

# ZABR

---

Zone Atelier Bassin du Rhône

## **Efficacité des bassins de retenue-décantation des eaux pluviales en matière d'abattement des flux de substances prioritaires et d'écotoxicité de rejets (projet BR-TOX)**

Rapport final

Action n° 25 du Programme 2010  
au titre de l'accord cadre Agence de l'Eau ZABR

Sylvie BARRAUD, Yves PERRODIN, Carolina GONZALEZ-MERCHAN,  
Christel SEBASTIAN, Christine BAZIN, Céline BECOUZE-LAREURE

Décembre 2012

 OTHU



## SOMMAIRE

<b>PUBLICATIONS.....</b>	<b>5</b>
<b>SYNTHESE.....</b>	<b>7</b>
<b>CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE .....</b>	<b>13</b>
<b>1 SITES SUPPORT DE L'ETUDE .....</b>	<b>15</b>
1.1 SITE DJANGO REINHARDT (CHASSIEU) .....	15
1.2 AUTRES SITES.....	16
<b>2 MESURE DE L'ABATEMENT DE LA POLLUTION CHIMIQUE .....</b>	<b>17</b>
2.1 METHODES D'ECHANTILLONNAGE ET DE PRELEVEMENTS DES EAUX ET DES SEDIMENTS .....	17
2.1.1 <i>Quels outils d'échantillonnage des eaux pluviales sont utilisés pour mesurer l'efficacité d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales ?</i> .....	17
2.1.2 <i>Quels outils d'échantillonnage des sédiments sont utilisés pour mesurer l'efficacité d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales ?</i> .....	20
2.1.3 <i>Quels polluants ont été étudiés</i> .....	21
2.2 RESULTATS .....	23
2.2.1 <i>Polluants détectés et quantifiés en entrée et sortie du bassin</i> .....	23
2.2.2 <i>Efficacité massive événementielle EMI</i> .....	24
2.2.3 <i>Distribution particulière et dissoute</i> .....	26
2.2.4 <i>Quels polluants sont présents dans les sédiments accumulés du bassin ?</i> .....	27
2.3 CONCLUSION EN TERMES D'EFFICACITE VIS-A-VIS DE LA POLLUTION CHIMIQUE .....	29
<b>3 MESURE DE L'ECOTOXICITE DES EAUX EN ENTREE ET EN SORTIE DE BASSIN, DES SEDIMENTS ACCUMULES ET DE LEURS EAUX INTERSTITIELLES.....</b>	<b>32</b>
3.1 METHODOLOGIE.....	32
3.1.1 <i>Bio-essais réalisés</i> .....	32
3.1.2 <i>Préparation préliminaire des échantillons d'eau et de sédiments et principe d'exploitation</i> .....	33
3.2 RESULTATS .....	34
3.2.1 <i>Bilan de l'écotoxicité sur les eaux en entrée et sortie du bassin</i> .....	34
3.2.2 <i>Résultats sur la toxicité des sédiments accumulés</i> .....	36
3.2.3 <i>Comparaison des trois bassins de retenue-décantation d'eaux pluviales</i> .....	40
3.2.4 <i>Comparaison des effets toxiques en phase solide et en phase liquide</i> .....	44
3.3 CONCLUSIONS EN MATIERE D'ECOTOXICITE .....	45
<b>4 BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>47</b>
<b>5 ANNEXES.....</b>	<b>53</b>



## PUBLICATIONS

Le travail réalisé a fait l'objet des publications suivantes :

### PUBLIEES

- Sébastien C., Barraud S., Perrodin Y., Cournoyer B., Blaha D., Ribun S. (2011). Assessment of chemical and microbial hazards in a full-scale stormwater detention basin – their characterization, toxicity and fate. *12<sup>nd</sup> International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 10-15 September 2011* - 8 p in [CD-ROM].
- Sébastien C., Barraud S., Becouze-Lareure C., Gonzalez-Merchan C., Bazin C., Perrodin Y. (2012). Micropollutants and ecotoxicity monitoring in a large dry retention / detention basin. *9<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage Modelling, Belgrade (Serbia), 3-7 September 2012*. - 12 p.
- Sébastien C., Barraud S. (2013). Effet d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales sur les flux de micropolluants - approche globale. *Techniques Sciences & Méthodes Eau*, accepté à paraître

### SOUMISES A NOVATECH 2013 ET A WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY

- Sébastien C., Barraud S., Becouze-Lareure C., Gonzalez-Merchan C., Lipeme Kouyi G., Gibello C. (2013). Accumulated sediments in a large dry stormwater retention-detention basin: physico-chemical spatial characterization and evolution - Estimation of metals, pesticides, PAHs and Alkylphenols contents. *8<sup>th</sup> international conference NOVATECH, 23-27 june 2013, Lyon*, 10 p.
- Sébastien C., Barraud S., Gonzalez-Merchan C., Perrodin Y., Visiedo R. (2013). Stormwater retention basin efficiency regarding micropollutants loads and ecotoxicity. *8<sup>th</sup> international conference NOVATECH, 23-27 june 2013, Lyon*, 10 p.
- Perrodin Y., Sébastien C., Bazin C., Winiarski T., Barraud S., (2013). Ecotoxicological characterization of sediments from stormwater retention basins. *8<sup>th</sup> international conference NOVATECH, 23-27 june 2013, Lyon*, 10 p.



## SYNTHESE

### En matière de contamination chimique

#### **QUESTION 1 : QUELLE EST L'APTITUDE D'UN BASSIN DE RETENUE DES EAUX PLUVIALES A PIEGER UNE LARGE GAMME DE POLLUANTS ? QUE RETROUVET-ON PIEGE DANS LES SEDIMENTS D'UN BASSIN ?**

##### **Contexte**

Les bassins de retenue-décantation des eaux pluviales sont souvent utilisés pour leur rôle dans l'amélioration de la qualité des rejets urbains par temps de pluie (RUTP) et leur aptitude à retenir la pollution particulaire. L'étude du comportement de ces systèmes vis-à-vis du piégeage des MES et l'étude de quelques micropolluants comme certains métaux lourds et hydrocarbures est documentée dans la littérature mais peu de recherches existent sur une gamme plus complète de micropolluants présents dans les RUTP. Dans le cadre de cette recherche, il a été choisi d'étudier non seulement des substances prioritaires pointées par la Directive Cadre sur l'Eau en 2000 (EC 2000, 2000)<sup>1</sup> dont il a été retrouvé trace dans les RUTP lors de travaux antérieurs (Lamprea, 2009 ; Zgheib et al., 2010 ; Bressy, 2010 ; Becouze-Lareure, 2010) mais également des substances peu étudiées présentant un risque sanitaire potentiel et fortement utilisées en ville. Au total une centaine de substances a été suivie en termes de concentrations moyennes événementielles sous formes particulaire et dissoute lors de 11 campagnes de mesures sur les eaux en entrée et en sortie de bassin complétant des données en cours d'acquisition dans le cadre du projet ANR (INOGEV) entrant dans le co-financement de ce projet. Des protocoles de préparation, d'échantillonnage et d'analyse ont ainsi été développés (Sébastien et al., 2011) et validés au sein du SOERE URBIS (inter-observatoires français). Des prélèvements de sédiments accumulés ont été réalisés sur les mêmes substances.

##### **Cas d'application**

Les prélèvements et analyses ont été réalisés sur le bassin de retenue/décantation de Django Reinhardt (OTHU) qui est un bassin de conception classique drainant un réseau séparatif eaux pluviales d'une zone à caractère industriel. Les surfaces drainées sont néanmoins assez typique d'un milieu anthropisé (voiries, toitures, parkings).

Les polluants étudiés appartiennent à la famille des métaux, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), des alkylphénols, des pesticides et des polybromodiphénylèthers (PBDE) dans les eaux et sédiments et des Polychlorobiphényles (PCB) (seulement dans les sédiments).

## Résultats

### En termes d'efficacité évènementielle entrée / sortie

Les premiers résultats en termes d'efficacité évènementielles confirment les bonnes performances des bassins en termes d'abattement des masses de métaux lourds qui sont fortement sous forme particulaire. Un bon abattement est observé pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qui présentent un nombre de cycles important et de masses molaires les plus élevées et qui sont, pour ceux-là, également majoritairement sous forme particulaire.

Les pesticides préférentiellement en phase dissoute ne sont pas retenus hormis le glyphosate sur une campagne qui présente un très bon abattement (64 %). Cependant on a pu remarquer que son produit de dégradation semblait, quant à lui, avoir été largement relargué (environ -150%). Il faudra donc s'interroger sur le comportement du Glyphosate qui pourrait très bien, après avoir été piégé, être relargué sous la forme d'AMPA.

Les premiers résultats sur les polybromodiphenylethers (PBDE) (e.g. utilisés comme retardateur de flamme) indiquent une efficacité supérieure à 60% pour le PBDE209, le plus répandu dans l'environnement mais une efficacité moindre pour les autres.

Le caractère fortement particulaire semble donc un facteur important, mais il n'explique toutefois pas à lui seul le comportement de certains polluants au passage dans le bassin de retenue. Par exemple, les alkylphénols (e.g. utilisés comme additifs ou stabilisateurs de matières plastiques ou caoutchoucs) sont faiblement retenus alors que les distributions particulières moyennes en entrée et en sortie ne sont pas spécialement faibles (respectivement de 45% pour le 4-Tert-Octylphenol et 61% pour le 4-Nonylphenol).

### En termes de concentrations de polluants dans les sédiments

La recherche met en évidence des teneurs élevées en métaux lourds dans les sédiments (presque toujours supérieures aux valeurs d'intervention néerlandaises sur sols pollués, et ce notamment pour le Cuivre et le Zinc (NMHSPE, 2000). Les concentrations sont toujours supérieures aux valeurs cibles pour les autres (NMHSPE, 2000).

Pour les HAPs, les teneurs sur la somme de 10 HAPs (Anthracene, Benzo(a)anthracene, Benzo(b)Fluoranthene, Benzo(g,h,i)perylene, Benzo(k)Fluoranthene, Chrysene, Fluoranthene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene, Naphtalene, Phenanthrene) ont toujours dépassé les valeurs cibles néerlandaises (1000 µg/kg MS) mais n'ont pas atteint la valeur d'intervention fixée à 40 000 µg/kg MS (NMHSPE, 2000).

Pour les pesticides, les résultats obtenus dans notre étude s'échelonnent d'une teneur en Diuron non quantifiée à une teneur égale à 320 µg/kg MS, ce qui est élevé. A titre de comparaison, le Diuron a été retrouvé dans un bassin d'infiltration à une teneur égale à 200 µg/kg MS (Datry *et al.*, 2003) et dans des boues issues de 15 stations d'épuration à une teneur moyenne de 10 µg/kg MS (Choubert *et al.*, 2011).

Enfin, les teneurs en Alkylphénols relevées sont importantes si on les compare aux données disponibles de la littérature sur les sédiments marins ou d'eau douce (voir par exemple Micic & Hofmann, 2009). Les recommandations canadiennes sur la qualité des sédiments indiquent des teneurs en 4-Nonylphénols de 1400 µg/kg MS et 1000 µg/kg MS respectivement pour les sédiments d'eau douce et les sédiments marins (CCME, 2012). Les valeurs sur les sédiments du bassin de retenue dépassent presque systématiquement et de beaucoup ces valeurs de plus du double.



Globalement les sédiments des bassins de retenue sont très pollués. La contamination ne semble pas varier avec la profondeur si l'on considère les incertitudes d'échantillonnage et d'analyses des polluants. En tout cas, les tendances ne sont pas suffisamment marquées pour s'en servir en pratique. Il sera donc inutile de scinder les échantillons selon ce critère et échantillonner sur toute la profondeur de sédiments (de quelques centimètres à quelques dizaines de centimètres).

Les variations entre nos deux points de prélèvement sont peu importantes mais les points sont situés dans des zones qui ne sont pas très éloignées et qui sont assez similaires en termes d'apports et de dépôts.

Au cours du temps et en 1 an, les concentrations en polluants peuvent varier notamment pour les pesticides en raison de leur période d'application et de leur mode de dégradation. Cette variabilité est aussi présente pour certains HAPs. Les concentrations en métaux restent assez stables sur la période.

### **Commentaires & recommandations**

Sur un plan opérationnel, on peut dire que les bassins de retenue sont des ouvrages utiles pour piéger une bonne part des polluants (Métaux, HAPs lourds qui sont aussi les plus dangereux, et le PBDE le plus répandu). Cependant pour les pesticides, les Alkylphénols et certains PBDEs par exemple, les bassins de retenue/décantation ne sont pas très efficaces. Il paraît alors de bonnes pratiques, plutôt que chercher à les traiter, de chercher à limiter leur utilisation.

Les sédiments piégés sont chargés en polluants (ce que l'on constate effectivement pour les métaux, HAPs, en certains pesticides notamment le Diuron et les Alkylphénols).

A l'échelle d'une année les concentrations peuvent varier en fonction des dates de prélèvements. On ne constate pas d'enrichissement au cours d'une année, pas même en métaux, mais des disparités d'une période à l'autre (sans surprise notamment pour les pesticides).

Pour une campagne de prélèvement donnée, les échantillons ne présentent pas d'hétérogénéité exploitable selon la profondeur. Il sera donc inutile de scinder les échantillons selon ce critère et échantillonner sur toute la profondeur de sédiments (de quelques centimètres à quelques dizaines de centimètres). Les points de prélèvements choisis étant proches et assez similaires en termes de dépôts, on ne constate pas de variations fortes d'un point à l'autre.


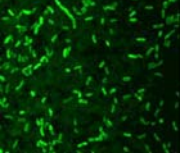
## En matière de toxicité

### **QUESTION 2 : QUELLE EST LA METHODE ADAPTEE POUR L'EVALUATION DE L'ECOTOXICITE DES SEDIMENTS DES BASSINS DE RETENTION DES EAUX PLUVIALES ?**

#### **Contexte**

Les outils classiques utilisés pour la caractérisation de l'écotoxicologie des sols sont peu adaptés aux sédiments, et en général pas suffisamment sensibles pour caractériser l'écotoxicité des sédiments issus des bassins de rétention/infiltration des eaux pluviales (Moura *et al.*, 2007). Suite à des travaux préliminaires effectués dans le cadre de l'OTHU (Angerville, 2009) et de l'action DO-TOX (programme 2009 au titre de l'accord cadre de l'agence de l'eau), une batterie de tests adaptée aux sédiments a été proposée et testée dans le cadre du projet BR-TOX.

À l'issue du travail BR-TOX (première année), la méthode proposée est la suivante :

Type d'échantillon	Organisme	Type d'exposition	Critère d'effet et durée d'exposition	Norme
Sédiment brut	<i>Heterocypris incongruens</i> (Ostracodes) 	Chronique	Mortalité et croissance des organismes tests (6j)	ISO 14371 (2012).
Sédiment brut	<i>Vibrio Fischeri</i> (Bactérie) 	Aiguë	Luminescence (15 et 30 min)	NF EN ISO 11348-1 (2009).

#### **Cas d'application**

L'application de cette méthodologie aux sédiments du bassin de rétention Django Reinhardt localisé à Chassieu a montré une écotoxicité réelle mais modérée des sédiments, variable en fonction du temps et de la localisation du prélèvement dans le bassin.

La méthodologie appliquée à l'analyse des sédiments de trois autres bassins de l'est Lyonnais a en outre montré une variabilité de la toxicité des sédiments en fonction des caractéristiques du bassin (conception, usage, âge,...)

#### **Commentaire**

L'utilisation des essais d'écotoxicité sur l'eau interstitielle pratiquée dans d'autres domaines, n'a pas montré d'intérêt ici. Par exemple, le test Rotifères avait montré des effets importants de toxicité sur les sédiments de canaux d'un déversoir d'orage d'un réseau unitaire (projet DO-TOX).

**QUESTION 3 : QUELLE METHODE DE CARACTERISATION DE L'ECOTOXICITE PEUT ETRE LA PLUS ADAPTEE POUR EVALUER L'EFFICACITE DU BASSIN DE RETENTION ?**

**contexte**

L'efficacité des bassins de rétention est évaluée par des mesures à l'entrée et à la sortie du bassin de rétention, sur une durée déterminée.

Bien que les bassins de rétention permettent de décanter efficacement la pollution métallique et les hydrocarbures fortement fixés aux matières en suspension (Marsalek *et al.*, 1997 ; Strecker *et al.*, 2004 ; Aires *et al.*, 2003 ; Persson *et al.*, 2004 ; Weiss *et al.*, 2007), on connaît encore peu leur efficacité vis-à-vis de l'abattement de leur écotoxicité. Ceci pourrait apporter une information complémentaire.

**Réponse**

Une écotoxicité faible à modérée a été constatée dans le cadre du projet BR-TOX, ce qui est généralement observée sur les eaux pluviales issues de réseaux séparatifs. La réalisation de bioessais sur l'eau (filtrée ou non filtrée) en entrée ou en sortie est peu exploitable.

**Recommandation / commentaire**

En lieu et place des essais sur l'eau, il est proposé d'utiliser les mêmes bioessais cités précédemment sur les Matières en Suspension (MES, c'est-à-dire phase particulaire) en entrée et en sortie du bassin de rétention.

NB : à noter que cette approche appliquée sur un réseau unitaire d'eaux pluviales a montré sa pertinence dans le cadre du projet DO-TOX (Angerville, 2009).

#### **QUESTION 4 : QUELLES SONT LES CARACTERISTIQUES D'ECOTOXICITE DES SEDIMENTS ISSUS DES BASSINS DE RETENTION ?**

##### **Contexte**

Dans le cadre du projet BR-TOX des essais d'écotoxicité ont été réalisés sur sédiments issus de quatre bassins de rétention d'eaux pluviales à l'exutoire d'un réseau séparatif.

##### **Réponse**

L'application des outils d'évaluation sélectionnés a mis en évidence une toxicité faible à modérée sur les sédiments issus des bassins de rétention d'eaux pluviales. Contrairement à l'écotoxicité mesurée sur des eaux issues de rejets urbains par temps pluie et d'un réseau unitaire étudié dans le cadre de l'action DO-TOX (Angerville 2009; Becouze 2012).

Par ailleurs, au sein des quatre échantillons testés dans cette étude, le sédiment issu du bassin « Django Reinhardt » s'est globalement révélé le plus toxique. Ceci est cohérent avec les analyses chimiques effectuées qui montrent des concentrations en métaux et en PCB plus élevées dans ce bassin que dans les autres. Ces polluants peuvent être responsables d'une partie de l'écotoxicité mesurée. Ils peuvent aussi être les indicateurs d'une pollution industrielle plus globale impliquant d'autres polluants, non dosés ici.

##### **Recommandation / commentaire**

Compte-tenu des résultats obtenus au cours de cette étude, on pourrait à cette étape proposer de ne retenir à l'avenir que les bio-essais sur phase solide qui semblent les plus sensibles. Il reste néanmoins au préalable à consolider les premiers résultats obtenus par une campagne de bio-essais réalisée sur un nombre plus important d'échantillons, et surtout à diversifier encore les types de bassins versants collectés testés.

