

# Suivi de la mise en dépôt de matériaux de dragage : cas du site du Rouillard

**Sonia CARPENTIER, Rodolphe MULETTE, Régis MOILLERON et Daniel THEVENOT**  
(Cereve, Université Paris XII-Val de Marne, Créteil)

## 1. Introduction

Les opérations de dragage des rivières sont cruciales pour l'entretien des chenaux de navigation, la prévention des crues, ainsi que lors de certains travaux d'aménagement.

En France, les besoins en curage d'entretien (c'est à dire permettant d'assurer la navigabilité et l'écoulement normal des eaux) sont évalués à 9 millions de m<sup>3</sup> par an. Environ 6 millions de m<sup>3</sup> sont extraits tous les ans en France. 70 % des matériaux extraits sont mis en dépôt ou en cordon sur les berges, 10% sont valorisés en travaux publics, 7% sont épandus sur les terres agricoles et le solde connaît diverses destinations (remblais, clapage, inertage...). Le déficit est donc de 3 millions de m<sup>3</sup> et concerne majoritairement les cours d'eau non navigués (Bogusz and Pavageau, 1999).

La moyenne des volumes dragués par le Port Autonome de Paris et les Voies Navigables de France sur les dix dernières années, dans le bassin de la Seine, est de 150 000 m<sup>3</sup>/an soit un quarantième du volume dragué en France.

Dans les rivières soumises à la pression anthropique comme la Seine ou l'Oise, les polluants sont présents de façon majoritaire dans les sédiments (Petersen *et al.*, 1996). La charge polluante de ces sédiments, une fois dragués, pose le problème de la gestion de ces matériaux.

Les sédiments issus des campagnes annuelles de dragage de la Seine et de l'Oise en aval des zones les plus industrialisées sont mis en dépôt dans d'anciennes gravières généralement remplies d'eau. Ces sédiments sont contaminés en matière organique et en micropolluants métalliques (valeurs médianes de 32 mg/kg.ms de Cr, 52 mg/kg.ms de Pb, 190 mg/kg.ms de Zn, 0,8 mg/kg.ms de Cd, 17 mg/kg.ms de Ni, 0,45mg/kg.ms de Hg, 31 mg/kg.ms de Cu pour la Seine aval obtenues lors des campagnes effectuées avant dragage en 1996, 1999 et 2000) et organiques comme les hydrocarbures totaux (194 mg/kg.ms) ou les hydrocarbures aromatiques polycycliques (6,7 mg/kg.ms).

Lors de leur dragage, transport, et refoulement sur ces sites, mais aussi lors de leur stockage, ces matériaux de dragage contaminés sont donc susceptibles de relarguer des micropolluants dans la colonne d'eau, dans la rivière ou dans la nappe phréatique.

Afin d'étudier l'impact des matériaux de dragage mis en dépôt sur l'environnement et plus précisément la mobilisation et le relargage des polluants, nous avons étudié un de ces sites de dépôt. Nous avons choisi le site de dépôt du Rouillard, situé dans la base de loisirs de Verneuil sur Seine (78). Celui-ci a accueilli les premiers matériaux de dragage fin juin 1999. Nous avons pu effectuer un échantillonnage avant les premiers remblais et nous disposons ainsi d'un point de référence. Les résultats concernant le point de référence et les résultats des campagnes mensuelles effectuées pendant les périodes de remplissage et de repos sont présentés dans une première partie. Nous avons également choisi d'étudier la potentialité au relargage des matériaux de dragage en laboratoire. Nous présentons ici la mise en place de réacteurs de laboratoire simulant la mise en dépôt de matériaux de dragage, tout en contrôlant les entrées et les sorties du système, ainsi que les premiers résultats obtenus grâce aux réacteurs.

## Collaborations

Depuis 1999, cette action a été réalisée avec différents partenaires du Piren Seine, à savoir les Voies Navigables de France (VNF), le Service de Navigation de la Seine (SNS). L'entreprise EMCC (Entreprise Morillon Corvol Courbot), qui gère les dragages sur le bassin de la Seine, a également été étroitement associée à cette action.

## 2. Matériels et méthodes

### 2.1. Le matériel de terrain

Tout le matériel utilisé lors des prélèvements a subi un lavage rigoureux pour minimiser toute contamination. Nous utilisons des flacons en verre teinté pour les échantillons destinés aux analyses d'hydrocarbures ainsi que pour toutes les analyses physico-chimiques. Des flacons de PVC sont utilisés pour les échantillons destinés aux analyses de métaux lourds. Les détails des protocoles de lavage sont présentés dans le rapport d'activité 1999 du Piren Seine (Carpentier *et al.*, 1999).

### 2.2. Les prélèvements

*Les échantillons de sédiment et matériaux de dragage* : ils sont prélevés à l'aide de pelles à sédiment, ou de carottiers lorsque la consistance du matériau le permet. Pour chaque point, 2 à 3 kg de matériau sont prélevés afin d'obtenir un minimum de 500 ml d'eau interstitielle nécessaire aux diverses analyses.

*Les échantillons d'eau superficielle* : ils sont prélevés à l'aide d'un préleveur conçu par le SNS (Carpentier *et al.*, 1999) à 1 m de profondeur afin d'éviter les biais entraînés par la nature de l'eau de surface. Pour chaque point, 2 litres d'eau sont prélevés.

*Les échantillons de piézomètres et massifs filtrants* : ils sont prélevés au moyen d'un échantillonneur (Roucaire ISCO modèle 2700, débit de pompage = 3 L/min) qui évite tout contact entre l'échantillon et la pompe. L'extrémité du tuyau (diamètre intérieur 7 mm) de cet échantillonneur est munie d'une crépine de PVC percée de trous de 5 mm de diamètre.

