultats préliminaires donnent des orientations en matière de fréquence de curage de ces bassins et de choix de filières de traitement et de valorisation des sédiments.

Abstract

C. BECOUZE-LAREURE, C. GONZALEZ-MERCHAN, C. SÉBASTIAN, Y. PERRODIN, S. BARRAUD, G. LIPEME KOUY

Physical, chemical and ecotoxicological evolution of accumulated sediments in stormwater detention basin: first results of Cabrres project

Detention basins are valuable facilities for urban stormwater management from the standpoint of both flood control and mitigating particulate pollutants by means of settling processes. Trapped sediments represent specific waste. The amount and the characterization of these accumulated sediments are also a very important issue for practitioners because these solids have to be frequently removed and managed as waste. A physical and chemical characteristics (metals, PAHs, pesticides) and ecotoxicological evaluation of these contaminated sediments have been carried

out in the framework of CABRRES French programme. Sediments accumulated over about 6 months and 6 years in retention/detention basin located in the east of Lyon, France, were sampled at five different points. These preliminary results show:

- spatial variability for Cd, Pb, Zn and $\Sigma 16$ PAHs, with the higher contamination at one point;
- and an ecotoxicological risk for accumulated sediments over about 6 years. These preliminary results may contribute to improve the management of detention basins in term of maintenance frequency and appropriate ways to recycle sediments.



DRAINFIX® CLEAN

Caniveaux épuratoires pour traitement des eaux pluviales

Le nouveau caniveau HAURATON assure le traitement de l'eau de pluie polluée

Exigences

>>> Les polluants (par exemple les métaux lourds) sont en grande partie liés à des particules très fines.

- >>> La filtration constitue la seule méthode fiable pour retenir ces particules.
- >>> Le substrat doit être choisi en conséquence.
- >>> Le facteur déterminant de la capacité hydraulique pour la filtration est constitué à long terme par la formation de la couche supérieure de filtration (gâteau de filtration).
- >>> Le coefficient de perméabilité du substrat de filtration évolue suivant et avec la formation de cette couche supérieure.



Applications

- >>> Voies de circulation
- >>> Parkings
- >>> Cours
- >>> Zones industrielles et commerciales
- >>> Routes à trafic intense

Solutions

- >>> Basé sur le principe de filtration par couche (gâteau de filtration)
- >>> Grande capacité épuratoire
- >>> Réduction des particules > 90%
- >>> La grande surface de filtration réduit fortement l'intervalle de maintenance
- >>> Travaux d'entretien simples et rapides
- >>> Circulable jusqu'à la classe de charge F900



HAURATON FRANCE S.A.R.L.

10, RUE GAY LUSSAC
BP 48089 ECKBOLSHEIM
67038 STRASBOURG CEDEX 2
FRANCE

TÉL. +33 3 88 77 34 35
FAX +33 3 88 77 33 35
france@hauraton.com
www.hauraton.com



Visionnez
notre vidéo
sur les caniveaux
DRAINFIX®
CLEAN

hauraton
SOURCE DE SOLUTIONS