La méthodologie élaborée pourra également être utilisée pour suivre l'évolution de l'écotoxicité des sédiments au cours du stockage, de manière à vérifier si les phénomènes bio-physico-chimiques qui s'y déroulent (biodégradation, complexation, diffusion, adsorption, désorption, biodisponibilisation des polluants,...) vont ou non faire diminuer l'écotoxicité des sédiments, et ainsi faciliter leur valorisation hors du bassin.

## Contexte et objectifs de l'étude

Les bassins de retenue-décantation constituent des éléments importants de gestion des rejets urbains de temps de pluie. De nombreuses études montrent que, lorsqu'ils sont bien conçus, ils permettent de décanter efficacement la pollution métallique et les hydrocarbures fortement fixés aux matières en suspension (e.g. Marsalek *et al.*, 1997 ; Strecker *et al.*, 2004 ; Aires *et al.*, 2003 ; Persson *et al.*, 2004 ; Weiss *et al.*, 2007).

Alors qu'ils sont de plus en plus utilisés et recommandés comme moyen de prévention de la pollution des milieux aquatiques par temps de pluie, on connaît encore peu leur efficacité vis-à-vis de l'abattement de l'ensemble des polluants de la famille des substances prioritaires et de l'abattement de leur écotoxicité potentielle.

Cette action de recherche vise donc une meilleure connaissance du comportement des ouvrages de retenue-décantation vis-à-vis (i) des polluants urbains de temps de pluie et notamment des substances prioritaires de la Directive Cadre européenne sur l'Eau ou du moins celles qui ont été retrouvées à l'exutoire de bassin versant français, et (ii) de l'écotoxicité des rejets issus de ces ouvrages pour la préservation des milieux aquatiques.

Elle vise plus précisément à répondre à 2 grandes familles de questions :

- Comment mesurer l'efficacité d'un bassin de retenue en matière d'abattement d'une large gamme de polluants incluant polluants organiques et inorganiques présents dans les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) ? Quelle est cette efficacité ? et corrélativement Quel est le degré de contamination des sédiments qui sont issus du piégeage des polluants par les bassins ?
- Avec quels outils évaluer les effets d'écotoxicité des apports sur un bassin de retenue-décantation d'eaux pluviales de grande taille ? Quelle est l'action du bassin sur l'écotoxicité des rejets urbains par temps pluie (c'est à dire quel est le potentiel d'abattement de toxicité entre l'entrée et la sortie d'un bassin de retenue et la toxicité des sédiments qui sont accumulés dans ces bassins et dans quelle fraction se trouve-t-elle potentiellement ?)

Pour cela, l'étude s'est appuyée sur de l'observation et de l'expérimentation *in situ* d'un bassin en service : le bassin Django Reinhardt à Chassieu. C'est un des sites de l'observatoire de terrain en hydrologie urbaine (OTHU), observatoire urbain de la ZABR. Son intérêt principal réside dans le fait qu'il est densément instrumenté tant pour les mesures des flux d'eau, de flux de polluants que des conditions environnementales dans lesquelles ces mesures sont effectuées. Il est par ailleurs assez représentatif des bassins de retenue-décantation placés à l'exutoire de bassins versants urbanisés et censés servir à la lutte contre les inondations et la pollution des milieux. C'est un système de type « end of pipe » qui s'est développé de manière importante durant les 30 dernières années. Ce site a été utilisé pour inférer le comportement des bassins en matière d'abattement de polluants, d'écotoxicité des eaux et des sédiments.

Pour la partie écotoxique et la chimie des sédiments, les hypothèses émises sur Django Reinhardt ont été testées sur 3 autres bassins : Chemin de Feyzin (Mions), Grange Blanche (St Symphorien d'Ozon), Zac des Pivolles (Décines).



# 1 Sites support de l'étude

## 1.1 Site Django Reinhardt (Chassieu)

Le bassin de rétention/infiltration Django Reinhardt est un site de l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine). Il est situé dans la banlieue Est de Lyon, sur la commune de Chassieu. Il draine un bassin versant de type industriel, d'une surface de 185 ha, plutôt plat (pente moyenne de 0.4% dans le sens Est-Ouest) et de coefficient d'imperméabilisation d'environ 70%. Le bassin versant est drainé par un réseau séparatif pluvial qui reçoit en permanence des eaux de temps sec « théoriquement » propres venant de process industriels de la zone (eaux de refroidissement par exemple). Ce réseau aboutit à un système composé d'un bassin de rétention/décantation suivi d'un bassin d'infiltration (Cf. Figure 1 et Figure 2) situé au-dessus d'une nappe dont le toit est situé à 13 m de profondeur.

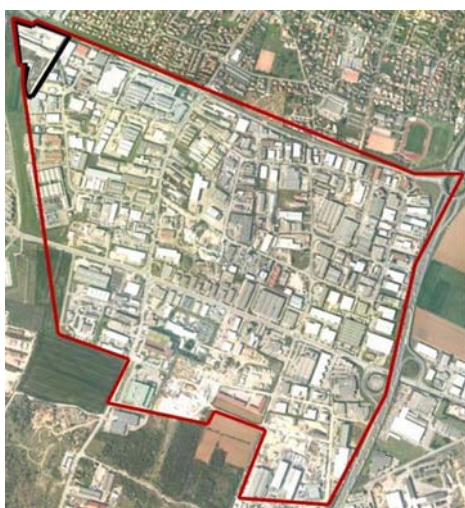


Figure 1. Vue aérienne de l'ouvrage de retenue/infiltration Django Reinhardt et de son bassin versant.



Figure 2. Bassin de rétention (1) et Bassin d'infiltration (2) du site Django Reinhardt.

Pour le compartiment de rétention qui nous intéresse plus particulièrement, le radier est revêtu d'une couche de bitume assurant son étanchéité et possède une cunette d'environ 2 m de largeur et 20 cm de profondeur permettant l'écoulement des débits de temps sec (Cf. Figure 3).

Les parois du bassin sont des talus naturels inclinés recouverts d'une géomembrane étanche. Le volume du sous-bassin de retenue-décantation est de 32200 m<sup>3</sup> et sa surface au sol de 11300 m<sup>2</sup>. Les effluents arrivent dans l'ouvrage par deux collecteurs circulaires de 1.6 m de diamètre (entrées 1 et 2 sur la Figure 3). L'entrée 2 n'est utilisée que lors des événements pluvieux très exceptionnels. Pour favoriser la décantation, un muret a été construit en 2004. Les eaux supposées être moins chargées en matières en suspension (MES) après décantation s'écoulent à travers trois orifices pour être vidangées vers le sous-bassin d'infiltration avec un débit maximal de 350 L/s (Cf. Figure 3).

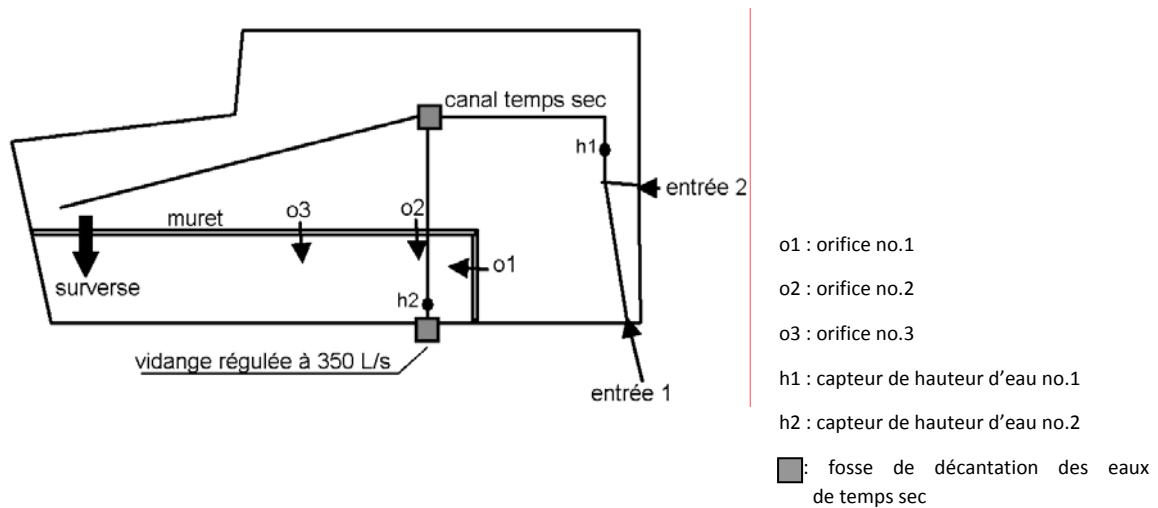


Figure 3. Composition du bassin de retenue  
Schéma simplifié du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt (vue de dessus)

## 1.2 Autres sites

Afin de mieux connaître les effets toxiques des sédiments issus de rejets urbains par temps pluie, 3 autres bassins de rétention ont été étudiés. Ces ouvrages sont situés dans l'Est Lyonnais eux aussi sur les communes de Décines, St Symphorien d'Ozon et Mions. La carte ci-dessous présente leur localisation. On a reporté également le bassin Django Reinhardt de Chassieu. Les 3 bassins de retenue présentent des caractéristiques assez similaires à Django Reinhardt et constitue un système censé décanter les eaux avant infiltration dans la nappe.



Figure 4. Carte de localisation des bassins étudiés.



Le Tableau 1 donne les caractéristiques principales des bassins de rétention étudiés (ARTELIA, 2012)

Tableau 1. Caractéristiques principales des bassins de rétention étudiés en complément de Django Reinhardt

Nom des bassins	Chemin de Feyzin	Grange Blanche	Zac des Pivolles	Django Reinhardt
Commune	Mions	St Symphorien d'Ozon	Décines	Chassieu
Date d'implantation	1988	1997	1992	1975
Type de bassin versant	Résidentiel & Agricole	Résidentiel & Agricole	Commercial	Industriel
Surface du bassin versant (ha)	315	300	40	185
Surface du bassin de retenue (m <sup>2</sup> )	7 360	6 130	3 112	11 000
Epaisseur moyenne de sédiments (cm)	2	2	2	3.6
Année du dernier curage	2009 & 2006	avant 2006	avant 2006	2006

## 2 Mesure de l'abattement de la pollution chimique

### 2.1 Méthodes d'échantillonnage et de prélèvements des eaux et des sédiments

#### 2.1.1 Quels outils d'échantillonnage des eaux pluviales sont utilisés pour mesurer l'efficacité d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales ?

##### ▪ Principe

La méthodologie d'évaluation de l'efficacité d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales dépend de l'échelle considérée : événementielle, multi-événementielles ou sur un plus long terme (Bardin, 1999).

Dans le cadre de ce projet et afin d'étudier les caractéristiques chimiques et écotoxiques des rejets urbains par temps de pluie (RUTP) en parallèle, il a été choisi d'évaluer l'efficacité événementielle d'un bassin vis-à-vis du piégeage ou l'élimination de micropolluants.

Des mesures *in-situ* ont été réalisées d'abord sur le site Django Reinhardt. L'efficacité du bassin a été évaluée sur les masses de polluants en entrée et en sortie de l'ouvrage. Pour cela, une instrumentation du site a été nécessaire afin de mesurer d'une part les concentrations moyennes événementielles et d'autre part le volume écoulé en entrée et sortie du site.

L'efficacité événementielle  $E_{Mi}$  vis-à-vis du polluant  $i$  se traduit par :

$$E_{Mi} = \frac{M_{Et} - M_{St}}{M_{Et}} \cdot 100 \quad (1)$$

Avec  $M_{Et}$  et  $M_{St}$  respectivement les masses en entrée et sortie du polluant  $i$ .

La masse de polluant est elle-même définie par :

$$M_i = CME_i \cdot V_{écoulé} \quad (2)$$

Avec  $CME_i$  la concentration moyenne événementielle en polluant  $i$  et  $V_{écoulé}$  le volume ruisselé au cours de l'évènement pluvieux en entrée ou en sortie du site.

L'analyse distincte des phases dissoute et particulaire a été réalisée sur les échantillons issus de rejets urbains par temps de pluie, conformément aux prescriptions antérieures (Zgheib *et al.*, 2010).

Les concentrations en micropolluants sont des concentrations moyennes événementielles (CME) car les échantillons sont constitués proportionnellement au volume écoulé lors du prélèvement.

$$CME = CME_d + CME_p \quad (3)$$

Avec  $CME_d$  concentration mesurée en phase dissoute (ng/l pour les composés organiques et  $\mu\text{g/l}$  pour les métaux) et  $CME_p$  la concentration en phase particulaire (ng/l pour les composés organiques et  $\mu\text{g/l}$  pour les métaux) estimée par :

$$CME_p = CME_{massique} * [MES] \quad (4)$$

Avec  $CME_{massique}$  la concentration massique (en ng/g pour les organiques et  $\mu\text{g/g}$  pour les métaux) et  $[MES]$  la concentration en matières en suspension dans l'échantillon (en g/l).

- Méthode

Le volume écoulé est mesuré par l'intermédiaire de capteurs de débit placés dans les canalisations d'entrée et sortie du bassin. Les capteurs de débit sont constitués plus exactement de capteurs de hauteur d'eau et de vitesse. Les données sont collectées en continu au pas de temps de 2 minutes et rapatriées via une centrale d'acquisition.

Le prélèvement des eaux destinées à être analysées est assuré par des préleveurs automatiques réfrigérés placés en entrée et sortie de l'ouvrage dans des bungalows. Les cannes de prélèvement sont placées dans un canal de dérivation des eaux du réseau.

Deux types d'échantillonneurs sont utilisés en entrée et en sortie du site : (i) un préleveur automatique réfrigéré téflonné muni de 24 flacons en verre de 1L (*Hach Lange Bühler*) et (ii) un préleveur automatique réfrigéré muni de 24 flacons en plastique de 1L (*Hach Lange Sigma*) (Figure 5).

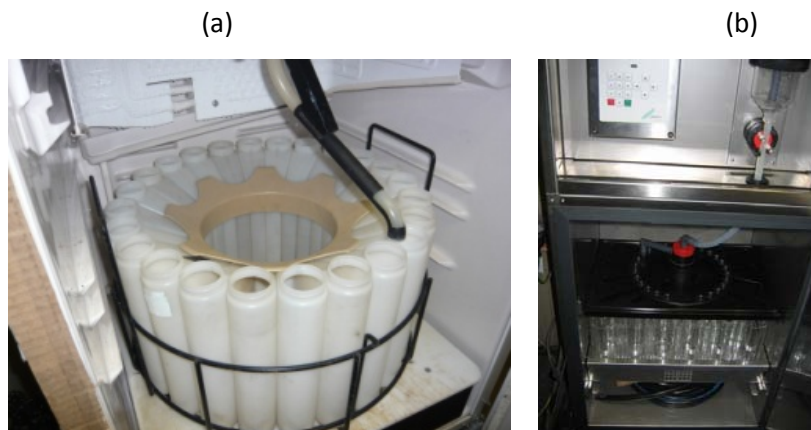


Figure 5. Préleveurs automatiques réfrigérés (a) *Hach Lange Sigma* (b) *Hach Lange Bühler*

L'utilisation de ces deux types d'équipements se justifie par :

- La nature des composés à analyser : les métaux sont analysés dans des échantillons contenus dans des flacons plastiques ainsi que l'herbicide glyphosate et AMPA (acide aminoethylphosphonique) et les autres composés organiques dans des échantillons contenus dans des flacons en verre, pour éviter l'adsorption de ces composés sur les parois de flaconnage en plastique.
- Le volume d'eau nécessaire pour les analyses : la capacité de stockage d'un unique préleveur (muni de flacons en verre) peut s'avérer insuffisante pour l'analyse de l'ensemble des composés recherchés.

Une programmation des préleveurs a été réalisée en amont de chaque prélèvement, en fonction des prévisions météorologiques (quantité et durée de la pluie annoncée).

Le prélèvement proportionnel au volume écoulé est réalisé en deux étapes :

- Un prélèvement proportionnel au temps est d'abord réalisé. Le déclenchement, le volume à prélever et la fréquence de prélèvement sont fixés.
- Une fois les flacons récupérés, un échantillon moyen proportionnel au volume écoulé est alors réalisé, à partir des données de débit acquises au pas de temps de 2 minutes.

Les équipements de prélèvement ainsi que les flacons sont ensuite nettoyés selon une procédure définie dans le cadre du projet ANR INOGEV (Sébastien *et al.*, 2011) préconisant l'utilisation de détergent pour le lavage des flacons verre et plastiques avec un rinçage et séchage final à l'acétone pour les flacons de verre.

Les préleveurs sont nettoyés manuellement avec de l'eau potable puis de l'eau distillée.

Cependant, étant donné que des analyses d'écotoxicité sont menées en parallèle des analyses chimiques, les flacons plastiques utilisés pour le prélèvement des eaux destinées aux tests d'écotoxicité n'ont pas subi de nettoyage au détergent.

Une campagne de blancs a été réalisée en amont des campagnes d'analyses afin d'estimer la contamination des appareils de prélèvement (adsorption/relargage).

Les échantillons constitués sont répartis dans des flacons en plastiques (tests d'écotoxicité, métaux, glyphosate et AMPA) et flacons en verre (composés organiques) avant envoi aux laboratoires d'analyses partenaires.

### 2.1.2 Quels outils d'échantillonnage des sédiments sont utilisés pour mesurer l'efficacité d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales ?

#### ▪ Principe

Rappelons que le bassin de retenue-décantation Django Reinhardt est constitué d'une base étanche et d'un revêtement en PVC sur les talus. Le dernier curage du bassin a été réalisé début 2006. Depuis, les sédiments se sont accumulés au sein du bassin et des zones de dépôt ont été localisées (Yan *et al.*, 2012). Différentes espèces végétales sont également présentes sur ces zones (Figure 6).



Figure 6. Bassin de retenue-décantation Django-Reinhardt

Aussi, afin d'évaluer la capacité de décantation du bassin à long terme, des campagnes de prélèvement ont été réalisées sur les sédiments accumulés.

#### ▪ Méthode

Pour des questions budgétaires, les mesures ont été réalisées en deux points.

Lors de campagnes préliminaires, il a été observé que le point 2 (Figure 7) présentait d'importantes concentrations en hydrocarbures et se situait sur une zone de passage des eaux lors du remplissage du bassin (Sébastien *et al.*, 2011). Le prélèvement est réalisé sur toute la profondeur de sédiments. L'échantillonnage est réalisé sur un carré de 50 cm x 50 cm qui est mélangé à l'aide d'une pelle en acier inoxydable.

Le point 1 a fait l'objet d'un prélèvement sur 3 couches (surface, intermédiaire et fond) afin d'évaluer une possible ségrégation des polluants en fonction de la profondeur. L'échantillonnage est réalisé sur

un carré de 50 cm x 50 cm avec un premier mélange en surface, un second mélange à mi-hauteur et enfin un prélèvement sur le fond.