### 2.3. Les protocoles expérimentaux

Sur les différents échantillons prélevés lors des campagnes d'échantillonnage, nous effectuons à la fois des mesures *in situ*, des mesures physico-chimiques et des mesures de micropolluants inorganiques (métaux) et organiques (hydrocarbures aliphatiques et aromatiques).

#### 2.3.1. Paramètres mesurés *in situ*

Sur le terrain, les paramètres pH, conductivité ionique, potentiel redox, oxygène dissous et température sont mesurés au moyen de capteurs spécifiques.

#### 2.3.2. Physico-chimie

Les analyses physico-chimiques réalisées sur les échantillons d'eau et/ou de sédiment sont présentées dans le Tableau 1.

**Tableau 1.** Paramètres physico-chimiques mesurés sur les échantillons prélevés et normes correspondantes.

Analyse	Abrév.	Norme AFNOR	Remarques
Humidité	-	NF ISO 11465 X 31-102 08/94	Séchage de 10 g, 105°C
Perte au feu	-	-	Calcination de 5 g, 550°C
Matières en suspension	MES	NF EN 872	Filtres GF/F pré-calcinés
Matières volatiles en suspension	MVS	-	Calcination des MES à 550°C
Granulométrie grossière	-	NF X 31-107	2000, 200, 50 et 20 µm
Carbone organique dissous	COD	NF EN 1484 07/97	Analyseur 1010 OI-Analytical
Ammonium	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NF EN ISO 11732 08/97	
Azote total Kjeldhal	NTK	NF EN 25 663 01/94	
Nitrites	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NF EN 26777 05/93	
Nitrates	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NF EN ISO 10304-1 06/95	
Demande chimique en oxygène	DCO	NF T 90 101 10/88	
Demande biochimique en oxygène	DBO	NF EN 1899-1 05/98	
Hydrocarbures totaux		XP T 90-114- 10/79	Extraction CCl <sub>4</sub> , Absorption IR
Phosphore	P	NF EN ISO 11885	
Organohalogénés absorbables	AOX	NF EN 1484 07/97	

### 2.3.3. Analyses d'hydrocarbures et métaux

Les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques sont mesurés dans les phases dissoute et particulaire des échantillons d'eau. Ils sont également mesurés dans les sédiments et leurs eaux interstitielles. L'analyse est réalisée par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. Les métaux lourds sont également mesurés sur les mêmes échantillons, l'analyse est effectuée par spectrométrie d'absorption atomique. Ces protocoles sont décrits en détail dans le rapport d'activité 1999 du Piren Seine (Carpentier *et al.*, 1999).

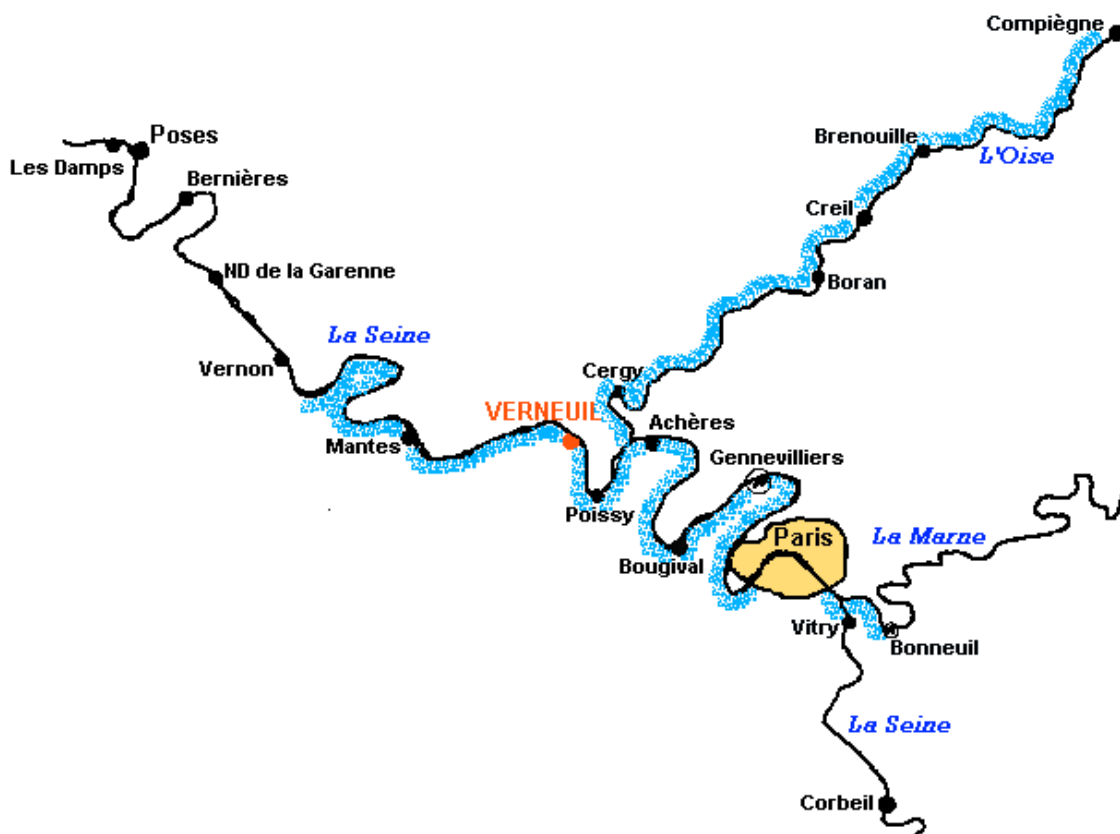
## 3. Le site du Rouillard

L'étang du Rouillard a été choisi pour recueillir les matériaux dragués de la Seine et de l'Oise à partir de 1999 (voir détail des matériaux déposés dans ce site Figure 1). Ce site nous permet d'une part d'effectuer un suivi des polluants présents dans les sédiments dragués, jusqu'à leur mise en dépôt, puis lors de leur stockage dans l'étang. D'autre part, il présente l'avantage de n'avoir jamais reçu de matériaux de dragages préalablement à cette étude. De plus, les matériaux déposés dans le site sont sous le contrôle exclusif d'EMCC, évitant ainsi d'éventuels dépôts 'sauvages'.

### 3.1. Présentation du site

L'étang du Rouillard se situe sur la rive gauche de la Seine (Seine, PK 91) sur une ancienne gravière. Cet étang a reçu les premiers dépôts de matériaux de dragage fin juin 1999. Il constitue une zone de dépôt d'une capacité de 200 000 m<sup>3</sup>. Il est destiné à accueillir 80 000 à 110 000 m<sup>3</sup> de sédiment dilué par an.

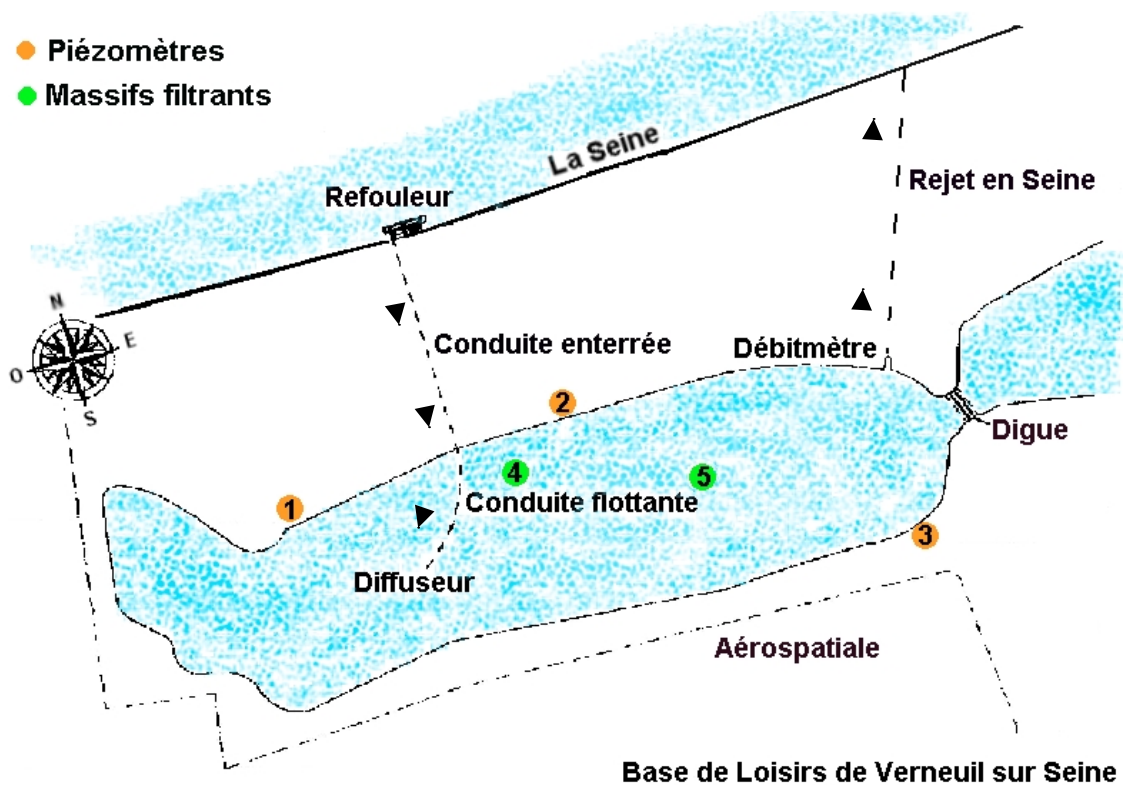
L'étang est situé au sein de la base de loisirs de Verneuil sur Seine (voir Figure 1). Il a une superficie de 90000 m<sup>2</sup>. L'aménageur de la base de loisirs a obtenu un récépissé de déclaration au titre de la Loi sur l'Eau pour le remblaiement de cet étang. Les matériaux de dragage mis en dépôt restent recouverts d'une lame d'eau de 2 m ( $\pm$  50cm).