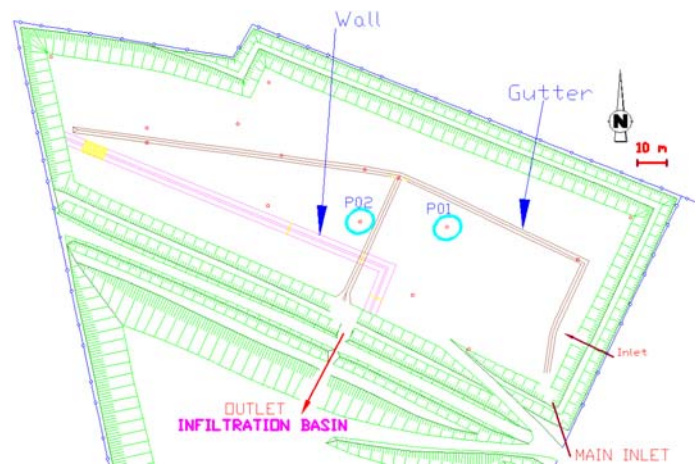


Figure 7. Localisation des points d'échantillonnage

Des flacons de 60 mL en plastique sont utilisés pour l'analyse des métaux et glyphosate, AMPA et des flacons en verre ambré de 60 mL sont utilisés pour l'analyse des composés organiques autres.

### 2.1.3 Quels polluants ont été étudiés

- Polluants étudiés dans les RUTP en entrée et sortie du bassin ?

Dans le cadre de ce projet, il a été choisi d'étudier les métaux lourds et des composés organiques répartis en 4 familles (i) HAPs, (ii) alkylphénols et dérivés<sup>2</sup> (iii) pesticides et (iv) PBDE<sup>3</sup>.

La liste complète des substances est donnée à l'Annexe 1.

Cette sélection a été dictée par : (i) des études antérieures sur les substances de la DCE 2000 faites à l'exutoire de bassins versants urbains et les ayant mis en évidence (Lamprea, 2009) (Zgheib, 2009) (Bressy, 2010) (Becouze-Lareure, 2010) mais également sur des substances peu connues mais présentant potentiellement un risque sanitaire.

Les résultats obtenus dans le cadre du projet ANR INOGEV sont également présentés car faisant partie des engagements du projet (compléments de financement). Ils concernent 17 métaux et 23 pesticides supplémentaires (voir annexe 1). Le nombre de substances étudiées par campagne est présenté ci-après (Tableau 2).

Les analyses menées sur les RUTP par les laboratoires partenaires sont réalisées sur la phase dissoute et particulaire. Le détail des méthodes utilisées est présenté en annexe 2.

<sup>2</sup> Les alkylphénols sont utilisés comme précurseurs de détergents, additifs de carburant et lubrifiants, polymères, retardateurs de flamme. Ils sont aussi présents dans les résines phénoliques. Ils retrouvent dans la composition des pneus, des matières plastiques.

<sup>3</sup> LES PBDEs sont principalement utilisés comme retardateurs de flammes

Tableau 2. Répartition des campagnes de mesures sur les RUTP en entrée et sortie du bassin

	Nombre de substances par famille	Nombre de campagnes
Métaux (+ Arsenic)	5	3 (BR-TOX)
	22	4 (INOGEV)
HAPs	16	3 (BR-TOX)
		3 (INOGEV)
Alkylphénols	2	3 (BR-TOX)
		2 (INOGEV)
Pesticides	22	3 (BR-TOX)
	32	1 (INOGEV)
	3	2 (INOGEV)
PBDE	9	1 (INOGEV)

▪ Polluants étudiés dans les sédiments

De même que dans les rejets urbains par temps de pluie, il a été choisi d'étudier dans les sédiments accumulés les mêmes composés que précédemment (voir annexe 1).

Rappelons que les résultats présentés ci-après concernent deux points d'échantillonnage : le point 2 (échantillon moyen sur toute la profondeur) et le point 1 (3 couches échantillonnées). La répartition des campagnes est présentée ci-après (Tableau 3).

Tableau 3. Répartition des campagnes d'échantillonnage des sédiments accumulés du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt

	Nombre de substances	Nombre de campagnes Point 2	Nombre de campagnes Point 1
Métaux	5	2 (BR-TOX) 1 (INOGEV)	1 (INOGEV)
	22	1 (INOGEV)	1 (INOGEV)
HAPs	16	2 (BR-TOX) 1 (INOGEV)	1 (INOGEV)
		2 (BR-TOX) 1 (INOGEV)	1 (INOGEV)
Alkylphénols	2	2 (BR-TOX) 1 (INOGEV)	1 (INOGEV)
		22	2 (BR-TOX)
Pesticides	32	1 (INOGEV)	1 (INOGEV)
	3	1 (INOGEV)	1 (INOGEV)
PBDEs	9	1 (INOGEV)	1 (INOGEV)

## 2.2 Résultats

### 2.2.1 Polluants détectés et quantifiés en entrée et sortie du bassin

La liste des substances détectées et quantifiées est présentée dans le Tableau 4 ci-après.

La totalité des métaux a été détectée et quantifiée lors des 7 campagnes de mesures, en entrée comme en sortie du bassin.

Concernant les HAPs, seul le Dibenzo(a,h)anthracène n'a jamais été détecté sur 6 campagnes de mesures.

Les deux Alkylphénols étudiés (4-Tert-Octylphenol et 4-Nonylphenol) ont toujours été quantifiés sur 5 campagnes de mesures.

Concernant les pesticides, 8 pesticides sur 45 ont régulièrement été quantifiés. Le Chlorfenvinphos a été détecté mais jamais quantifié et quelques substances ont été quantifiées une seule fois.

En ce qui concerne les PBDE, tous ont été détectés à l'exception de des PBDEs 153, 154 et 205.

Tableau 4. Substances détectées et quantifiées dans les RUTP en entrée et/ou en sortie du bassin de retenue-décantation

Substances quantifiées au moins une fois		Substances jamais détectées	
Nickel	Acénaphthylène	2_4, MCPA	Irgarol 1051
Plomb	Acénaphène	glyphosate	terbutryne
Cuivre	Fluorène	AMPA	Dibenzo(a,h)anthracène
Zinc	Phénanthrène	glyphosate ammonium	Alachlore
Cadmium	Anthracène	BDE47	Endosulfan alpha
Arsenic	Fluoranthène	BDE99	Endosulfan beta
Cobalt	Pyrène	BDE100	trifluarine
Chrome	Benzo(a)anthracène	BDE183	op DDT
Molybdène	Chrysène	BDE209	pp DDT
Platine	Benzo(b)fluoranthène	Substances détectées au moins une fois mais non quantifiées	dieldrine
Strontium	Benzo(k)fluoranthène		endrène
Titane	benzo(a)pyrène	Chlorfenvinphos	isodrine
Vanadium	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	alpha hexa	beta hexa
Aluminium	Benzo(g,h,i)pérylène	BDE28	gama hexa
Fer	4-tert-octylphenol	Substances jamais détectées	delta hexa
Manganèse	4-nonylphenol		pendimethalin
Phosphore	Atrazine	epoxiconazole	métaldéhyde
Sodium	diuron	tebuconazole	Folpel
Potassium	isoproturon	fenpropidine	mecoprop
Magnésium	aldrine	chlorothalonil	2_4_D
Calcium	simazine	metazachlor	trichlopyr
Baryum	chlorpyrifos	diflufenicanil	isothiazolinone
Naphtalène	DDD pp	deltamethrine	BDE153
		acetochlore	BDE154
		s-metolachlore	BDE205

Les annexes 3 et 4 présentent les résultats détaillés pour chaque campagne de mesures.

### 2.2.2 Efficacité massique évènementielle $EM_i$

L'efficacité évènementielle massique  $E_{Mi}$  a été évaluée pour chaque famille de composés.

Une représentation par boîte à moustaches a été utilisée pour représenter les efficacités  $E_{Mi}$  lorsque le nombre de campagnes de mesures  $n$  est supérieur à 3.

#### ▪ Métaux

L'efficacité évènementielle massique du bassin vis-à-vis du Nickel, Plomb, Cuivre et Zinc (Figure 8 (a)) indique des valeurs médianes comprises entre 60 et 74 % ( $n=7$ ) ce qui est cohérent avec les résultats de la littérature (Chebbo et Bachoc, 1992) (Hares et Ward., 1999). Les valeurs d'efficacité d'élimination du Cadmium (46% en valeur médiane et 51% en valeur moyenne) sont plus faibles mais cependant supérieures aux données de la littérature (US-EPA, 2008) indiquant des valeurs moyennes d'environ 34% d'après une étude menée sur 25 bassins de rétention. Une variabilité inter-évènementielle est notée quel que soit le métal étudié.

Concernant les 17 autres métaux (Figure 8 (b)) analysés sur 4 campagnes (dans le cadre du projet INOGEV), les valeurs médianes sont généralement supérieures à 50% pour la plupart des composés sauf pour le Vanadium, Strontium, Calcium, Potassium et Sodium dont les valeurs médianes sont respectivement égales à 46%, 41%, 41%, 31% et 23%.

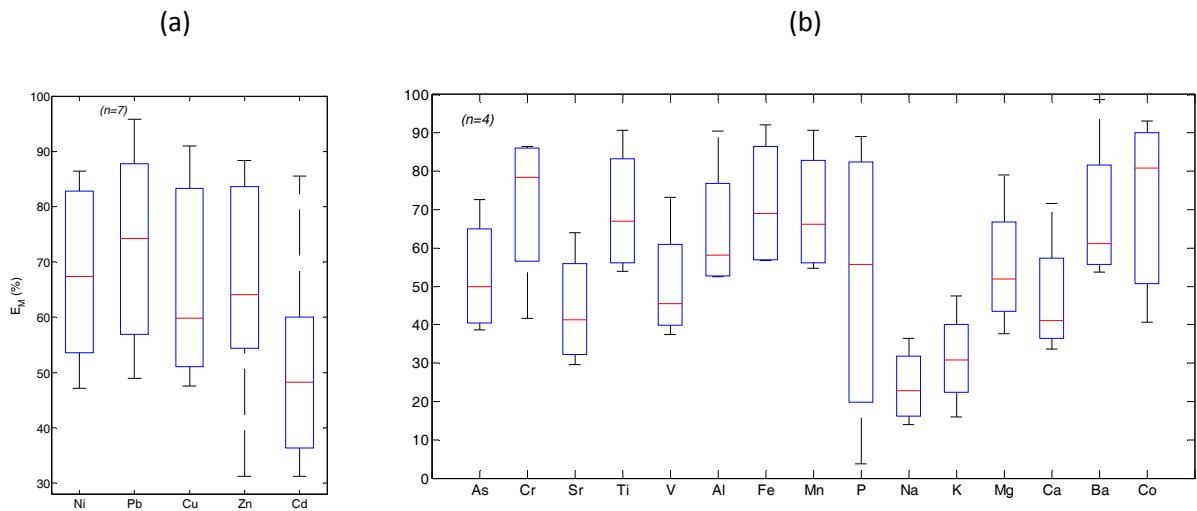


Figure 8. Efficacité massique évènementielle (a) 5 métaux lourds (b) 15 métaux



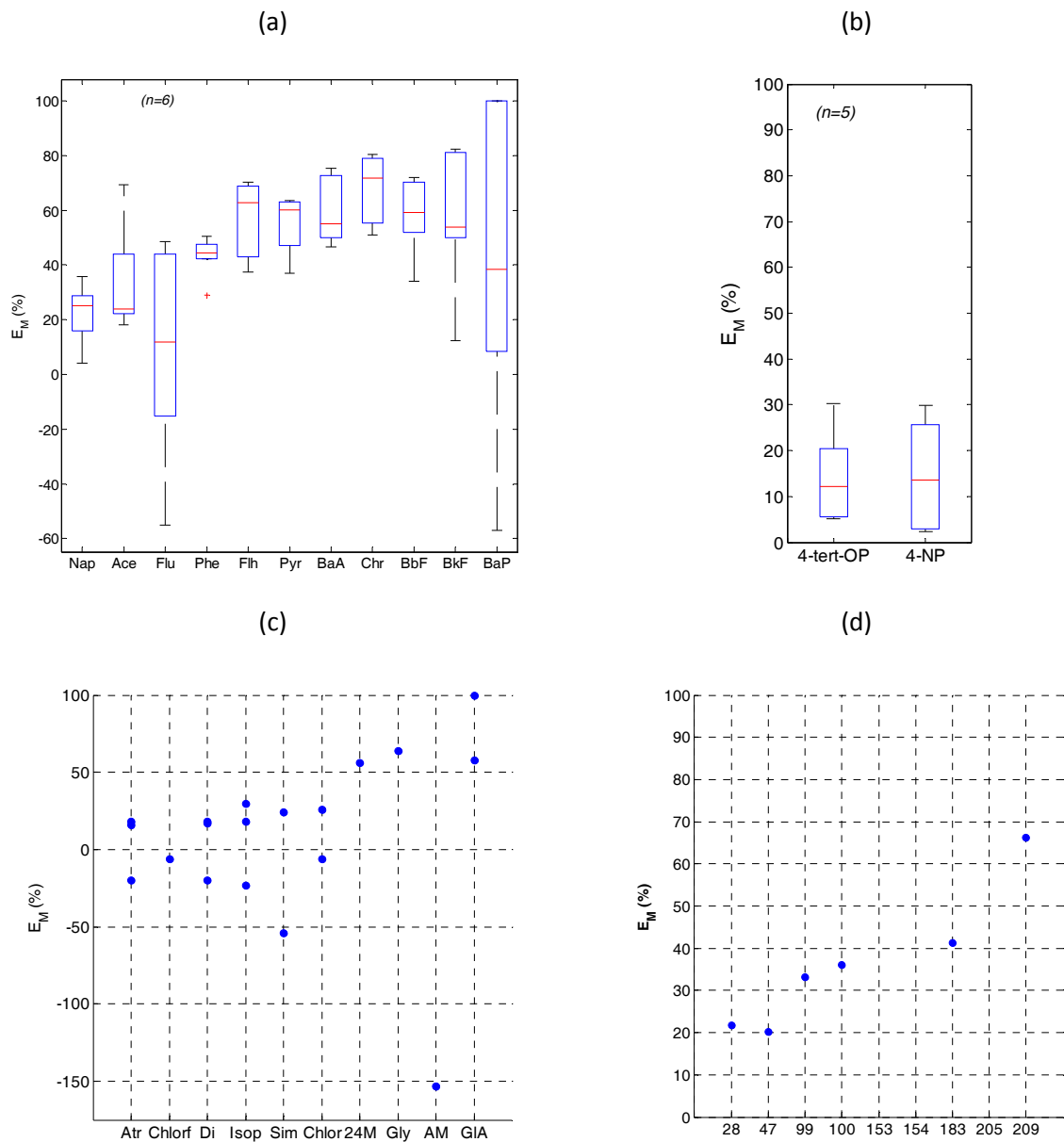


Figure 9. Efficacité massique évènementielle (a) HAPs (b) Alkylphénols (c) Pesticides et (d) PBDEs

▪ HAPs

Pour les HAPs (Figure 9 (a)), analysés sur 6 campagnes, les efficacités massiques évènementielles semblent augmenter avec le nombre de cycles aromatiques. En effet, le Benzo(k)fluoranthène (5 cycles) et mieux piégé que l'Acénaphthène (3 cycles) avec des valeurs médianes respectives de 54% et 24%. Ceci est également cohérent avec les données bibliographiques ((Pitt et al, 1999) (Hwang et al., 2006)). Une fois de plus, la variabilité inter-évènementielle est assez importante pour certaines substances comme le Benzo(a)pyrène, Fluoranthène et Anthracène (non présentée ici). Les valeurs d'efficacité concernant le Naphtalène (2 cycles) varient entre 4% et 36%, ce résultat pouvant être comparée aux valeurs de la bibliographie ayant conclu que ce composé n'était pas piégé (Moy *et al.*, 2002).

- Pesticides

D'après les résultats obtenus pour les pesticides (Figure 9 (c)), il semblerait que le bassin de retenue-décantation ne piège pas ces composés organiques. Des valeurs d'efficacité négatives ont été calculées et elles indiquent donc que la masse de polluant en sortie est parfois plus importante qu'en entrée. Ceci peut s'expliquer par la remise en suspension des polluants due à l'accumulation de sédiments depuis 6 ans. Une exception peut être faite pour le Glyphosate et Glyphosate ammonium qui présentent des valeurs médianes supérieures à 50% tandis que l'AMPA, qui est un produit de dégradation du Glyphosate est relargué ( $E_M = -150\%$ ). Ces résultats doivent être confirmés mais une étude antécédente a montré des efficacités variables pour le Glyphosate dans deux bassins de rétention autoroutiers (entre 0 et 60%) (Scholes *et al.*, 2005).

- Alkylphénols

Enfin, les Alkylphénols ont été étudiés sur 5 campagnes. Les efficacités varient entre 2 et 24% avec des valeurs médianes de 14% pour le 4-Nonylphénol et de 12% pour le 4-Tert-Octylphénol (Figure 9 (b)). Le bassin de retenue-décantation ne semblerait donc pas retenir ces polluants, mais des campagnes complémentaires sont nécessaires.

- PBDE

Les résultats sont à prendre avec précautions car ils ne concernent qu'une seule campagne. On constate que les deux composés les plus lourds (BDE183 et BDE209) sont les mieux retenus (efficacité supérieure à 60% pour le PBDE209 qui est le plus répandu dans l'environnement (La Guardia, 2006)).

### 2.2.3 Distribution particulière et dissoute

L'étude distincte des phases dissoute et particulière des micropolluants permet non seulement d'étudier les formes prises par les polluants, d'estimer leur capacité à décanter et être retenus dans le bassin de retenue-décantation mais également d'être intégrés dans des modèles de simulation de l'hydrodynamique de ces bassins.

La distribution particulière des métaux en entrée et en sortie explique ainsi les efficacités événementielles observées. Par exemple, le Cuivre ( $E_{Mi}$  moyenne sur 6 campagnes d'environ 75%) est en moyenne à 86% sous forme particulière en entrée du bassin et 64% en sortie.

Concernant les HAPs, les distributions particulières du Naphtalène en entrée et sortie sont de l'ordre de 14% d'où une phase dissoute majoritaire ce qui pourrait expliquer le faible abattement massique (environ 25%) alors que pour les plus particulières comme le Chrysène (à 98% sous forme particulière) les efficacités sont en moyenne de 66%.