**Figure 1.** Zones draguées dont les matériaux sont déposés dans le site du Rouillard à Verneuil.

### 3.2. Procédure de mise en dépôt

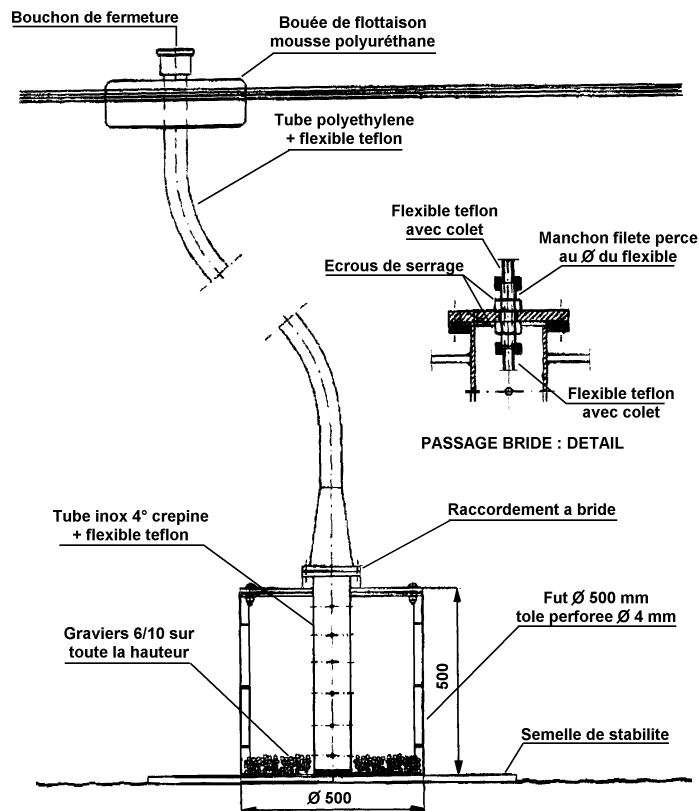
Les sédiments dragués sont transportés par barge jusqu'aux abords du dépôt. Ils sont alors dilués avec de l'eau pompée en Seine et entraînés dans l'étang via une conduite, par un refouleur posté sur la Seine. La conduite enterrée dans la berge se prolonge dans le bassin par une canalisation maintenue par des flotteurs. Celle-ci est flexible, ce qui permet de la déplacer, et de remblayer le bassin de façon à ce que le matériau soit réparti uniformément. Ainsi, au cours de la campagne de dragage, cette conduite est déplacée et/ou raccourcie régulièrement. Les eaux de surverse sont rejetées dans la Seine via une autre conduite enterrée. Un débitmètre a été installé au niveau de cette surverse (voir Figure 2). Il enregistre en continu les débits de sortie en Seine. De la même façon, les débits d'eau de Seine pompée pour la dilution des matériaux de dragage sont enregistrés en continu.



**Figure 2.** Représentation schématique du site du Rouillard

### 3.3. Equipement du site

Ce site est équipé de trois piézomètres 'externes' répartis autour de l'étang (n°1, 2 et 3 de la Figure 2). et de deux piézomètres 'dans le dépôt' ou massifs filtrants (n°4 et 5 de la Figure 2). Les piézomètres externes ont été mis en place de sorte qu'ils permettent d'échantillonner l'eau de la nappe souterraine présente sous l'étang. Nous suivons ainsi l'évolution de la qualité de cette eau de nappe en 3 points, en fonction du remplissage de l'étang par les matériaux de dragage (MD). Les 2 massifs filtrants sont, quant à eux, des préleveurs conçus et construits spécifiquement pour notre étude : ils permettent d'échantillonner les eaux interstitielles des MD en place dans l'étang. Ils ont été placés dans l'étang début juillet 2000 sur une zone non remblayée puis ils ont immédiatement été recouverts d'une couche de MD de 60 cm - la hauteur du fût permettant l'échantillonnage étant de 50 cm (Figure 3). Jusqu'en décembre 2000, seul le massif filtrant n°5 est recouvert de matériaux de dragage. Le massif filtrant n°4 ne sera recouvert que lors du remblaiement associé à la campagne de dragage 2001 qui devrait débuter au mois de mai 2001.



**Figure 3.** Représentation schématique des massifs filtrants permettant de collecter l'eau interstitielle des matériaux de dragage en place dans l'étang.

### 3.4. Points de prélèvement et fréquences d'échantillonnage

Des échantillons d'eau de l'étang (au milieu du lac et au niveau du rejet en Seine), d'eau de piézomètres 'externes' en trois points autour du lac, d'eau de massifs filtrants et ainsi que des échantillons de matériaux de dragage (dans les barges ou dans l'étang) ont été prélevés. Nous prélevons également un échantillon d'eau de Seine, eau qui dilue les matériaux de dragage afin que ceux-ci puissent être pompés et acheminés vers l'étang.

Les fréquences d'échantillonnage sont les suivantes :

- ◆ Les eaux superficielles de l'étang et l'eau de Seine sont échantillonnées 1 fois par mois,
- ◆ Les eaux de piézomètre et massifs filtrants sont échantillonnées une fois par trimestre,
- ◆ Les matériaux de dragage sont également échantillonnés une fois par trimestre.

Ces fréquences d'échantillonnage ont été appliquées depuis la première campagne d'échantillonnage qui a eu lieu en juillet 1999 et le resteront jusqu'à la dernière campagne (avril – mai 2001) à l'exception des massifs filtrants qui n'ont été mis en place qu'en juillet 2000.

### 3.5. Qualité des eaux superficielles (périodes de remplissage et de repos)

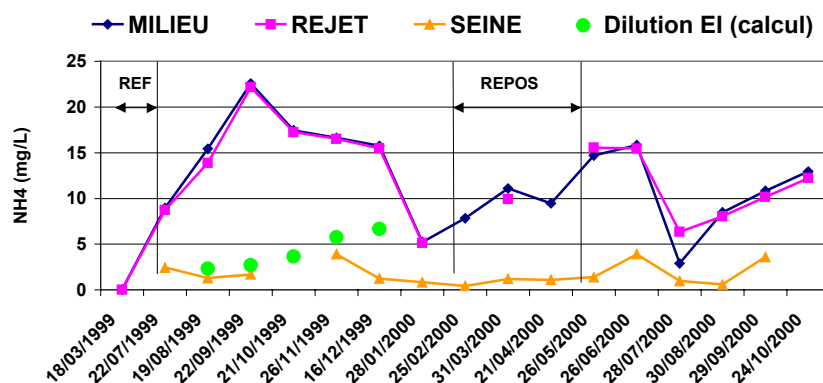
#### 3.5.1. Evolution de la qualité des eaux superficielles

Les résultats concernant l'eau de Seine sont, dès que cela est possible, comparés aux valeurs obtenues pour l'étang. En effet, les matériaux de dragage étant dilués d'un facteur 10 avec l'eau de Seine, cette eau constitue par conséquent un apport considérable à l'étang. Nous avons en effet estimé que l'eau de Seine avait remplacé l'eau présente initialement dans l'étang après 3 à 6 mois de remplissage. Les résultats présentés concernent les périodes de remplissage, c'est à dire des périodes au cours desquelles l'étang est rempli tous les jours (ouvrables) et les périodes de repos. Ces dernières correspondent à la période durant laquelle les dragages sont rendus impossibles par les crues et par

conséquent, le dépôt est arrêté. De même, sur chaque graphique est représenté le point de référence prélevé avant les premiers remblais en mars 1999.

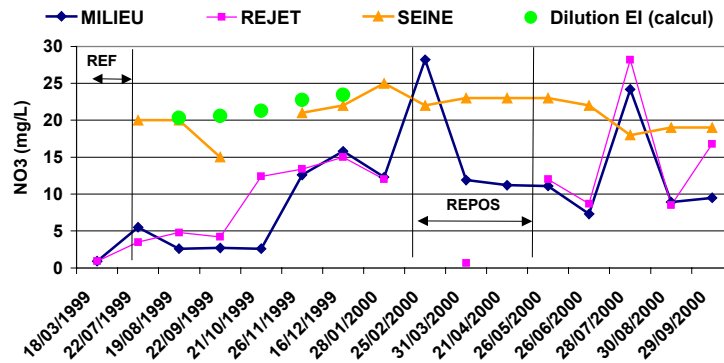
### Paramètres physico-chimiques

Les teneurs en **MES** observées dans l'étang pendant les périodes de remplissage sont élevées (elles fluctuent entre 22 et 54 mg/L) en raison du brassage des matériaux de dragage au cours du remblaiement. Les valeurs obtenues en période de repos (de 5 à 11 mg/L) montrent une réelle décantation de ces particules. Il est important de noter qu'un développement d'algues filamenteuses a été observé sur les berges du lac en période de repos : ceci pourrait être un indice d'eutrophisation de l'étang. En effet, les concentrations en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) présentées Figure 4 présentent des valeurs importantes qui contribuent à l'eutrophisation. Nous constatons en particulier que ces concentrations ne diminuent pas pendant la période de repos, ce qui indique un relargage depuis les matériaux de dragage (MD) en place par suite de l'ammonification de l'azote organique. Nous avons estimé la dilution des eaux interstitielles des matériaux déposés (valeur moyenne obtenue pour les eaux interstitielles lors des campagnes avant dragage de 1999) dans l'eau de l'étang (valeur moyenne obtenue pour l'eau de Seine) en considérant que l'étang était totalement rempli d'eau de Seine. Ce calcul montre que la simple dilution des eaux interstitielles ne suffit pas à expliquer les fortes concentrations observées dans l'eau du lac (Figure 4) et ainsi confirme l'hypothèse du relargage par diagenèse du matériau déposé.



**Figure 4.** Concentrations en ammonium dans les eaux superficielles

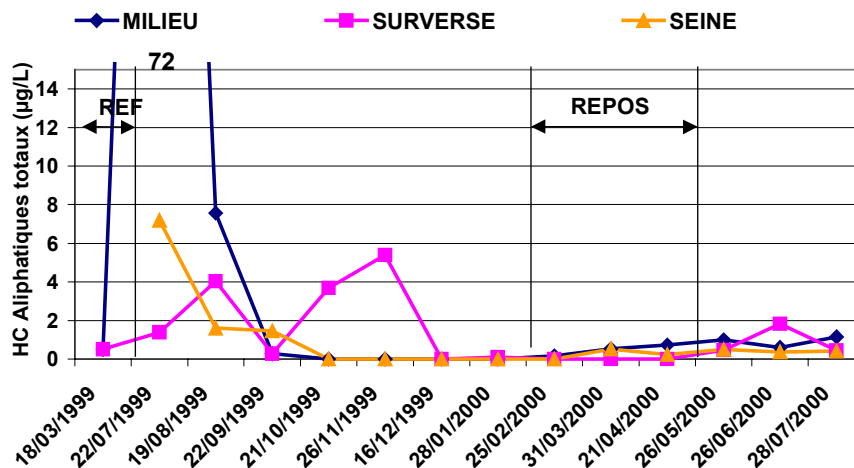
Concernant le **phosphore** total (P tot) mesuré sur échantillon brut, les concentrations en Seine et dans l'étang sont voisines (0,3 mg/L en moyenne). L'état de référence effectué en mars 1999 présentait des concentrations beaucoup plus faibles (inférieures à 0,1 mg/L). Nous pouvons supposer que les teneurs en P tot dans le lac après remplissage sont essentiellement dues à l'eau de Seine utilisée pour la dilution des matériaux de dragage. Nous pouvons réitérer cette hypothèse pour le cas des **nitrate**s (Figure 5). De la même manière que pour l'ammonium, nous avons estimé la dilution des eaux interstitielles des matériaux déposés (valeur moyenne obtenue pour les eaux interstitielles lors des campagnes avant dragage de 1999) dans l'eau de l'étang (valeur moyenne obtenue pour l'eau de Seine). Ce calcul montre que la contribution des eaux interstitielles à l'apport en nitrates dans le lac est négligeable par rapport à l'apport par l'eau de Seine seule (Figure 5). Nous observons des teneurs un peu plus faibles dans le lac que dans la Seine, nous supposons l'existence d'un phénomène de dénitrification qui serait rendu possible par le caractère réducteur des matériaux de dragage : les sédiments fluviaux sont en effet contaminés par les rejets urbains, en particules riches en matière organique.