Le Glyphosate, Glyphosate ammonium et l'AMPA sont fortement particulières alors que le reste des pesticides étudiés sont majoritairement sous forme dissoute ce qui peut expliquer l'absence de rétention de ces substances. On peut remarquer que le Glyphosate sur la campagne menée est retenu ( $E_{Mi} = 64\%$ ) alors que son produit de dégradation semble largement être relargué (environ -150%). Il faudra donc s'interroger sur le comportement du Glyphosate qui pourrait très bien après avoir été piégé être relargué sous la forme d'AMPA. Le Diuron est sous forme particulière à 10% en entrée du bassin et 17% en sortie. Ces premiers résultats moyennés sur 3 campagnes devront bien entendu être complétés par de nouvelles campagnes.

Pour le PBDE209 le plus répandu et le mieux retenu ( $E_M > 60 \%$ ), la fraction particulaire est en moyenne de 45 %.

En revanche, bien que les Alkylphénols soient faiblement retenus ( $E_M$  moyenne de l'ordre de 15%), les distributions particulières moyennes en entrée et en sortie ne sont pas faibles (respectivement de 45% pour le 4-Tert-Octylphenol et 61% pour le 4-Nonylphenol).

Le caractère fortement particulaire n'explique donc pas à lui seul le comportement de certains polluants au passage dans le bassin de retenue. Nous examinerons dans de futures recherches les facteurs qui pourraient les expliquer.

#### 2.2.4 Quels polluants sont présents dans les sédiments accumulés du bassin ?

##### ▪ Polluants détectés et quantifiés

L'ensemble des métaux a été quantifié sur les deux points et au cours de toutes les campagnes.

Le Dibenzo(a,h)anthracène n'a pas été détecté et les deux Alkylphénols ont toujours été quantifiés (comme dans les RUTP).

7 pesticides ont été quantifiés au moins une fois alors que 11 substances ont été quantifiées dans les RUTP.

Cette différence peut s'expliquer par la composition majoritairement dissoute de ces composés, qui ne sont donc pas piégés dans les sédiments accumulés (voir valeurs d'efficacité). Cependant, certains pesticides comme le Tebuconazole ou le Diflufenicanil ont été retrouvés dans les sédiments mais absents dans les RUTP. Le Diflufenicanil est un herbicide persistant dans les sols (EC, 2006). De même, le Tebuconazole est un fongicide, peu mobile dans les sols (Ineris, 2012). Une application ponctuelle pourrait expliquer leur présence dans les sédiments accumulés et non dans les RUTP.

Tous les PBDEs recherchés ont été quantifiés au moins une fois excepté le BDE205 qui n'a jamais été détecté et le BDE28 qui a été détecté mais non quantifié.

Substances quantifiées au moins une fois		Substances jamais détectées	
Nickel	BDE99	diuron	beta hexa
Plomb	BDE100	isoproturon	gama hexa
Cuivre	BDE153	aldrine	delta hexa
Zinc	BDE154	glyphosate	DDD pp
Cadmium	BDE183	carbendazim	DDE pp
Arsenic	BDE209	tebuconazole	métaldéhyde
Cobalt	Substances jamais détectées	diflufenicanil	Folpel
Chrome	Acénaphthylène	Dibenzo(a,h)anthracène	2,4 D
Molybdène	Acénaphthène	Alachlore	trichlopyr
Platine	Fluorène	Atrazine	isothiazolinone
Strontium	Phénanthrène	Chlorfenvinphos	Irgarol 1051
Titane	Anthracène	simazine	terbutryne
Vanadium	Fluoranthène	Endosulfan alpha	acetochlore
Aluminium	Pyrène	Endosulfan beta	s-metolachlore
Fer	Benzo(a)anthracène	Hexachlorobenzene	pendimethalin
Phosphore	Chrysène	hexachlorobutadiene	epoxiconazole
Sodium	Benzo(b)fluoranthène	1,2,4-trichlorobenzene	fenpropidine
Potassium	Benzo(k)fluoranthène	trifluarine	chlorothalonil
Magnésium	benzo(a)pyrène	op DDT	metazachlor
Calcium	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	pp DDT	deltamethrine
Baryum	Benzo(g,h,i)pérylène	dieldrine	BDE205
Naphtalène	4-tert-octylphenol	endrine	Substances détectées au moins une fois mais non quantifiées
Manganese	4-nonylphenol	isodrine	
BDE47		alpha hexa	chlorpyrifos
			BDE28

Tableau 5. Substances détectées et quantifiées dans les sédiments accumulés du bassin de retenue-décantation

- Résultats en termes de concentrations

Les résultats détaillés sont présentés en annexes 5 et 6.

### Métaux

Les teneurs en métaux lourds dans les sédiments sont élevées (presque toujours supérieures aux valeurs d'intervention néerlandaises sur sols pollués pour le Cuivre et le Zinc) et toujours supérieures aux valeurs cibles (NMHSPE, 2000). Cependant, les valeurs sont du même ordre que les données de la littérature (Cf. Tableau 6).

Tableau 6. Métaux lourds – distribution des teneurs et comparaison avec les données de la littérature (mg/kg MS)

	Point 2	NMHSPE, 2000	Marsalek & Marsalek, 1997	Scholes et al., 1998	Färm, 2001	Petavy et al., 2009
Cd	2.5-5.5	12		8.7-9.6	0.85	0.6-2.6
Cu	174-269	190	20-80	12-178	78	161-281
Ni	45-75	210		147-187	53	31-107
Pb	97-245	530	39-149	350-332	45	102-357
Zn	927-1,704	720	112-406	675-830	269	411-1,949

La distribution chimique a été évaluée sur les points 1 et 2. Une variabilité dans la distribution verticale a été mise en avant sur le point 1, analysé sur trois couches. Les teneurs les plus élevées ont été observées en surface pour le Nickel et le Zinc, sur la couche intermédiaire pour le Cuivre et sur le fond pour le Cadmium et Plomb. Contrairement à une étude précédente menée sur un bassin de retenue-décantation sec, les teneurs en métaux ne diminuent pas avec la profondeur, exceptée pour le Zinc (Guo, 1997).

### HAPs

Les teneurs en HAPs dans les sédiments accumulés ont été comparées aux données disponibles dans la littérature et une variation des teneurs d'un site à un autre a été observée (voir par exemple Durand *et al.*, 2004). Les valeurs cibles néerlandaises (1000 µg/kg MS) ont été dépassées sur la somme de 10 HAPs (Anthracene, Benzo(a)anthracene, Benzo(b)Fluoranthene, Benzo(g,h,i)perylene, Benzo(k)Fluoranthene, Chrysene, Fluoranthene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene, Naphtalene, Phenanthrene) alors que la valeur d'intervention fixée à 40 000 µg/kg MS n'a jamais été atteinte (NMHSPE, 2000).

La contamination des HAPs ne semble pas varier avec la profondeur.

### Pesticides

Les teneurs en pesticides sont également variables d'un site à un autre même si peu de résultats bibliographiques sont disponibles. Par exemple, le Diuron a été retrouvé dans un bassin d'infiltration à une teneur égale à 200 µg/kg MS (Datry *et al.*, 2003) et dans des boues issues de 15 stations d'épuration à une teneur moyenne de 10 µg/kg MS (Choubert *et al.*, 2011). Les résultats obtenus

dans notre étude s'échelonnent d'une teneur en Diuron non quantifiée à une teneur égale à 320 µg/kg MS, ce qui est élevé.

Sur le point 1, une variabilité inter-substances a été remarquée. La teneur la plus élevée en Diuron est identifiée sur la couche supérieure échantillonnée tandis que les teneurs en Glyphosate sont du même ordre de grandeur entre les trois couches.

### Alkylphénols

Enfin, les teneurs en Alkylphénols relevées sont importantes si on les compare avec les données disponibles de la littérature sur les sédiments marins ou d'eau douce (voir par exemple Micic & Hofmann, 2009). Les recommandations canadiennes sur la qualité des sédiments indiquent des teneurs en 4-Nonylphénols de 1400 µg/kg MS et 1000 µg/kg MS respectivement pour les sédiments d'eau douce et les sédiments marins (CCME, 2012). Les valeurs sur les sédiments du bassin de retenue dépassent presque systématiquement et de beaucoup ces valeurs de plus du double.

La contamination en Alkylphénols sur les 3 couches échantillonnées au point 1 ne semble pas varier avec la profondeur ; le fond semblant tout aussi pollué que la surface.

### PBDE

Les teneurs en PBDEs aux deux points mesurés sont variables en fonction des composés étudiés. Par exemple, le BDE154 est retrouvé à une teneur de l'ordre de 2.8 µg/kg MS au point 2, le BDE99 de l'ordre de 32.5 µg/kg MS et le BDE209 d'environ 536 µg/kg MS. Peu de données sont disponibles dans la littérature et concernent principalement les sédiments de lacs avec des teneurs inférieures aux valeurs retrouvées sur le bassin Django Rheinardt. Les teneurs présentées dans la synthèse bibliographique de (Ayrault *et al.*, 2009) sont inférieures à 258 µg/kg MS pour la somme des 9 PBDEs et inférieures à 250 µg/kg MS pour le BDE209 seul.

Les teneurs retrouvées dans le bassin de retenue-décantation étudié sont du même ordre de grandeur que sur le bassin de la Seine. Par exemple la somme des 8 PBDEs (hors BDE209) est comprise entre 25 et 67 µg/kg MS sur le bassin de retenue-décantation de Django Reinhardt et entre 4 et 53 µg/kg MS sur le bassin versant de la Seine.

L'étude des trois couches du point 1 ne permet pas de conclure quant à une possible stratification des teneurs en PBDEs.

## **2.3 Conclusion en termes d'efficacité vis-à-vis de la pollution chimique**

Les premiers résultats en termes d'efficacité évènementielles confirment les bonnes performances des bassins en termes d'abattement des masses de métaux lourds qui sont fortement sous forme particulaire. Un bon abattement est observé pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qui présentent un nombre de cycles important et de masses molaires les plus élevées et qui sont, pour ceux-là, également majoritairement sous forme particulaire.

Les pesticides préférentiellement en phase dissoute ne sont pas retenus hormis le glyphosate sur une campagne qui présente un très bon abattement (64 %). Cependant on a pu remarquer que son produit de dégradation semblait, quant à lui, avoir été largement relargué (environ -150%). Il faudra donc s'interroger sur le comportement du Glyphosate qui pourrait très bien, après avoir été piégé, être relargué sous la forme d'AMPA.

Les premiers résultats sur les polybromodiphényléthers (PBDE) (utilisés comme retardateur de flamme) indiquent une efficacité supérieure à 60% pour le PBDE209, le plus répandu dans l'environnement mais une efficacité moindre pour les autres.

Le caractère fortement particulaire semble donc un facteur important, mais il n'explique toutefois pas à lui seul le comportement de certains polluants au passage dans le bassin de retenue. Par exemple, les Alkylphénols utilisés comme additifs ou stabilisateurs de matières plastiques ou caoutchouc sont faiblement retenus alors que les distributions particulaires moyennes en entrée et en sortie ne sont pas spécialement faibles (respectivement de 45% pour le 4-Tert-Octylphenol et 61% pour le 4-Nonylphenol).

C'est pourquoi le recours à une modélisation des différentes cinétiques des substances associée à l'hydrodynamique sera nécessaire et devrait être prochainement testée en collaboration avec l'équipe danoise du Department of Environmental Engineering (DTU Environment).

Par ailleurs, la recherche met en évidence des teneurs élevées en métaux lourds dans les sédiments (presque toujours supérieures aux valeurs d'intervention néerlandaises sur sols pollués, et ce notamment pour le Cuivre et le Zinc (NMHSPE, 2000). Les concentrations sont toujours supérieures aux valeurs cibles pour les autres (NMHSPE, 2000).

Pour les HAPs, les teneurs sur la somme de 10 HAPs (Anthracene, Benzo(a)anthracene, Benzo(b)Fluoranthene, Benzo(g,h,i)perylene, Benzo(k)Fluoranthene, Chrysene, Fluoranthene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene, Naphtalene, Phenanthrene) ont toujours dépassé les valeurs cibles néerlandaises (1000 µg/kg MS) mais n'ont pas atteint la valeur d'intervention fixée à 40 000 µg/kg MS (NMHSPE, 2000).

Pour les pesticides, les résultats obtenus dans notre étude s'échelonnent d'une teneur en Diuron non quantifiée à une teneur égale à 320 µg/kg MS, ce qui est élevé. A titre de comparaison, le Diuron a été retrouvé dans un bassin d'infiltration à une teneur égale à 200 µg/kg MS (Datry *et al.*, 2003) et dans des boues issues de 15 stations d'épuration à une teneur moyenne de 10 µg/kg MS (Choubert *et al.*, 2011).

Enfin, les teneurs en Alkylphénols relevées sont importantes si on les compare aux données disponibles de la littérature sur les sédiments marins ou d'eau douce (voir par exemple Micic & Hofmann, 2009). Les recommandations canadiennes sur la qualité des sédiments indiquent des teneurs en 4-Nonylphénols de 1400 µg/kg MS et 1000 µg/kg MS respectivement pour les sédiments d'eau douce et les sédiments marins (CCME, 2012). Les valeurs sur les sédiments du bassin de retenue dépassent presque systématiquement et de beaucoup ces valeurs de plus du double.

Globalement les sédiments des bassins de retenue sont très pollués. La contamination ne semble pas varier avec la profondeur si l'on considère les incertitudes d'échantillonnage et d'analyses des polluants. En tout cas, les tendances ne sont pas suffisamment marquées pour s'en servir en pratique. Il sera donc inutile de scinder les échantillons selon ce critère et échantillonner sur toute la profondeur de sédiments (de quelques centimètres à quelques dizaines de centimètres).

Les variations entre nos deux points de prélèvement sont peu importantes mais les points sont situés dans des zones qui ne sont pas très éloignées et qui sont assez similaires en termes d'apports et de dépôts.

Au cours du temps et en 1 an, les concentrations en polluants peuvent varier notamment pour les pesticides en raison de leur période d'application et de leur mode de dégradation. Cette variabilité est aussi présente pour certains HAPs. Les concentrations en métaux restent assez stables sur la période.

Sur un plan opérationnel, on peut dire que les bassins de retenue sont des ouvrages utiles pour piéger une bonne part des polluants (Métaux, HAPs lourds qui sont aussi les plus dangereux, et le PBDE le plus répandu). Cependant pour les pesticides, les alkylphénols et certains PBDEs par exemple, les bassins de retenue/décantation ne sont pas très efficaces. Il paraît alors de bonnes pratiques, plutôt que chercher à les traiter, de chercher à limiter leur utilisation.

Les sédiments piégés sont chargés en polluants (ce que l'on constate effectivement pour les métaux, HAPs, en certains pesticides notamment le Diuron et les Alkylphénols).

A l'échelle d'une année les concentrations peuvent varier en fonction des dates de prélèvements. On ne constate pas d'enrichissement au cours d'une année, pas même en métaux, mais des disparités d'une période à l'autre et sans surprise se présentent notamment pour les pesticides.

Pour une campagne de prélèvement donnée, les échantillons ne présentent pas d'hétérogénéité exploitable selon la profondeur. Il sera donc inutile de scinder les échantillons selon ce critère et échantillonner sur toute la profondeur de sédiments (de quelques centimètres à quelques dizaines de centimètres). Les points de prélèvements choisis étant proches et assez similaires en termes de dépôts, on ne constate pas de variations fortes d'un point à l'autre.

### 3 Mesure de l'écotoxicité des eaux en entrée et en sortie de bassin, des sédiments accumulés et de leurs eaux interstitielles



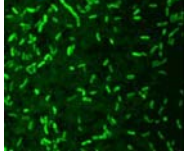
#### 3.1 Méthodologie

##### 3.1.1 Bio-essais réalisés

Les outils classiques utilisés pour la caractérisation de l'écotoxicologie des sols sont peu adaptés aux sédiments, et en général pas suffisamment sensibles pour caractériser l'écotoxicité des sédiments issus des bassins de rétention/infiltration des eaux pluviales (Moura *et al.*, 2007). Il en est de même pour les eaux. Suite à des travaux préliminaires effectués dans le cadre de l'OTHU (Angerville, 2009) et de l'action DO-TOX (programme 2009 au titre de l'accord cadre de l'agence de l'eau), une batterie de tests adaptée a été proposée et testée dans le cadre du projet BR-TOX.

Des travaux précédents sur des effluents pluviaux unitaires avaient permis d'étudier les effets toxiques des sédiments issus des rejets urbains par temps de pluie (Angerville, 2009). Ces études ont servi de support pour la sélection de trois bioessais principaux utilisés dans le cadre de cette recherche. Le Tableau 7 présente le récapitulatif des bioessais réalisés.

Tableau 7. Synthèse des bioessais mis en œuvre pour la caractérisation écotoxicologique des échantillons prélevés dans le bassin de rétention Django Reinhardt.

Organisme	Type d'exposition	Critère d'effet et durée d'exposition	Norme	Type d'échantillon
<i>Heterocypris incongruens</i> (Ostracodes) 	Chronique	Mortalité et croissance des organismes tests (6 j)	ISO 14371 (2012).	Sédiment brut
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Rotifères) 	Chronique	Reproduction (48 h)	ISO 20666 (2008).	Eau interstitielle
<i>Vibrio Fischeri</i> (Bactérie) 	Aiguë	Luminescence (15 et 30 min)	NF EN ISO 11348-1 (2009).	Sédiment brut & eau interstitielle

Les essais de toxicité aiguë sont des essais à court terme, au cours desquels les effets doivent se révéler sur une courte durée (de quelques heures à quelques jours en fonction du cycle de vie de l'animal) après administration d'une dose unique de substance. Si aucun effet n'est observé, la substance n'a pas de toxicité aiguë, dans les conditions de l'essai ; ce qui ne veut pas dire pour autant



que cette substance ne présente pas de toxicité chronique. Ces essais permettent d'établir une relation entre la concentration d'exposition et l'intensité de l'effet. Les résultats sont généralement exprimés par une CE50 ou CE20 (Concentration Efficace) qui est la concentration pour laquelle les effets sont observés pour 50 % ou 20 % des individus testés. Par exemple la survie, la létalité ou l'inhibition de la mobilité (AERMC, 2002 ; Triffault-Bouchet, 2004 ; Angerville, 2010).

La toxicité chronique est testée à moyen ou à long terme vis-à-vis de l'organisme testé. Le temps d'exposition correspond en moyenne, à 10 % de la vie de l'organisme et doit intégrer plusieurs stades de son cycle de vie. Suite à cette période d'exposition, si aucun effet n'est observé alors la substance ne présente pas de toxicité chronique vis-à-vis de l'organisme testé. Les essais à moyen et long terme permettent de déterminer une concentration expérimentale (NOEC : No Observed Effect Concentration) en dessous de laquelle aucun effet toxique n'est observé sur l'espèce étudiée dans les conditions de l'essai (AERMC, 2002 ; Triffault-Bouchet, 2004 ; Angerville, 2010).

### 3.1.2 Préparation préliminaire des échantillons d'eau et de sédiments et principe d'exploitation

Pour ce qui concerne les analyses sur les rejets par temps pluie à l'entrée et à la sortie du bassin de retenue-décantation, l'effluent analysé est le résultat d'un échantillon proportionnel au volume écoulé lors d'une pluie. Les prélèvements sont réalisés lors d'événements pluvieux à l'entrée et à la sortie du bassin de retenue-décantation selon les modalités présentée préalablement (Cf. 2.1.1).

Pour ce qui est des analyses sur les sédiments, les échantillons prélevés selon les modalités données au paragraphe 2.1.2 ont été analysés sur phase solide et sur phase aqueuse :

- la phase solide constitue le sédiment « brut » prélevé après homogénéisation,
- la phase aqueuse a été extraite du sédiment brut à partir de deux méthodologies :
  - eau interstitielle : extraite du sédiment « brut » après centrifugation pendant 40 min à 9 000/min.
  - lixiviat : préparation d'une proportion de masse sèche 1/10, puis filtrée.

#### Pour l'analyse de résultats :

Les effets biologiques ont été évalués à partir de l'inhibition de la croissance (de la population ou taille de l'organisme). L'inhibition représente le ralentissement de la croissance comparé au témoin. Les effets biologiques peuvent être l'inhibition de la croissance, la stimulation de la croissance ou absence d'effet. L'évaluation des effets écotoxicologiques est présentée au Tableau 8. Pour les organismes Ostracodes, les effets biologiques significatifs ont été évalués à partir de la Norme ISO 17616 :2008. Celle-ci a été adaptée au test chronique (Cf. Tableau 8).

Pour les organismes : *Brachionus calcyflorus* et *Vibrio fischeri*. L'analyse des résultats a également considéré la norme ISO 17616 :2008 (Cf. Tableau 8), afin d'évaluer les effets toxiques significatifs des rejets urbains par temps pluie et des sédiments accumulés sur les bassins de rétention des eaux pluviales.

Tableau 8. Évaluation des effets écotoxicologiques.

Organisme	Critère d'effet	Effet biologique	Critère
<i>Heterocypris incongruens</i> (adapté à la norme)	Mortalité et croissance des organismes tests	> 30% inhibition significative de la croissance de taille de l'organisme	Norme ISO 17616 :2008 (adaptée au test)
		< 30% pas d'effet significatif	
		< -30% stimulation de la croissance de taille de l'organisme	
		Mortalité > 20%	
<i>Brachionus calcyflorus</i>	Reproduction	> 30% inhibition significative de la reproduction	Norme ISO 17616 :2008
		< 30% pas d'effet significatif	
		< -30% stimulation de la reproduction	
		Mortalité > 20%	
<i>Vibrio fischeri</i>	Luminescence	> 20% inhibition significative de la luminescence	
		< 20% pas d'effet significatif	
		< -20% stimulation de la luminescence	

## 3.2 Résultats

### 3.2.1 Bilan de l'écotoxicité sur les eaux en entrée et sortie du bassin

Les tests chroniques Ostracodes et Rotifères ont été réalisés, afin d'identifier les effets biologiques des rejets urbains par temps pluie à l'entrée et à la sortie du bassin de rétention d'eaux pluviales.

- Test de toxicité chronique Ostracodes (*Heterocypris incongruens*)

La Figure 10 présente la mortalité des organismes après 6 jours de test, la Figure 11 les tailles des organismes mesurées après les tests.

Le Tableau 9 et la Figure 12 permettent de mettre en évidence :

- Les effets irréguliers d'une campagne à l'autre,

En général, on remarque l'absence d'effet toxique en sortie du bassin, voire une stimulation de la croissance, sauf pour la campagne 19/10/2011 où l'inhibition de la croissance est proche de 20%. Pour cette campagne, la durée de temps sec est la plus élevée (Cf. Tableau 10).

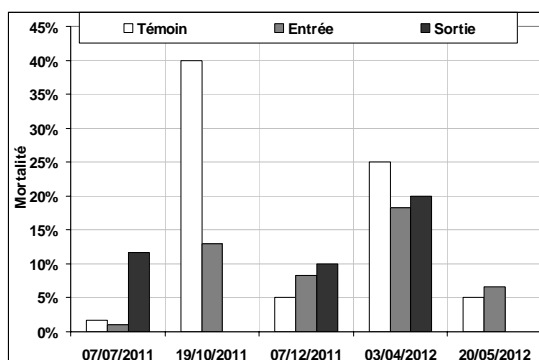


Figure 10. Mortalité des organismes après 6 jours de test.

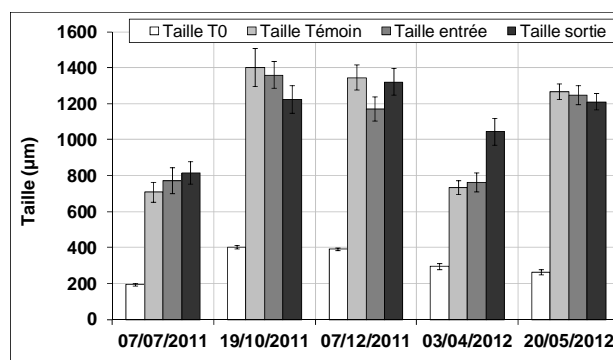


Figure 11. Taille moyenne des organismes avec leur écart type.

Inhibition significative	pas d'effet significatif	Stimulation significative
--------------------------	--------------------------	---------------------------

Taux d'inhibition		
Date	Entrée	Sortie
07/07/2011	-12%	-21%
19/10/2011	4%	18%
07/12/2011	13%	2%
03/04/2012	-7%	-69%
20/05/2012	2%	6%

Tableau 9. Effets écotoxique à l'entrée et la sortie du bassin de rétention évalués à partir de 5 événements pluvieux.

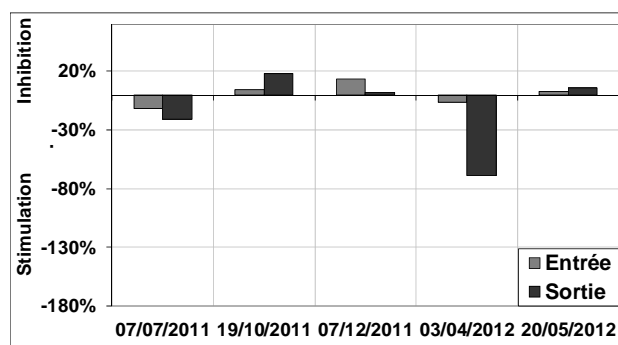


Figure 12. Bilan entrée sortie des effets écotoxiques des rejets urbains par temps pluies (RUTP) sur le bassin de rétention.

Tableau 10. Caractéristiques des événements pluvieux.

	Durée de la pluie	Hauteur totale	Durée de temps sec	Intensité moyenne	Intensité Moy-Max. (en 5 min)
	<i>h</i>	<i>mm</i>	<i>jours</i>	<i>mm/h</i>	<i>mm/h</i>
07/07/2011	4.4	15.4	1.2	3.5	68.5
19/10/2011	6.1	9.6	9.1	1.6	7.6
07/12/2011	30.3	5.3	0.5	0.2	2.2
03/04/2012	17.6	16.5	0.9	0.9	6.4
20/05/2012	25.0	25.7	0.9	1.0	26.2

▪ Test de toxicité chronique Rotifères (*Brachionus Calicyflorus*)

Le Tableau 11 et la Figure 13 présentent les effets biologiques à l'entrée et à la sortie du bassin de rétention. Les résultats ont montré :

- à l'entrée : une absence d'inhibition significative de la croissance de la population (ou reproduction de l'organisme). Cependant, pour la campagne du 20/05/2012, l'inhibition de la croissance est de 56% (> 30% ; norme ISO 17616 :2008)
- à la sortie : soit stimulation de la croissance de la population soit absence d'effet inhibiteur.

Taux d'inhibition		
	Entrée CH2	Sortie CH3
07/07/2011	18%	11%
19/10/2011	0%	-175%
07/12/2011	9%	0%
03/04/2012	-20%	-6%
20/05/2012	56%	24%

Tableau 11. Effets écotoxiques à l'entrée et la sortie du bassin de rétention (sans dilution (concentration 100%))

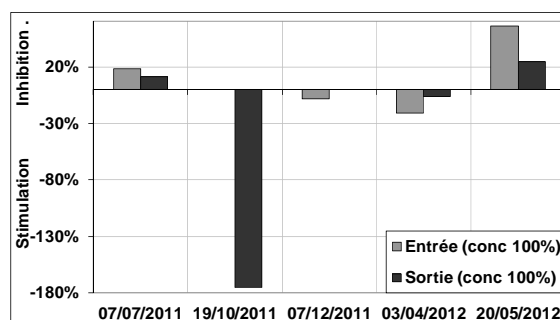


Figure 13. Bilan entrée sortie des effets écotoxiques des rejets urbains par temps pluies (RUTP) sur le bassin de rétention.

### 3.2.2 Résultats sur la toxicité des sédiments accumulés

Le bassin de rétention n'a pas été curé depuis 2006, en conséquence les sédiments issus de rejets urbains par temps pluie et par temps sec ont été accumulés à la surface de l'ouvrage pendant 6 ans. Afin d'évaluer les effets biologiques et dans l'objectif d'une éventuelle valorisation de ces sédiments, le test aiguë de *Microtox* et les tests chroniques *Ostracodes* et *Rotifères* ont été réalisés.

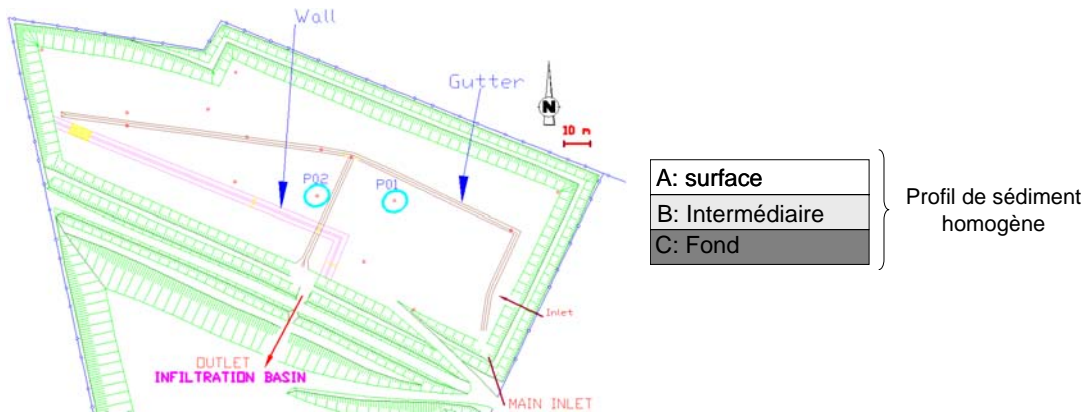


Figure 14. Localisation des points P01 et P02.  
P01 prélèvements sur 3 couches,  
P02 prélèvement sur toute la profondeur.

Figure 15. Profil des couches analysées  
sur le point P01.

▪ Test de toxicité chronique Ostracodes (*Heterocypris incongruens*) sur la phase solide

La Figure 16 et la Figure 17 présentent respectivement la mortalité des organismes et les tailles mesurées après les tests.

Le Tableau 12 et la Figure 18 permettent de mettre en évidence une toxicité significative des sédiments accumulés (pendant 6 ans) sur l'échantillon total homogénéisé (campagnes : janvier et juin 2011).

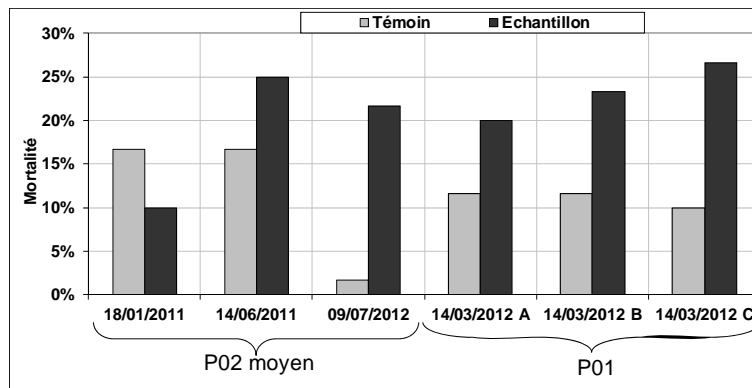


Figure 16. Mortalité des organismes Ostracodes après 6 jours de test.

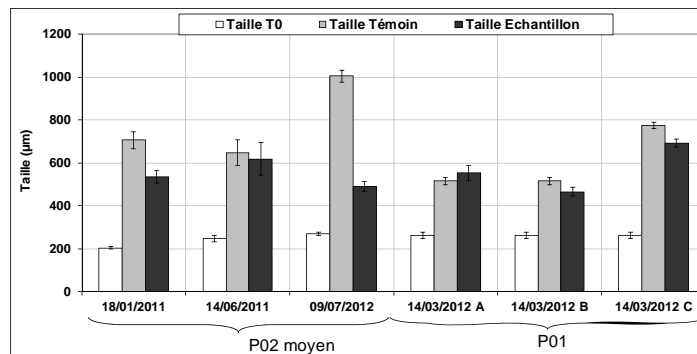


Figure 17. Taille moyenne des organismes Ostracodes avec leur écart type.

Quand on différencie les horizons (Cf. Figure 15), on observe une toxicité en profondeur et intermédiaire plus importante qu'en surface. La stimulation observée en surface peut être liée à l'apport alimentaire lié aux particules fines. Ces différences sont statistiquement significatives.

stimulation de la croissance	inhibition de la croissance	pas d'effet significatif
Date	Taux d'inhibition	
18/01/2011 (P02)	34%	
14/06/2011 (P02)	7%	
09/07/2012 (P02)	70%	
14/03/2012 A	-17%	
14/03/2012 B	19%	
14/03/2012 C	16%	

Tableau 12. Effets écotoxiques sur les sédiments accumulés entre 2006 et 2012.

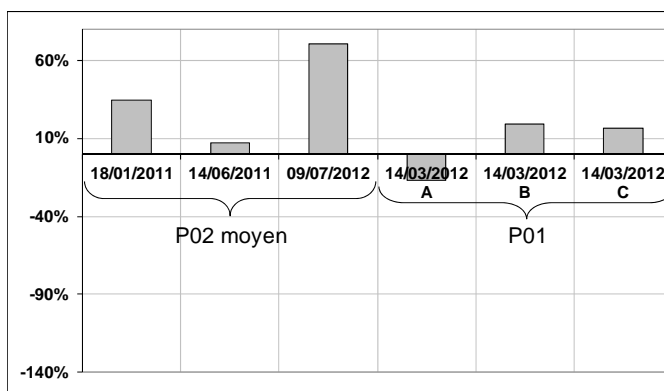


Figure 18. Effets d'inhibition ou stimulation de la croissance sur les sédiments accumulés.

▪ Test de toxicité chronique Rotifères (*Brachionus calicyflorus*) sur la phase liquide du sédiment

Le test *Brachionus calicyflorus* a été réalisé sur le lixiviat (1/10; filtré) des sédiments accumulés sur le point P01 (campagne du 14/03/2012). Le test a été aussi réalisé sur le point P02 (campagne du 09/07/2012) sur l'eau interstitielle (Cf. Figure 14 et Figure 15).

Le Tableau 13 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** et la Figure 19 mettent en évidence la diminution de la toxicité des éluats filtrés avec la profondeur (stimulation de la reproduction pour la couche du fond).

stimulation de la croissance	inhibition de la croissance	pas d'effet significatif
Date	CE20 %	Taux d'inhibition
14/03/2012 A	35	33%
14/03/2012 B	94	13%
14/03/2012 C	NT	-119%
09/07/2012	92	27%

Tableau 13. Effets écotoxiques sur les sédiments accumulés entre 2006 et 2012 sur le point P01. (sans dilution (concentration 100%))

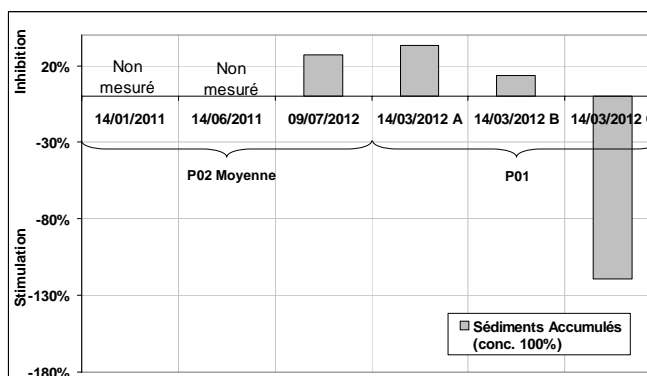


Figure 19. Effets d'inhibition ou stimulation de la croissance sur les sédiments accumulés.

- Test de toxicité aigue *Vibrio fischeri* sur les phases solide et liquide

Le test de toxicité aigue *Vibrio fischeri* (Microtox) a été réalisé lors de la campagne de prélèvement du 14/03/2012 et du 09/07/2012.

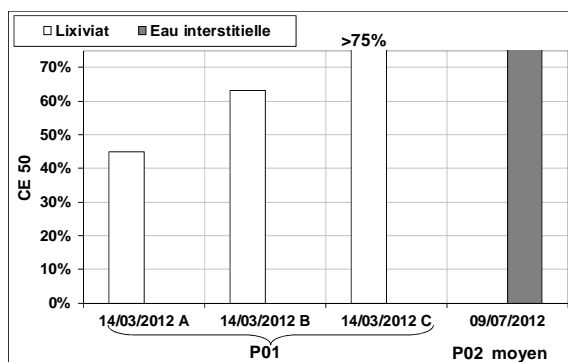


Figure 20. CE50 sur les sédiments accumulés en phase liquide (eau interstitielle et lixiviat)

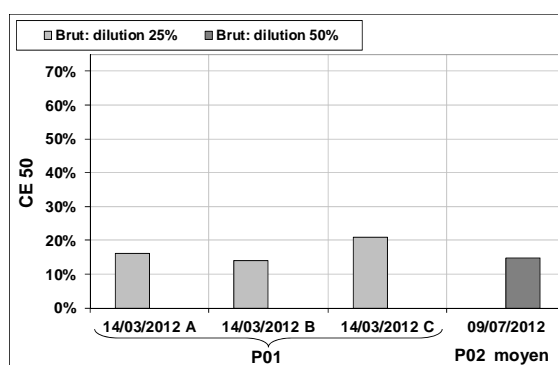


Figure 21. CE50 sur les sédiments accumulés en phase solide (sédiment brut)

Afin de comparer les taux de luminescences entre les phases solide et liquide. Les valeurs d'inhibition de la luminescence ont été mesurées pour les concentrations maximales par rapport à la phase étudiée.

Les sédiments bruts ont été dilués au préalable à 25% pour la campagne du 14/03/2012 et à 50% pour la campagne du 09/07/2012. Par conséquent, les concentrations maximales évaluées correspondent à 18.8% pour la campagne 14/03/2012 et 37.5% pour la campagne 09/07/2012.