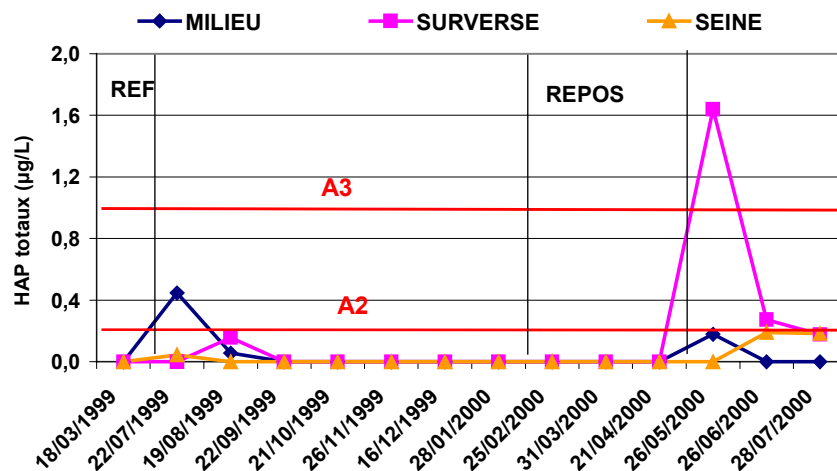
**Figure 5.** Concentrations en nitrates dans les eaux superficielles

Hydrocarbures

Les hydrocarbures ont été mesurés de façon systématique sur les fractions dissoute et particulaire des eaux superficielles de l'étang. Les résultats obtenus pour les fractions dissoutes sont présentés Figure 6 pour les hydrocarbures aliphatiques totaux et Figure 7 pour les HAP totaux.



**Figure 6.** Concentrations en hydrocarbures aliphatiques totaux dans la fraction dissoute des eaux superficielles



**Figure 7.** Concentrations en HAP totaux dans la fraction dissoute des eaux superficielles

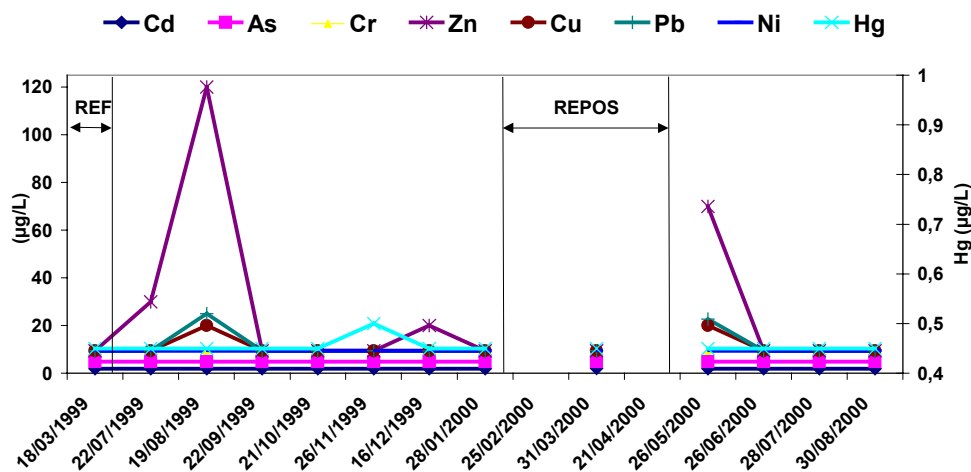
Les résultats obtenus, tant pour les hydrocarbures aliphatiques qu'aromatiques, présentent le plus souvent des concentrations inférieures ou proches des limites de détection des protocoles de

mesure. Nous notons, en début de période de remplissage (juillet et août 1999 et mai juin 2000), des concentrations qui ont pu atteindre des valeurs notables et en particulier dépasser les seuils A2 ou A3 qui sont les valeurs limites du décret 91-257 sur la qualité des eaux de surface destinées à la production d'eau de consommation humaine pour les HAP. Ces épisodes sont très ponctuels et correspondent probablement à la contamination du matériau introduit dans l'étang lors de l'échantillonnage. En effet, il est important de noter que la qualité des matériaux introduits dans l'étang est extrêmement hétérogène : il s'agit aussi bien de matériau très sableux et très peu voire pas du tout contaminé, que de matériau à consistance plutôt vaseuse et plus riche en polluants de nature elle aussi très variée en fonction du bief dragué.

Cette variabilité est également présente dans la répartition dissous/particulaire des hydrocarbures. Si prenons l'exemple des échantillons d'eaux superficielles du milieu du lac en période de remplissage, nous obtenons une valeur médiane de 13,5% d'hydrocarbures aliphatiques dans la fraction dissoute avec un premier décile de 0% et un dernier décile de 86,6% (n=10). Les HAP que nous retrouvons de façon majoritaire dans les échantillons du milieu du lac et au niveau du rejet en Seine sont le phénanthrène, le fluoranthène et le pyrène. Ceux-ci indiquent une pollution d'origine pyrolitique (par exemple émissions diesel, huile de moteur brûlée...). De façon moins marquée, nous notons la présence de benzo(a)anthracène et de benzo(b)fluoranthène qui indique une origine pétrogénique de la contamination.

### Métaux

Les métaux (Cd, As, Cr, Zn, Cu, Pb, Ni, Hg) ont été mesurés sur les échantillons d'eaux superficielles brutes (fraction dissoute + particulaire). Ceci signifie que la mesure intègre la fraction dissoute ainsi qu'une part difficilement quantifiable de la fraction particulaire : en effet, la simple acidification appliquée à l'échantillon ne permet pas la dissolution complète des métaux adsorbés sur les particules. Dans le cas présent, nous estimerons que cette mesure correspond à des teneurs surestimées de métaux présents dans la fraction dissoute. La Figure 8 présente l'évolution des concentrations en métaux de l'échantillons brut pour le point situé au niveau de la surverse de l'étang.