La Figure 20 met en évidence une toxicité sensiblement identique sur les trois horizons vis-à-vis de *Vibrio fischeri*. L'éluât de l'horizon de surface est significativement toxique (CE50 = 16%) par rapport à la couche du fond.

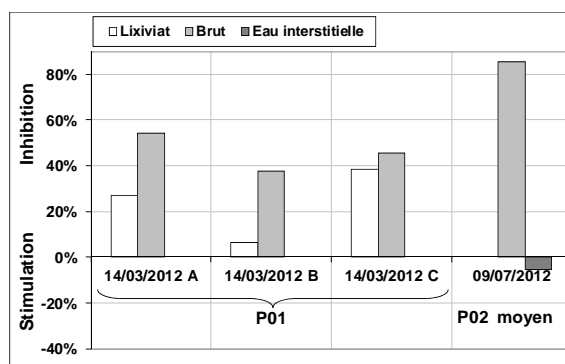


Figure 22. Effets d'inhibition ou stimulation de la luminescence sur les sédiments analysés en phase solide et liquide.

Les résultats laissent penser que les effets de toxicité sont plus importants sur la phase solide du sédiment que sur la phase liquide.

### 3.2.3 Comparaison des trois bassins de retenue-décantation d'eaux pluviales

Afin d'étudier les effets biologiques des sédiments issus des rejets urbains par temps de pluie, 3 autres bassins de rétention d'eaux pluviales de l'Est Lyonnais ont été étudiés. Leurs caractéristiques sont données au Tableau 1. (page 17). Cette étude permet :

- de valider la procédure d'écotoxicologie la plus pertinente afin de caractériser les sédiments issus de rejets urbains par temps pluie,
- de caractériser les sédiments dans le but de leur valorisation,
- d'identifier la méthodologie la plus adéquate afin d'étudier les sédiments issus de RUTP

Le Tableau 14 ci-dessous présente les résultats d'analyses chimiques réalisés sur les sédiments accumulés dans les bassins de rétention (ARTELIA, 2012). Le bassin Django Reinhardt est présenté dans le tableau. Les analyses chimiques sont celles réalisées dans le cadre de ce programme et font référence à celle présentée au paragraphe 1.

Tableau 14. Caractéristiques chimiques des sédiments accumulés dans les bassins de retenue décantation.

	Chemin de Feyzin (ARTELIA, 2012).	Grange Blanche (ARTELIA, 2012).	Zac de Pivolles (ARTELIA, 2012).	Django Reinhardt
Type bassin versant	Municipal & agricole	Municipal & agricole	Commercial	Industriel
Taux d'humidité (% massique)	43	47	50	25-60
COT (mg/kg)	110 000	130 000	110 000	-
COT sur l'éluat (mg/kg)	770	120	170	-
Σ: HCT C10-C40 (mg/kg-MS)	560	600	3600	685-3472
Σ: HAP (mg/kg MS)	2.4	3.3	3.4	0.52-3.55
Σ: PCB (mg/kg MS)	<.014	0.047	0.1	0.2-2
Σ: COHV (mg/kg MS)	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Σ: BTEX (mg/kg MS)	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
As (mg/kg MS)	13	11	6.6	8.8-11.2
Cd (mg/kg MS)	0.7	<0.4	0.5	1.9-8.3
Cr (mg/kg MS)	40	41	77	91-116
Cu (mg/kg MS)	130	150	160	174-349
Hg (mg/kg MS)	0.46	0.81	0.14	0.17-0.25
Pb (mg/kg MS)	88	85	93	97-323
Ni (mg/kg MS)	32	32	37	45-75
Zn (mg/kg MS)	640	650	870	927-1809

Σ: somme des concentrations pour chaque type de polluant.

(\*) Min-max de concentrations



▪ Test de toxicité chronique Ostracodes (*Heterocypris incongruens*) phase solide

Le Tableau 15, les Figures 23 à 25 permettent de mettre en évidence que :

- les effets d'écotoxicité sont plus importants sur le bassin de rétention Django Reinhardt. Celui-ci est situé à l'exutoire d'un bassin versant à caractère industriel qui reçoit par périodes de temps sec les eaux de refroidissement. Il constitue le bassin le plus ancien analysé dans le cadre de cette étude.
- le bassin Chemin Feyzin présente le taux mortalité le plus important (37%). Un bassin versant municipal et agricole est situé en amont de cet ouvrage.

Tableau 15. Effets écotoxiques des sédiments accumulés dans les bassins de rétention d'eaux pluviales.

Bassin de rétention	Mortalité		Taille moyenne ( $\mu\text{m}$ ) – (CV)			Inhibition	
	Témoin	Echantillon	T0	Témoin	Echantillon	%	Qualité
Chemin de feyzin	17%	37%	306 (15%)	1328 (5%)	849 (16%)	47%	Inhibition de la croissance
Granche blanche	17%	23%	306 (15%)	1328 (5%)	1090 (18%)	24%	Pas d'effet
Zac de Pivolles	17%	27%	306 (15%)	1328 (5%)	1024 (20%)	30%	Inhibition de la croissance
Django Reinhardt	2%	22%	271 (6%)	1004 (5%)	490 (10%)	70%	Inhibition de la croissance

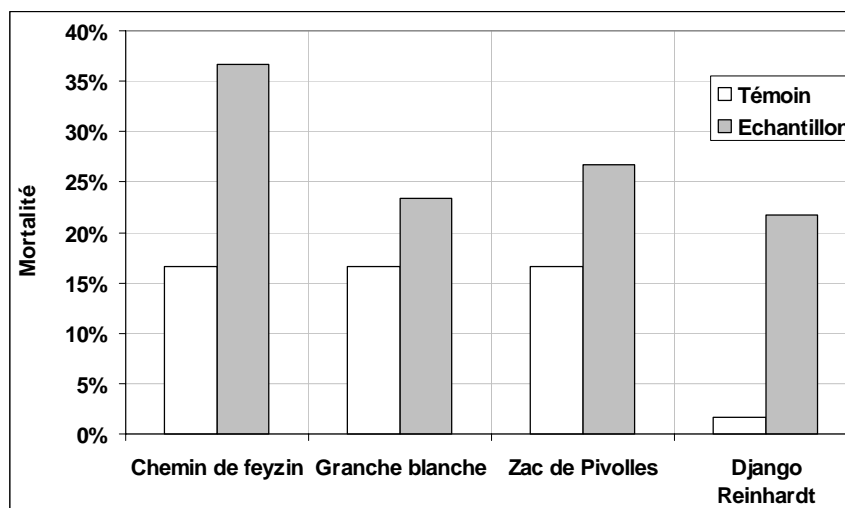


Figure 23. Mortalité des organismes Ostracodes après 6 jours de test.

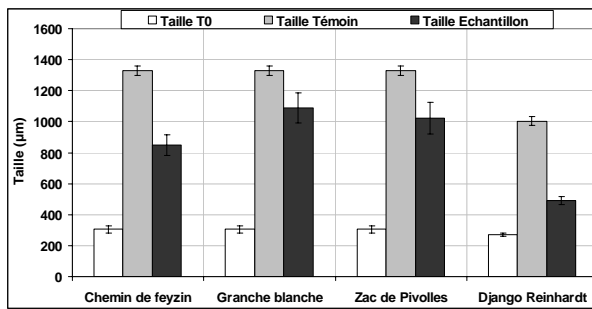


Figure 24. Taille moyenne des organismes avec leur écart type.

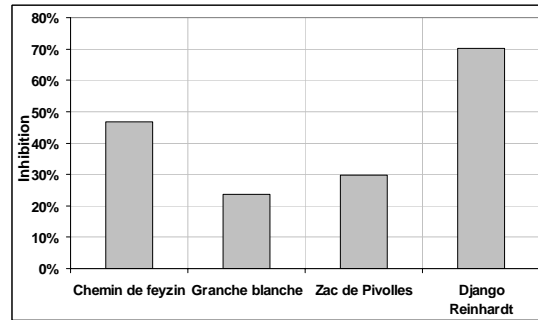


Figure 25. Effets d'inhibition ou stimulation de la croissance sur les sédiments accumulés pour le test ostracodes.

▪ Test de toxicité chronique Rotifères (*Brachionus Calicyflorus*) phase liquide

Pour le test Rotifères, les effets biologiques sont considérés significatifs, pour une inhibition de la croissance de population supérieure à 30% (Cf. norme ISO 17616 :2008). Le Tableau 16 et la Figure 26 indiquent:

- Les essais avec les sédiments des bassins " Chemin de Feyzin ", " Grange Blanche " et " Zac des Pivolles " montrent en revanche une stimulation significative de la croissance de la population des organismes. Cette stimulation pourrait être due à la présence d'éléments nutritifs dans les eaux interstitielles. Cependant, les résultats sont similaires aux précédents dont les effets biologiques sont plus importants pour le bassin de rétention Django Reinhardt.
- Une stimulation de la croissance de la population est observée pour le bassin de rétention « Zac des Pivolles ».

Tableau 16. Effets écotoxiques des sédiments accumulés dans les bassins de rétention d'eaux pluviales, en phase liquide « eau interstitielle ».

pas d'effet		stimulation de la croissance	Taux de croissance				
			Concentrations %				
	Bassins de rétention	CE20	10	25	50	75	100
	Chemin de Feyzin	NT	-79%	-52%	-69%	-38%	14%
	Grange Blanche	NT	-14%	-41%	-27%	-38%	-8%
	ZAC des Pivolles	NT	-33%	-90%	-43%	-77%	-27%
	Django Reinhardt	92.00	0%	-8%	-8%	8%	27%

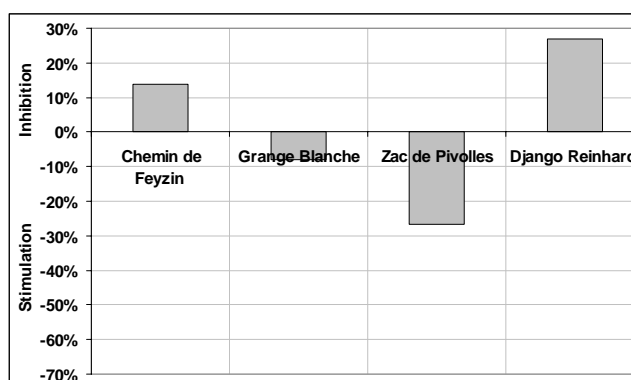


Figure 26. Effets d'inhibition ou stimulation de la croissance sur les sédiments accumulés.

- Test de toxicité aigue *Vibrio fischeri* phase solide et phase liquide

Les analyses des résultats pour le test *Vibrio fischeri* ont été réalisées en considérant la norme ISO 17617 (2008). L'inhibition de la luminescence a été étudiée et la CE50 a été déterminée. Les effets biologiques sont considérés comme significatifs quand l'inhibition de la luminescence est supérieure à 20%.

Les effets écotoxiques des sédiments accumulés ont été analysés à partir du test Microtox pour la phase liquide et la phase solide. La phase solide a été diluée à 50% au préalable, en conséquence les taux de luminescences maximales ont été analysés à 37.5%. Ceux-ci correspondent à la concentration maximale pour la phase solide aux quelles les analyses ont été réalisées.

La Figure 27 présente les CE50 obtenues (concentration pour lesquels les effets sont observés pour 50% des individus testés) et ceci pour la phase liquide et solide du sédiment prélevé à chaque point. La Figure 28 met en évidence l'inhibition de luminescence pour les points étudiés.

Les résultats supposent que les bassins industriels (Zac des Pivolles et Django Reinhardt) présentent des effets biologiques importants. Il semble aussi que la fraction particulaire présente des effets plus importants que la fraction liquide. Ceci est confirmé par les résultats d'inhibition de luminescence (Cf. Figure 27 et Figure 28)

stimulation de la luminescence	Inhibition de luminescence	pas d'effet significatif		
Bassins de rétention	Eau interstitielle		Sédiment	
	Dilution (100%)		Dilution (50%)	
	CE 50%	Taux de luminescence	CE 50%	Taux de luminescence
	T = 30 min		T = 30 min	
Chemin de feyzin	NT	-4%	25	65%
Granche blanche	NT	9%	26	58%
Zac de Pivolles	NT	1%	16	79%
Django Reinhardt	NT	-5%	15	69%

Tableau 17. Synthèse des CE50 et les taux de luminescence à une concentration de 37.5% (concentration maximale analysé pour une dilution à 50%).

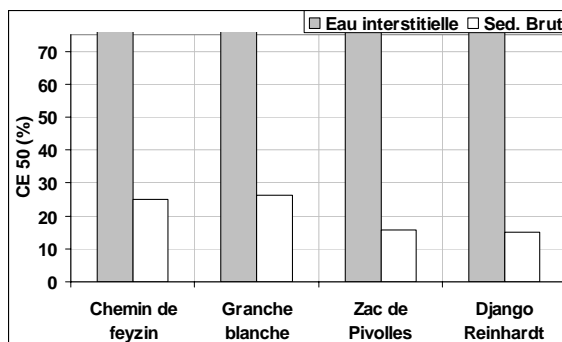


Figure 27. La CE50 sur les sédiments accumulés en phase solide (sédiment brut dilué à 50%) et phase aqueuse (eau interstitielle)

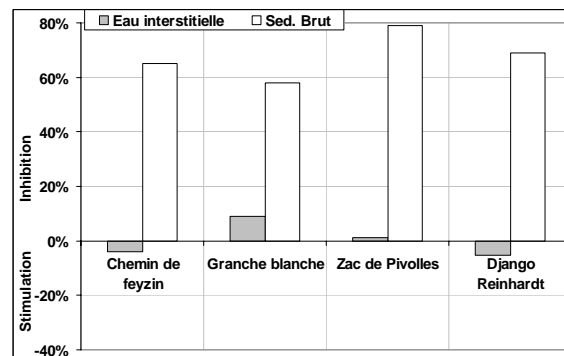


Figure 28. Taux de luminescence sur les sédiments accumulés en phase solide (sédiment brut dilué à 50%) et phase aqueuse (eau interstitielle)

### 3.2.4 Comparaison des effets toxiques en phase solide et en phase liquide

La Figure 29 permet de comparer les pourcentages d'inhibition ou de stimulation pour le test aiguë de Microtox et les tests chroniques de Rotifères et Ostracodes. Le pourcentage d'inhibition permet de mettre en évidence les effets biologiques sur la fraction solide ou sur la fraction aqueuse pour les trois bio-essais réalisés.

Pour l'ensemble des échantillons analysés, les effets d'inhibition sont plus importants sur les phases solides des sédiments.

Il semble que les effets biologiques sont plus importants sur les sédiments que sur l'eau interstitielle. Cela irait dans le sens d'une pollution des eaux pluviales urbaines plus importante sur la fraction

particulière. En effet, d'après plusieurs études (Chebbo., 1992 ; Grommaire., 1998), la fraction particulaire constitue le principal vecteur de pollution dans les eaux pluviales.

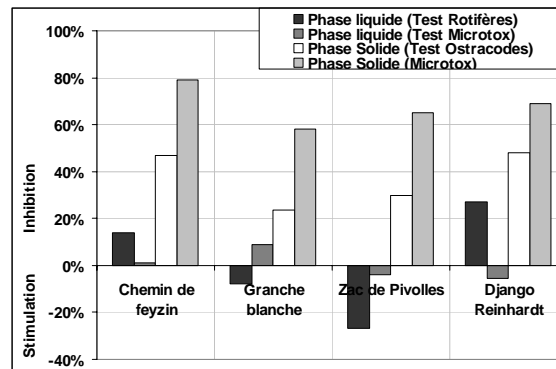


Figure 29. Effets d'inhibition ou stimulation sur les sédiments accumulés en fonction du test.

### 3.3 Conclusions en matière d'écotoxicité

Cette étude préliminaire a permis de suivre l'écotoxicité d'un bassin de retenue-décantation de grande taille à l'entrée et à la sortie de l'ouvrage à partir de prélèvements proportionnels au volume écoulé lors d'un événement pluvieux, ainsi qu'au sein même de l'ouvrage à partir des prélèvements ponctuels des sédiments accumulés dans le bassin.

Les bassins de retenue-décantation sont censés contribuer à la rétention des polluants. Les recherches précédentes ont montré que certains polluants (métaux lourds, hydrocarbures) se trouvent majoritairement sous forme particulaire (polluants hydrophobes) (Schueler., 1987). Dans le cadre cette étude, nous avons étudié la phase solide (sédiment brut) et la phase liquide (eau interstitielle) des sédiments accumulés. Ainsi que les apports par temps pluie à l'entrée et à la sortie de l'ouvrage.

Les tests Ostracodes et Rotifères réalisés sur les effluents issus de rejets par temps pluies d'un réseau séparatif montrent une toxicité faible à modérée.

Le test Ostracodes a été réalisé sur la phase solide des sédiments et le test Rotifères sur la phase liquide des sédiments. Le test Microtox a été réalisé sur les deux phases.

La toxicité de sédiments accumulés sur quatre bassins de rétention d'eaux pluviales a été étudiée et comparée. Il semblerait que la toxicité des sédiments accumulés dans les bassins de rétention dépende de la conception du bassin et des usages du bassin versant. Par exemple, les effets de toxicité au sein du bassin de rétention Django Reinhardt semblent être plus importants en raison de l'âge de l'ouvrage et des apports par temps sec des entreprises localisées sur le bassin versant industriel.

Deux essais utilisant des organismes distinctes (*Vibrio fischeri* et *Ostracodes*) ont montré que les effets biologiques sont plus importants sur la phase particulaire que liquide.

Ces premiers résultats laissent penser que les essais sur la fraction particulaire sont les plus pertinents : les bioessais *ostracodes* et *Microtox*, réalisés sur le sédiment brut, permettent de mettre en évidence les effets biologiques des sédiments issus des eaux pluviales urbaines.

L'étude de la toxicité de la fraction particulaire des RUTP et des sédiments est recommandée. Cette étude sera rendue possible sur le site Django Reinhardt par la mise en place d'un ouvrage de piégeage des particules en entrée de l'ouvrage (leaping weir).