**Figure 8.** Concentrations en métaux totaux (dissous + particulaire) dans l'eau de surverse

Nous notons que les métaux, comme les hydrocarbures, sont le plus souvent présents dans les eaux de surface à des concentrations inférieures aux limites de détection des protocoles utilisés. Les augmentations très ponctuelles des concentrations pendant les périodes de remplissage, observées dans le cas de l'eau de surverse, se répètent également dans les eaux du milieu de l'étang. De même que pour les hydrocarbures, ces événements ponctuels résulteraient de la grande variabilité, en termes de qualité, des matériaux introduits dans l'étang.

### **3.5.2. Suivi sur 24 h de l'impact du dépôt de matériaux**

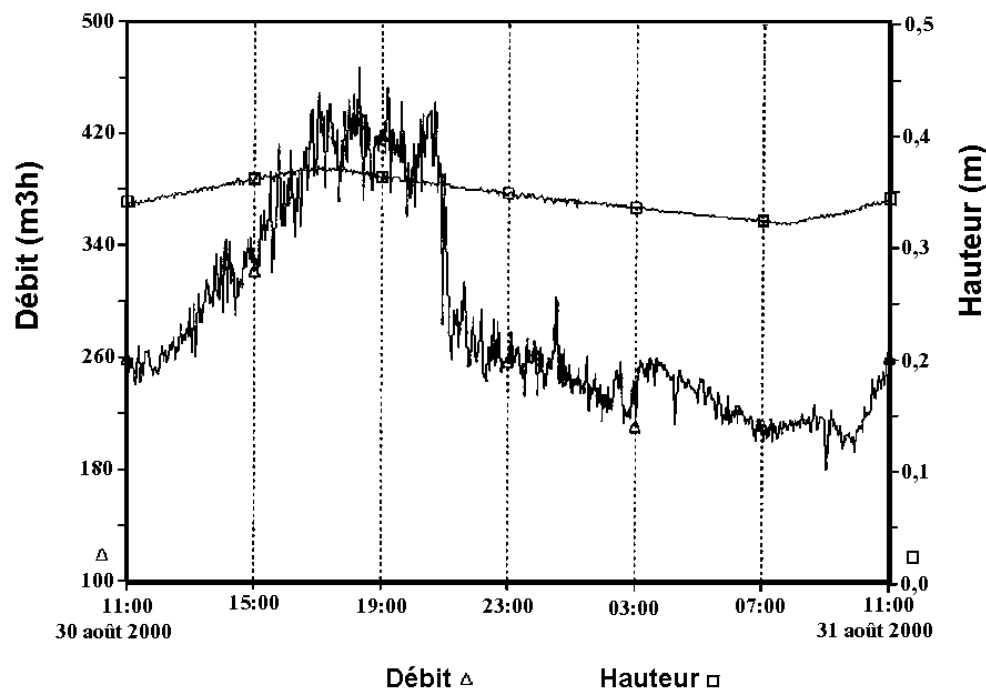
Une campagne de suivi sur 24 h a été réalisée afin de déterminer l'impact à court terme du dépôt de MD pendant la période de remplissage. Cette campagne a été mise en place les 30 et 31 août 2000.



Un échantillon d'eau a été prélevé toutes les heures pendant 24 h au niveau du rejet en Seine. Les paramètres de débit du rejet en Seine, hauteur d'eau de l'étang, MES, teneur en ammonium et en carbone organique dissous ont été mesurés sur ces échantillons.

- ◆ **Débit** : la mesure en continu du débit de surverse (Figure 9) montre un décalage de 2 heures environ entre le début des activités de remblaiement (8h00) et les premières augmentations de débit (10h00). Celui-ci atteint de fortes valeurs (environ 450 m<sup>3</sup>/h) jusqu'à 21h00 puis tend à revenir aux valeurs observées la veille en matinée (environ 250 m<sup>3</sup>/h).
- ◆ **Hauteur d'eau** : une variation de 5 cm au cours de la journée puis un retour à la valeur initiale de la veille ont été observés (Figure 9).

Ces résultats illustrent les temps de réaction hydraulique de l'étang du Rouillard à la mise en dépôt de MD dilués par l'eau de Seine.



**Figure 9.** Variation des débits de rejet en Seine et de hauteur d'eau de l'étang durant 24h les 30 et 31 août 2000

- ◆ **MES** : un décalage entre le début du remblaiement effectif (8h00) et l'augmentation des teneurs en MES (11h00) a également été observé. Le retour nocturne aux valeurs observées la veille au matin est lent : la diminution est amorcée à partir de minuit. La décantation n'est que partielle puisque les concentrations les plus faibles mesurées à 6h00 sont supérieures à 15 mg/L, alors que les concentrations en période hivernale de repos sont de l'ordre de 5 à 10 mg/L.
- ◆ **NH<sub>4</sub><sup>+</sup>** : les valeurs observées varient peu au cours des 24 h. Le suivi horaire ne montre pas de retour à de faibles valeurs pendant la nuit. Les concentrations mesurées sont comprises entre 6 et 10 mg/L : elles excèdent 4 mg/L (limite du décret 91-257 pour les eaux de surface destinées à la production d'eau de consommation). Ces fortes concentrations observées sont apportées par l'eau interstitielle des MD mais la stabilité de ces concentrations pourrait provenir du relargage par les sédiments déposés antérieurement.
- ◆ **COD** : les mêmes phénomènes que pour l'ammonium ont été observés pour ce paramètre. L'apport en carbone organique dissous proviendrait également des eaux interstitielles des MD en cours de dépôt et le maintien à de fortes concentrations de COD (de 7 à 15 mg/L) serait dû au relargage depuis les sédiments en place.