## 4 Bibliographie

- AERMC (2002). Guide technique N° 7. Pollution toxique et écotoxicologie : notion de base. Lyon: Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. 84p.
- Aires N., Chebbo G., Tabuchi J.-P., Battaglia P. (2003). Dépollution des effluents urbains de temps de pluie en bassins de stockage-décantation. *TSM*, 12, 70-86.
- Angerville R., (2009). Evaluation des risques écotoxicologiques liés au déversement de Rejets Urbains par Temps de Pluie (RUTP) dans les cours d'eau : Application à une ville française et à une ville haïtienne. Thèse de doctorat, L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, 485 p.
- ARTELIA (2012). Synthèse des diagnostics sédiments, sous-sols et eaux souterrains. Bassins de rétention et d'infiltration bassins de Mions, Decines, St Symphorien D'Ozon, St Priest Et Meyzieu. *Grand Lyon communauté urbaine. Direction de l'eau*. 34 p +Annexes
- Ayrault S., Bonté P., Roy-Barman M., Le Cloarec M.F., Lefèvre I., Priadi C., Carbonaro-Lestel L., Mouchel J.M., Eurin J., Tamtam F., Dinh T., Lorgeoux C., Jung S., Tassin B., Moilleron R., Le Bot B. et Göpel C. (2009). Archives sédimentaires, empreinte chimique historique du développement du bassin, *Rapport d'activités PIREN-Seine*, 19 p.
- Bardin J.P (1999). Contribution a une meilleure connaissance du fonctionnement qualitatif des bassins de retenue soumis en permanence à un débit traversier avec la prise en compte des incertitudes. *Thèse de doctorat*. INSA Lyon. 343 p.
- Becouze-Lareure C. (2010).Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux. Thèse de doctorat. Lyon (France): INSA de Lyon, 298 p.
- 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*, in press.
- Bressy A. (2010). *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales*. Thèse de doctorat. Paris (France). Université Paris-Est, 327 p.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) (2012). Updated summary tables of Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life and Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. <http://www.ccme.ca/>
- Chebbo G. (1992). Solides des rejets pluviaux urbains – Caractérisation et traitabilité. Thèse de doctorat. Paris (France) : École Nationale des Ponts et Chaussées, 410p.
- Chebbo G. et Bachoc A. (1992). Characterization of suspended solids in urban wet weather discharges. *Water Science and Technology*, 25(8), 171-179.
- Choubert J-M, Martin-Ruel S., Budzinski H., Miège C., Esperanza M., Soulier C., Lagarrigue C., Coquery M. (2011). Evaluer les rendements des stations d'épuration. *Techniques Sciences et Méthodes*, 1-2,44-62.
- Datry T., (2003). *Urbanization and groundwater quality-Subterranean ecosystem responses to artificial stormwater infiltration*. Thèse de doctorat, University Claude Bernard-Lyon 1. 180p.
- Datry, T., Malard, F., Vitry, L., Hervant, F. et Gibert, J. (2003). Solute dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. *Journal of Hydrology*, 273, 217-233.

- Durand, C., Ruban, V., Amblès, A. et Oudot, J. (2004). Characterization of the organic matter of sludge: Determination of Lipids, Hydrocarbons and PAHs from road retention/infiltration ponds in France. *Environmental pollution*, 132, 375-384.
- E.C. (2006). *Draft Assessment Report (DAR) - public version. Initial risk assessment by the rapporteur Member States United Kingdom for the existing active substance DIFLUFENICAN in the third stage (part A) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC.* March 2006.
- EC 2000 (2000). *Directive of the European Parliament and of the Council n°2000/60/EC establishing a framework for the community action in the field of water policy.* JO-EU L 327:1-72.
- Färm, C. (2002). Evaluation of the accumulation of sediment and heavy metals in a stormwater detention pond. *Water Science and Technology*, 45 (7), 105-112.
- Gromaire-Mertz M. C. (1998) La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire: caractéristiques et origines. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France. Thèse de doctorat: 507p.
- Guo, J. (1997). Sediment and heavy metal accumulation in dry stormwater detention basin. *Journal of Water Resource Planning Management Division*, 123 (5), 295-301.
- Hares R, Ward N (1999). Comparison of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. *The Science of the total environment*, 235(1-3):169-78.
- Hwang, H.M., Foster, G.D. (2006) Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff flowing into the tidal Anacostia River. *Environmental Pollution* 140: 416-426.
- ISO 14371 (2012). *Water quality -- Determination of fresh water sediment toxicity to Heterocypris incongruens (Crustacea, Ostracoda).*
- ISO 20666 (2008). *Water quality -- Determination of the chronic toxicity to Brachionus calyciflorus in 48 h.*
- Jacopin C. (1999). *Contribution à la gestion des rejets urbains de temps de pluie par les bassins de retenue.* These de doctorat, Université Montpellier II, France.
- La Guardia M.J., Hale R.C., Harvey E., Detailed polybrominated diphenyl ether (PBDE) congener composition of the widely used Penta-, Octa- and Deca-PBDE technical flame-retardant mixture, *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(20), 6247-6254.
- Lamprea K. (2009). *Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains.* Thèse de doctorant. Nantes (France). Ecole Centrale de Nantes. 264 p.
- Marsalek J., Watt W. E., Anderson B. C. and Jaskot C. (1997). Physical and chemical characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Quality Research Journal of Canada* 32(1), 89-100.
- Marsalek, J. & Marsalek P.M. (1997). Characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Science and technology*, 36(8-9), 117-122.
- Micic', V., Hofmann, T. (2009). Occurrence and behaviour of selected hydrophobic alkylphenolic compounds in the Danube River. *Environmental pollution*. 157. 2759-2768.
- Moura P., Barraud S., Varnier J-C., (2007). Comparison between different approaches for the definition of soil contamination indicators of stormwater infiltration systems. *6th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management, NOVATECH 2007, Lyon - France - June 25-28, 2007.* 843-850.
- Moy, R W Crabtree and T Simms. (2002). *The Long Term Monitoring of Pollution from Highway Runoff.* R&D Technical Report, P2-038/TR1. Environment Agency, Bristol. 148 p.



- NF EN ISO 11348-1 (2009). Water Quality - Determination Of The Inhibitory Effect Of Water Samples On The Light Emission Of *Vibrio Fischeri* (luminescent Bacteria Test) - Part 1: Method Using Freshly Prepared Bacteria.
- NMHSPE (2000). Circular on target values and intervention values for soil remediation. The Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. Available from the Internet <http://www.vrom.nl/>
- Norme ISO 17616 (2008). *Qualité du sol — Lignes directrices pour l'évaluation des essais appliqués dans le domaine de la caractérisation écotoxicologique des sols et des matériaux du sol.*
- Persson J., Wittgren H.B., (2004). How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering*. 21(4–5), 259-269
- Petavy, F., Ruban, V., Conil, P. Treatment of stormwater sediments. (2009). Efficiency of an attrition scrubber – laboratory and pilot-scale studies. *Chemical Engineering Journal*, 145, 475-482.
- Pitt, R., Roberson, B., Barron, P., Ayyoubi, A., and Clark, S. (1999). Stormwater treatment at critical areas: *The multi-chambered treatment train (MCTT)*. U.S. Environmental Protection Agency, Water Supply and Water Resource Division. National Risk Management Research Laboratory. EPA 600/R-99/017.Cincinnati,OH 507 p.
- Scholes L, Revitt DM and Ellis JB. (2005). *The fate of stormwater priority pollutants in BMPs*.WP 5 / Task 5.3 / Deliverable N° 5.3. 64 p.
- Scholes, L., Shutes, R. B. E., Revitt, D. M., Forshaw, M., Purchase, D. (1998). The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 214, 211-219.
- Sebastian C., Barraud S., Becauze-Lareure C., Gonzalez-Merchan C., Lipeme-Kouyi G, Gibello C., (2013). Accumulated sediments in a large dry stormwater retention-detention basin: physico-chemical spatial characterization and evolution - Estimation of metals, pesticides, PAHs and Alkylphenols contents (Soumit). 8° international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management, NOVATECH 2013, Lyon, France.
- Sébastien C., Moilleron R., Ruban V., Barraud S., Lorgeoux C., Saad M., Cren C., Wiest L., Percot S., Demare D., Gromaire M-C., Gasperi J., Millet M., Mari D., Chebbo G.(2011). INOGEV project – an original French approach in micropollutant characterization assessment in urban wet weather effluents and atmospheric deposits.12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 11-16 September 2011, 8 p.
- Sébastien, C., Barraud, S., Ribun, S., Blaha, D., Perrodin, Y., Bazin, C., Clozel, B., Cournoyer, B. (2011). Assessment of chemical and microbial hazards in a full-scale stormwater detention basin: Their characterization, toxicity and fate.12<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 11-16 September 2011, 8 p.
- Strecker E., Quigley M., Urbonas B., Jones J., Clary J., O'Brien J. (2004). Urban stormwater BMP performance: Recent findings from the International Stormwater BMP Database Project. *Proceedings of Novatech 2004*, Lyon, France, 6-10 June, 407-414.
- Triffault-Bouchet G., 2004, Effets sur les écosystèmes aquatiques lenticques des émissions de polluants provenant de différents modes de valorisation/élimination de déchets - Application à des mâchefers d'UIOM et à des boues de dragage de canaux. Thèse. Spécialité : Biologie et Biochimie Appliquées. Chambéry, Vaux en Velin: Université de Savoie et LSE de l'ENTPE, 309 p.
- US-EPA (2008). *Overview of performance by BMP Category and Common Pollutant Type International Stormwater Best management Practices (BMP) database (1999-2008)*.20 p.
- Weiss P. T., Gulliver J. S. and A.J. E. (2007). Cost and Pollutant Removal of Storm-Water Treatment Practices. *Journal of Water Resources Planning and Management* 133(3), 218-29.

- Weiss P.T., Gulliver J. S., Erickson (2007) Cost and pollution removal of stormwater treatment practices. *Journal of Resources Planning and Management*, 133(3), 218-229.
- Wong J.W.C., Cheung K.C., & Wong M.H., 1999. Environmental implication of soil amended with anaerobically digested sewage sludge in Hong Kong. *Water Air & Soil Pollution* 124, 23-36.
- Yan, H., Lipeme Kouyi, G., Bertrand-Krajewski, J-L. (2012). Surface roughness effect on near bed Turbulent Kinetic Energy in a large stormwater detention basin. *9<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage Modelling* Belgrade 2012. 4 – 6 September, 2012, Belgrade, Serbia.11 p.
- Zeman L.J., & Slaymaker H.O., 1975. Hydrochemical analysis to discriminate variable runoff source areas in an alpine basin. *Artic and Alpine Research*, 7(4), 341-351.
- Zgheib S. (2009). *Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire*. Thèse de doctorat. Paris (France) : Ecole National des Ponts et Chaussées. 349 p.

# **ANNEXES**



## ANNEXES

### Annexe 1 : Liste des substances étudiées

Métaux	Nickel Ni	Lead Pb	Copper Cu	Zinc Zn	Cadmium Cd	
	Arsenic As*	Chrome Cr*	Strontium Sr*	Titane Ti*	Vanadium V*	
	Aluminum Al*	Iron Fe*	Manganese Mn*	Molybdène Mo*	Platine Pt*	
	Phosphore P*	Sodium Na*	Potassium K*	Magnésium Mg*	Calcium Ca*	
	Baryum Ba*	Cobalt Co*				
HAPs	Naphtalene Nap	Acenaphthylene Acy	Acenaphtene Ace	Fluorene Flu	Phenanthrene Phe	
	Benzo(b)fluoranthene BbF	Benzo(k)fluoranthene BkF	Benzo(a)pyrene BaP	Indeno(1,2,3-cd)pyrene IP	Dibenzo(a,h)anthracene Dah	
	Fluoranthene Flh	Pyrene Pyr	Benzo(a)anthracene BaA	Chrysene Chr	Anthracene A	
	Benzo(g,h,i)perylene Bper					
Aps	4-Tert-Octylphenol (4-Tert-OP)	4-Nonylphenol (4-NP)				
Pesticides	Alachlor Ala	Atrazine Atr	Simazine Sim	Chlorpyrifos Chlor	Delta hexa Dhex	
	Op DDT Op DDT	Pp DDT Pp DDT	Endrine End	Alpha hexa Ahex	Endosulfan beta Enb	
	Gama hexa Ghex	DDD pp DDD pp	DDE pp DDE pp	Beta hexa Bhex	Trifluralin Tri	
	Diuron Di	Endosulfan Alpha Ena	Aldrin Ald	Isodrin Iso		
	Chlorfenviphos Chlorf	Isoproturon Isop	Dieldrin Die			
	Metaldéhyde Meh*	Mecoprop Mec*	2_4_D 24D*	2_4, MCPA 24M*	S-metolachlore Sme*	
	Carbendazim Car*	Isothiazolinone Itz*	Chlorothalonil Clo*	Pendimethalin Pen*	Acetochlore Ato*	
	Metazachlor Met*	Tebuconazole Teb*	Epoxiconazole Epo*	Diflufenicanil Dif*	Deltamethrine Del*	
	Fenpropidine Fen*	Trichlopyr Trp*	Folpel Fol*	Irgarol 1051 Irg*	Terbutryne Ter*	
	Glyphosate Gly*	Glyphosate ammonium GIA*	AMPA AM*			
	PBDE	<b>PBDE 28</b>	<b>PBDE 100</b>	<b>PBDE 183</b>		
		<b>PBDE 47</b>	<b>PBDE 153</b>	<b>PBDE 205</b>		
		<b>PBDE 99</b>	<b>PBDE 154</b>	<b>PBDE 209</b>		

\*analysés dans le cadre du projet INOGEV

### Annexe 2 : méthodes analytiques utilisées

Groupe	BR-TOX		INOGEV	
	Méthode	Laboratoire	Méthode	Laboratoire
Métaux	ICP-MS	CNRS SCA	ICP-MS	IFSTTAR
	ICP-AES		ICP-OES	
HAPs	GC-Tof	CNRS SCA	GC-Tof	CNRS SCA
Alkylphénols	LC-MS/MS	CNRS SCA	UPLC-MS/MS	LEESU
PBDEs	-		GC-MS	LEESU
Pesticides	LC-MS/MS	CNRS SCA	LC-MS/MS	LMSPC
			GC-MS/MS	
	GC-Tof		LC-Fluo	

▪ Annexe 3: Concentrations en métaux dans les RUTP en entrée et sortie du bassin de retenue-décantation Django-Reinhardt

	BR-TOX		BR-TOX		INOGEV		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		INOGEV	
	07/07/2011		19/10/2011		18/03/2012		11/04/2012		20/05/2012		03/07/2012		12/09/2012	
	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S
	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
MES	154000	67300	67700	31500					124200	41000				
Ni	17.39	12.05	8.72	4.58	12.8	2.26	10.23	2.61	79.04	14.47	5.03	1.65	6.7	3.5
Pb	49.05	16.34	10.61	6.17	70.2	7.11	9.95	5.36	146.31	6.95	11.28	2.92	15.95	7.13
Cu	79.84	42.08	55.49	33.14	187.4	21.87	26.64	16.07	179.19	28.35	31.81	8.09	41.48	22.14
Zn	748.02	352.41	365.30	286.41	1198.3	180.7	223.2	127.5	1689.99	238.24	201.2	57.7	242.7	114.4
Cd	1.31	1.13	1.07	1.03	1.06	0.2	0.19	0.13	2.24	1.33	0.31	0.12	0.32	0.16
As					2.94	1.05	0.81	0.57			0.82	0.35	1.67	1.15
Co					17.9	1.6	2.5	<LOD			5.2	1	3	2
Cr					16.32	2.87	15.24	2.7			4.78	1.37	7.17	4.7
Mo					<LOD	<LOD	15.1	5			4.9	1	1	1
Pt					<LOD	<LOD	0.024	<LOD			<LOD	<LOD	0.02	0.01
Sr					107	50.2	45.9	39.4			46.4	30.4	94	55
Ti					89.8	10.9	21.7	11.1			17.8	4.3	31	16
V					6.56	2.28	2.46	1.88			3.6	1.86	5.55	3.58
Al					3553	442	829.9	481.4			851.7	316.2	1109	584
Fe					7831	811	1513.6	799			1462.7	282.7	2035	979
Mn					296.1	35.6	56.5	29.3			59.8	15.2	71.1	36.1
P					884	125	160.8	125.8			204.4	50	645	696
Na					7654	7255	2983	2968			1416.9	1225.7	2983	2129

K					1623	1108	995	817			966.9	817.4	1603	1279
Mg					2423.9	658.6	756	576			782.6	398.1	1433	733
Ca					50809.5	18792.5	17264.6	13968.3			17718.9	10874	32279	20658
Ba					1133.3	18.9	37.3	21.1			44.6	15.9	57	27



non analysé



Teneur < LOQ (on indique LOQ/2)

▪ Annexe 4 : Concentrations en composés organiques dans les RUTP en entrée et sortie du bassin de retenue-décantation Django-Rheinardt

	BR-TOX		INOGEV		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		INOGEV		INOGEV		
	07/12/2011		05/01/2012		18/03/2012		03/04/2012		11/04/2012		20/05/2012		04/06/2012		03/07/2012		12/09/2012		
	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	
	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total
	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
MES	860000	440000			177600	692000	870000	270000	928000	436000	1240000	360000	1004000	398000	1007000	136000	1146000	489000	
	00	00			000	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	
HAPs	Naphtalène	155.73	112.68					95.75	105.88	108.68	86.54	134.66	120.59			1210.85	1023.29	1278.70	1374.99
	Acénaphthylène	<LD	<LD					7.40	<LD	3.70	3.88	8.32	<LD			2.60	2.60	1.60	3.20
	Acénaphène	14.10	10.00					25.70	22.40	34.23	29.41	12.00	12.00			25.96	8.00	32.31	28.19
	Fluorène	38.65	20.48					16.44	16.00	49.88	28.13	13.68	19.00			18.65	29.10	31.59	40.82
	Phénanthrène	180.33	95.20					68.98	55.98	98.46	63.17	63.80	42.96			73.52	36.60	115.87	92.32
	Anthracène	5.10	<LD					12.00	13.00	24.63	<LOD	21.79	10.00			3.70	3.80	<LOD	<LOD
	Fluoranthène	229.10	123.55					63.81	30.87	83.84	55.73	74.03	26.82			68.68	22.48	125.54	59.22
	Pyrène	256.05	128.35					74.64	42.29	77.05	51.91	71.09	34.58			60.49	24.32	114.96	47.77
	Benzo(a)anthracène	69.53	32.63					30.62	13.01	50.16	27.73	33.45	10.05			46.66	18.93	77.69	43.68
	Chrysène	109.28	50.62					25.58	9.34	46.92	22.06	29.40	6.98			25.82	5.48	59.49	21.98
	Benzo(b)fluoranthène	177.60	80.55					35.41	16.39	57.61	39.84	41.78	14.24			47.76	18.06	81.97	40.37
	Benzo(k)fluoranthène	59.48	25.20					15.83	4.33	20.98	19.30	18.83	4.32			28.16	14.14	38.39	20.42
	benzo(a)pyrène	84.83	39.15					14.53	<LD	27.93	21.53	7.33	<LD			15.16	23.94	14.90	15.30
Indeno(1,2,3-	58.27	34.95					18.97	<LD	30.03	26.58	<LD	<LD			46.67	<LD	45.88	<LD	



		BR-TOX		INOGEV		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		INOGEV		INOGEV	
		07/12/2011		05/01/2012		18/03/2012		03/04/2012		11/04/2012		20/05/2012		04/06/2012		03/07/2012		12/09/2012	
		E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S
		Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total
		ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
	cd)pyrène																		
	Dibenzo(a,h)anthracène	<LD	<LD					<LD	<LD	<LOD	<LOD	<LD	<LD			<LD	<LD	<LOD	<LD
	Benzo(g,h,i)pérylène	76.95	40.50					18.97	<LD	30.03	26.58	<LD	<LD			46.67	<LD	45.88	<LD
Aps	4-tert-octylphenol	54.31	42.59			45.40	26.72	38.44	33.74			39.36	37.36	29.51	28.13				
	4-nonylphenol	184.98	132.57			422.52	468.65	1018.24	880.82			1285.54	1256.01	553.42	391.53				
Pesticides	Alachlore	<LD	<LD					<LD	<LD			<LD	<LD						
	Atrazine	1.50	1.70					4.20	5.50			2.40	1.20						
	Chlorfenvinphos	0.45	0.45	<LD	<LD			<LD	<LD			<LD	<LD			AR	AR	AR	AR
	Diuron	57.98	65.88	AR	AR			45.87	59.39			20.35	7.88			AR	AR	AR	AR
	Isoproturon	7.20	8.40	AR	AR			6.80	7.40			0.80	0.80			AR	AR	AR	AR
	Simazine	3.30	4.80					114.00	135.00			<LD	<LD						
	Chlorpyrifos	0.95	0.95	<LD	<LD			2.60	3.00			<LD	<LD			AR	AR	AR	AR
	Endosulfan alpha	<LD	<LD	<LD	<LD			<LD	<LD			<LD	<LD			AR	AR	AR	AR
	Endosulfan beta	<LD	<LD					<LD	<LD			<LD	<LD						
	Trifluarine	<LD	<LD					<LD	<LD			<LD	<LD						
	Aldrine	<LD	<LD	<LD	0.017			<LD	<LD			<LD	<LD			AR	AR	AR	AR
	Op DDT	<LD	<LD					<LD	<LD			<LD	<LD						
	Pp DDT	<LD	<LD					<LD	<LD			<LD	<LD						

	BR-TOX		INOGEV		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		INOGEV		INOGEV		
	07/12/2011		05/01/2012		18/03/2012		03/04/2012		11/04/2012		20/05/2012		04/06/2012		03/07/2012		12/09/2012		
	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	
	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total
	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
Dieldrine	<LD	<LD	<LD	<LD			<LD	<LD			<LD	<LD			AR	AR	AR	AR	
Endrine	<LD	<LD					<LD	<LD			<LD	<LD							
Isodrine	<LD	<LD	<LD	<LD			<LD	<LD			<LD	<LD			AR	AR	AR	AR	
Alpha hexa	<LD	<LD					<LD	2.55			<LD	<LD			AR	AR	AR	AR	
Beta hexa	<LD	<LD					<LD	<LD			<LD	<LD			AR	AR	AR	AR	
Gama hexa	<LD	<LD					<LD	<LD			<LD	<LD			AR	AR	AR	AR	
Delta hexa	<LD	<LD					<LD	<LD			<LD	<LD			AR	AR	AR	AR	
DDD pp	<LD	46.58					<LD	<LD			<LD	<LD							
DDE pp	<LD	<LD					<LD	<LD			<LD	<LD							
Métaldéhyde			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR	
Folpel			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR	
Mecoprop			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR	
2_4_D			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR	
2_4, MCPA			4	1.65											AR	AR	AR	AR	
Trichlopyr			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR	
Carbendazim			AR	AR											AR	AR	AR	AR	
Isothiazolinone			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR	
Irgarol 1051			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR	
Terbutryne			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR	
Acetochlore			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR	

		BR-TOX		INOGEV		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		INOGEV		INOGEV	
		07/12/2011		05/01/2012		18/03/2012		03/04/2012		11/04/2012		20/05/2012		04/06/2012		03/07/2012		12/09/2012	
		E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S
		Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total
		ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
	S-metolachlore			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR
	Pendimethalin			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR
	Epoxiconazole			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR
	Tebuconazole			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR
	Fenpropidine			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR
	Chlorothalonil			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR
	Metazachlor			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR
	Diflufenicanil			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR
	Deltamethrine			<LD	<LD											AR	AR	AR	AR
	Glyphosate					<LD	<LD			3.71	1.74					AR	AR		
	AMPA					<LD	<LD			2.78	9.16					AR	AR		
	Glyphosate ammonium					80.77	<LD			5.57	3.05					AR	AR		
	PBDES	BDE28					0.02	0.02											
BDE47						8.07	8.23												
BDE99						4.31	3.68												
BDE100						1.38	1.13												
BDE153						<LD	<LD												
BDE154						<LD	<LD												
BDE183						1.76	1.32												

BR-TOX		INOGEV		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		BR-TOX		INOGEV		INOGEV		INOGEV	
07/12/2011		05/01/2012		18/03/2012		03/04/2012		11/04/2012		20/05/2012		04/06/2012		03/07/2012		12/09/2012	
E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S
Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total	Total
ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
	BDE205					<LD	<LD										
	BDE209					216.91	93.48										



non analysé



Teneur < LOQ (on indique LOQ/2)

AR

Analyses en cours

▪ Annexe 5: Teneurs en métaux dans les sédiments accumulés

	BR-TOX	INOGEV				BR-TOX
	14/06/2011	14/03/2012				09/07/2012
	Point 2 moy	Point 1 surface	Point 1 intermédiaire	Point 1 fond	Point 2 moy	Point 2 moy
	<i>mg/kg MS</i>	<i>mg/kg MS</i>	<i>mg/kg MS</i>	<i>mg/kg MS</i>	<i>mg/kg MS</i>	<i>mg/kg MS</i>
Matières sèches	61%	52%	59%	65%	57%	56%
Ni	54	70	60	62	75	45
Pb	108	124	126	260	245	97
Cu	180	266	293	193	269	174
Zn	940	1682	1298	937	1517	927
Cd	3	1.9	2.9	5.6	5.5	2.5
Al		30713	33524	27553	31734	
As		9.4	11.2	8.8	11	
Ba		545	357	341	387	
Ca		67322	93897	78705	78625	
Co		67	124	66	68	
Cr		110	108	91	116	
Fe		24902	25549	20748	25507	
K		8534	9240	8723	8576	

(suite)	BR-TOX	INOGEV				BR-TOX
	14/06/2011	14/03/2012				09/07/2012
	Point 2 moy	Point 1 surface	Point 1 intermédiaire	Point 1 fond	Point 2 moy	Point 2 moy
	<i>mg/kg MS</i>	<i>mg/kg MS</i>	<i>mg/kg MS</i>	<i>mg/kg MS</i>	<i>mg/kg MS</i>	<i>mg/kg MS</i>
Matières sèches	61%	52%	59%	65%	57%	56%
Mg		6539	6319	4650	6352	
Mn		456	553	378	453	
Mo		9.5	7.8	7.8	10.8	
Na		5916	5299	5516	5359	
P		1263	1183	884	1190	
Sr		155	190	176	166	
Ti		1536	1702	1365	1798	
V		43	46	36	45	
Pt		0.021	0.022	0.06	0.061	
Hg		0.24	0.25	0.17	0.24	

 Non analysé

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

### Annexe 6 : Teneurs en composés organiques dans les sédiments accumulés

		BR-TOX			INOGEV												BR-TOX		
		14/06/2011			14/03/2012												09/07/2012		
		point 2 moyen			Point 1 surface			Point 1 intermédiaire			Point 1 fond			Point 2 moyen			Point 2 moyen		
		LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur
		ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS
HAPs	Naphtalene	1	4	<LOD	2.25	7.51	446.00	2.22	7.40	670.21	2.12	7.07	325.67	2.2	7.3	<LOD	2.209	7.363	74.6
	Acénaphthylène	3	9	<LOD	2.75	9.16	11.00	2.71	9.03	13.51	2.59	8.64	11.03	2.7	8.9	12	2.696	8.988	4.494
	Acénaphthène	2	6	16	1.65	5.49	34.00	1.62	5.41	52.33	1.55	5.17	18.68	1.6	5.3	24	1.615	5.384	52.9
	Fluorène	4	14	7	6.09	20.30	30.00	6.00	20.00	50.07	5.74	19.13	24.45	5.9	19.6	35	5.973	19.91	31.8
	Phénanthrène	3	11	96.2	3.20	10.66	115.00	3.15	10.51	198.18	3.02	10.05	77.78	3.1	10.3	93	3.138	10.46	225.7
	Anthracène	4	14	<LOD	3.19	10.64	13.00	3.14	10.48	21.97	3.01	10.03	<LOQ	3.1	10.3	5.15	3.13	10.43	36.3
	Fluoranthène	1	3	117.9	1.18	3.94	146.00	1.16	3.88	193.36	1.11	3.71	86.53	1.1	3.8	111	1.158	3.862	256.3
	Pyrène	1	3	93.7	1.09	3.63	187.00	1.07	3.58	184.06	1.03	3.42	93.56	1.1	3.5	113	1.068	3.562	183.5
	B(a)Anthracene	2	6	52.7	2.20	7.34	119.00	2.17	7.23	138.09	2.08	6.92	85.11	2.1	7.1	85	2.16	7.2	121
	Chrysène	1	4	90.6	2.36	7.88	66.00	2.33	7.76	89.09	2.23	7.42	44.82	2.3	7.6	47	2.317	7.724	99.5
	B(b)Fluo	3	12	52.7	3.70	12.33	126.00	3.64	12.14	153.99	3.48	11.62	98.01	3.6	11.9	86	3.627	12.09	96.4
	B(k)Fluo				3.79	12.62	56.00	3.73	12.44	72.03	3.57	11.90	44.13	3.7	12.2	59	3.714	12.38	39.2
	B(a)Pyrène	6	19	<LOD	5.98	19.93	56.00	5.89	19.63	85.40	5.63	18.78	60.58	5.8	19.3	44	5.864	19.55	49.6
	l(1,2,3-cd)pyrene	20	60	30	19.65	39.31	46.00	19.36	38.72	50.60	18.52	37.04	59.20	19.0	38.0	19	19.28	38.55	19.275
D(a,h)anthracene	20	60	<LOD	19.65	39.31	<LOD	19.36	38.72	<LOD	18.52	37.04	<LOD	19.0	38.0	<LOD	19.28	38.55	<LOD	
B(g,h,i)Perylene	20	60	30	19.65	39.31	77.00	19.36	38.72	81.10	18.52	37.04	91.63	19.0	38.0	64	19.28	38.55	51.7	
Aps	4-Tert-Octylphenol	4.3	7.2	37.5	1.26	12.77	52	4.25	12.76	34	3.86	11.58	30	4	12.8	58	1.157	3.663	80.5
	4-Nonylphenol	0.1	0.7	83.4	1.81	5.42	2527	1.80	5.40	1217	1.64	4.90	2454	2	5.4	3047	5.783	19.28	2807.1

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

		BR-TOX			INOGEV												BR-TOX		
		14/06/2011			14/03/2012												09/07/2012		
		point 2 moyen			Point 1 surface			Point 1 intermédiaire			Point 1 fond			Point 2 moyen			Point 2 moyen		
		LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur
		ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS
Pesticides	Alachlore	0.6	2.2	<LOD												0.578	1.542	<LOD	
	Atrazine	0.4	1.2	<LOD												0.578	1.542	<LOD	
	Chlorfenvinphos	0.2	0.9	<LOD	14.40	36.00	<LOD	14.40	36.00	<LOD	14.40	36.00	<LOD	14.40	36.00	<LOD	0.386	1.735	<LOD
	Diuron	0.5	4.5	<b>2.25</b>	10.00	20.00	<b>320</b>	10.00	20.00	<b>100</b>	10.00	20.00	<b>80</b>	10.00	20.00	<b>90</b>	0.578	2.506	<b>1.253</b>
	Isoproturon	0.4	1.6	<LOD	10.00	20.00	<b>30</b>	10.00	20.00	<b>10</b>	10.00	20.00	<b>10</b>	10.00	20.00	<b>10</b>	0.771	9.639	<LOD
	Simazine	0.5	1.7	<LOD													1.928	4.819	<LOD
	Chlorpyrifos	0.6	1.9	<b>0.95</b>													0.386	1.735	<LOD
	Endosulfan alpha	48	170	<LOD	24.00	44.00	<LOD	24.00	44.00	<LOD	24.00	44.00	<LOD	24.00	44.00	<LOD	27.33	91.1	<LOD
	Endosulfan beta	73	172	<LOD													96.39	192.8	<LOD
	Trifluarine	3	9	<LOD													3.7	12.33	<LOD
	Aldrine	7	23	<LOD	10.80	32.40	<LOD	10.80	32.40	<LOD	10.80	32.40	<LOD	10.80	32.40	<b>570</b>	8.114	27.05	<LOD
	Op DDT	3	10	<LOD													4.366	14.55	<LOD
	Pp DDT	5	16	<LOD													6.217	20.72	<LOD
	Dieldrine	12	42	<LOD	10.80	32.40	<LOD	10.80	32.40	<LOD	10.80	32.40	<LOD	10.80	32.40	<LOD	54.51	181.7	<LOD
	Endrine	24	29	<LOD													16	53.34	<LOD
	Isodrine	2	10	<LOD	12	32.5	<LOD	12	32.5	<LOD	12	32.5	<LOD	12	32.5	<LOD	12.94	43.15	<LOD
Alpha hexa	4	10	<LOD													7.649	25.5	<LOD	
Beta hexa	12	39	<LOD													17.76	59.2	<LOD	
Gama hexa	7	14	<LOD													7.124	23.75	<LOD	



# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

	BR-TOX			INOGEV												BR-TOX		
	14/06/2011			14/03/2012												09/07/2012		
	point 2 moyen			Point 1 surface			Point 1 intermédiaire			Point 1 fond			Point 2 moyen			Point 2 moyen		
	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur
	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS
Delta hexa	12	40	<LOD												14.66	48.85	<LOD	
DDD pp	3	9	<LOD												4.643	15.48	<LOD	
DDE pp	2	3	<LOD												2.557	8.524	<LOD	
Glyphosate				114.00	280.00	<b>7671</b>	114.00	280.00	<b>8870</b>	114.00	280.00	<b>7980</b>	114.00	280.00	<b>8683</b>			
Carbendazim				20.00	100.00	<b>190</b>	20.00	100.00	<b>192</b>	20.00	100.00	<b>130</b>	20.00	100.00	<LOD			
Tebuconazole				14.40	45.60	<b>8900</b>	14.40	45.60	<b>1215</b>	14.40	45.60	<LOD	14.40	45.60	<LOD			
Diflufenicanil				32.40	73.20	<LOD	32.40	73.20	<LOD	32.40	73.20	<b>36.6</b>	32.40	73.20	<b>1350</b>			
Métaldéhyde				13.20	37.20	<LOD	13.20	37.20	<LOD	13.20	37.20	<LOD	13.20	37.20	<LOD			
AMPA				100.00	230.00	<LOD	100.00	230.00	<LOD	100.00	230.00	<LOD	100.00	230.00	<LOD			
Glyphosate ammonium				100.00	230.00	<LOD	100.00	230.00	<LOD	100.00	230.00	<LOD	100.00	230.00	<LOD			
Folpel				400.00	2000.00	<LOD	400.00	2000.00	<LOD	400.00	2000.00	<LOD	400.00	2000.00	<LOD			
Mecoprop				33.60	57.60	<LOD	33.60	57.60	<LOD	33.60	57.60	<LOD	33.60	57.60	<b>28.8</b>			
2_4_D				25.20	68.40	<LOD	25.20	68.40	<LOD	25.20	68.40	<LOD	25.20	68.40	<LOD			
2_4, MCPA				16.80	39.60	<LOD	16.80	39.60	<LOD	16.80	39.60	<LOD	16.80	39.60	<LOD			
Trichlopyr				27.60	46.00	<LOD	27.60	46.00	<LOD	27.60	46.00	<LOD	27.60	46.00	<LOD			
Isothiazolinone				18.00	48.00	<LOD	18.00	48.00	<LOD	18.00	48.00	<LOD	18.00	48.00	<LOD			
Irgarol 1051				16.80	46.80	<LOD	16.80	46.80	<LOD	16.80	46.80	<LOD	16.80	46.80	<LOD			
Terbutryne				24.00	120.00	<LOD	24.00	120.00	<LOD	24.00	120.00	<LOD	24.00	120.00	<LOD			

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

		BR-TOX			INOGEV												BR-TOX					
		14/06/2011			14/03/2012												09/07/2012					
		point 2 moyen			Point 1 surface			Point 1 intermédiaire			Point 1 fond			Point 2 moyen			Point 2 moyen					
		LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur	LOD	LOQ	Teneur			
ng/g MS		ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS	ng/g MS				
	Acetochlore				20.40	51.60	<LOD	20.40	51.60	<LOD	20.40	51.60	<LOD	20.40	51.60	<LOD						
	S-metolachlore				2.40	4.80	<LOD	2.40	4.80	<LOD	2.40	4.80	<LOD	2.40	4.80	<LOD						
	Pendimethalin				19.20	61.20	<LOD	19.20	61.20	<LOD	19.20	61.20	<LOD	19.20	61.20	<LOD						
	Epoxiconazole				10.80	28.80	<LOD	10.80	28.80	<LOD	10.80	28.80	<LOD	10.80	28.80	<LOD						
	Fenpropidine				34.80	109.20	<LOD	34.80	109.20	<LOD	34.80	109.20	<LOD	34.80	109.20	<LOD						
	Chlorothalonil				2.40	9.60	<LOD	2.40	9.60	<LOD	2.40	9.60	<LOD	2.40	9.60	<LOD						
	Metazachlor				16.80	45.60	<LOD	16.80	45.60	<LOD	16.80	45.60	<LOD	16.80	45.60	<LOD						
	Deltamethrine				19.20	43.20	<LOD	19.20	43.20	<LOD	19.20	43.20	<LOD	19.20	43.20	<LOD						
PBDES	BDE28				0.1	0.2	<LOD	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2			
	BDE47				0.1	0.2	9	0.1	0.2	5	0.1	0.2	7	0.1	0.2	17	0.1	0.2	17			
	BDE99				0.1	0.2	15	0.1	0.2	11	0.1	0.2	16	0.1	0.2	33	0.1	0.2	33			
	BDE100				0.3	1.0	0.5	0.3	1.0	0.5	0.3	0.9	<LOD	0.3	1.0	0.5	0.3	1.0	0.5			
	BDE153				0.3	1.0	3	0.3	1.0	3	0.3	0.9	2	0.3	1.0	5	0.3	1.0	5			
	BDE154				0.1	0.2	2	0.1	0.2	2	0.1	0.2	1	0.1	0.2	3	0.1	0.2	3			
	BDE183				0.2	0.5	9	0.2	0.5	4	0.1	0.4	3	0.2	0.5	10	0.2	0.5	10			
	BDE205				0.8	2.4	<LOD	0.8	2.4	<LOD	0.7	2.2	<LOD	0.8	2.4	<LOD	0.8	2.4	<LOD			
	BDE209				1.6	4.8	722	1.6	4.8	926	1.5	4.4	273	1.6	4.8	536	1.6	4.8	536			
		Non analysé						Teneur < LOQ (on indique LOQ/2)														