### 3.6. Conclusions

D'après les résultats obtenus pour les eaux superficielles, il semblerait que l'impact majeur de la mise en dépôt de matériaux de dragage dans un site 'en eau', c'est à dire un dépôt en eau soit un

apport significatif en ammonium et en carbone organique dissous dans les eaux superficielles. De plus, il ressort de ce suivi à différentes échelles temporelles que cet apport serait une combinaison de la dilution des eaux interstitielles des matériaux de dragage lors du remblaiement et d'un relargage depuis les matériaux déjà en place. Etant données les quantités d'eau de Seine utilisées pour transporter les MD, l'eau qui était présente dans l'étang avant les premiers remblais a été intégralement substituée par de l'eau de Seine et ainsi, l'étang a été enrichi des éléments déjà présents dans l'eau de Seine, à savoir le phosphore et les nitrates.

Les résultats concernant les piézomètres extérieurs, les massifs filtrants ou encore les sédiments seront présentés ultérieurement dès lors que le nombre d'échantillons permettra de tirer des conclusions au sujet de l'impact de la mise en dépôt des MD sur la qualité des eaux de nappe. En effet, ces différents échantillons sont prélevés une fois par trimestre et le nombre de données disponibles à ce jour n'est pas suffisant pour estimer des variations. Enfin, les données relatives aux flux hydrauliques seront rassemblées dans les prochains mois. Elles nous permettront de calculer des flux de pollution.

**Remarque :** Des échantillons destinés à l'étude des invertébrés aquatiques ont été prélevés en période de repos (avril 2000) et de remplissage (juillet 2000) afin d'évaluer l'impact biologique de la mise en dépôt de MD. Les résultats de ces études seront traités et présentés ultérieurement.

## 4. Expérimentations en réacteurs de laboratoire

La caractérisation des interactions eau-sédiment peut être étudiée en laboratoire. La réalisation d'expériences à échelle réduite permet en effet de contrôler différents paramètres pouvant jouer un rôle dans ces interactions. Les expérimentations en réacteurs permettent d'étudier les phénomènes tels la sédimentation (Vanderhasselt and Vanrolleghem, 2000), la dégradation (Sasaki *et al.*, 1996 ; Tsuno *et al.*, 1996) ou la mobilité des polluants présents dans les sédiments (Bussy, 1996; Grambrell *et al.*, 1980 ; Petersen *et al.*, 1995). Grambrell (1980) a montré, grâce à ses expériences en réacteur, que tous les phénomènes de déplacement de polluants se déroulaient lors du brassage en continu du sédiment. C'est pourquoi nous avons choisi de mettre en place un modèle de réacteurs permettant la simulation, en laboratoire, de la mise en dépôt de matériaux de dragage et notamment le mélange intime de ces MD avec de l'eau de Seine et ses conséquences sur la qualité de l'eau de surface dans le lac.

Nous avons également effectué des tests de lixiviation selon la norme AFNOR (NF : XP X 31-210) qui est actuellement le seul test susceptible d'être employé réglementairement pour évaluer l'impact des MD sur l'environnement. Il est cependant clair que ce test normalisé a été établi pour des déchets et non des sédiments. L'un des objectifs de ce travail a donc été de tester l'utilisation du test de lixiviation dans le cas de la mise en dépôt des matériaux de dragage.

### 4.1. Mise en place du réacteur

#### 4.1.1. Caractéristiques

La diversité des réacteurs présentés dans la littérature est presque aussi grande que le nombre d'auteurs qui les ont mis en place. Cette hétérogénéité s'explique le plus souvent par la diversité des objectifs à atteindre. En effet, la matière du réacteur est directement liée aux analyses effectuées lors des expérimentations. Bussy (1996), qui a réalisé des mesures sur les métaux, a dû éviter toute contamination susceptible d'affecter l'analyse des métaux, d'où le choix de matériaux plastiques. La taille du réacteur dépend aussi des analyses effectuées. En effet, la réalisation d'expériences nécessite parfois une quantité importante d'échantillon, par exemple 1 L minimum pour chaque analyse d'hydrocarbures. De plus, la taille du réacteur doit tenir compte du nombre de prélèvements à effectuer (Vale *et al.*, 1998). Par conséquent, les contenances des réacteurs peuvent varier de 2 à 122 litres.

Un réacteur de 2 litres nous a semblé un bon compromis. En effet, ce volume convient très bien aux prélèvements d'échantillons destinés à l'analyse de COD (aliquotes de 25 mL) ainsi qu'aux différentes mesures de paramètres *in situ* et de la plupart des micropolluants.

### 4.1.2. Matériaux étudiés

Le terme 'matériaux' désigne ici les sédiments et l'eau destinés aux expérimentations en réacteur. La littérature distingue deux types de matériaux :

- ◆ Les matériaux dits 'naturels' qui proviennent du site réel à modéliser. Ils sont largement utilisés pour l'étude de la mobilité des polluants (Bussy, 1996 ; Grambrell *et al.*, 1980 ; Vale *et al.*, 1998 ; Vanderhasselt and Vanrolleghem, 2000). Les matériaux présents sur le site réel sont analysés au préalable, il est alors possible de comparer les phénomènes observés sur le site et les expériences de laboratoire. Dans un souci de réalisme, la proportion eau-sédiment est proche de celle du site.
- ◆ Les matériaux dits 'artificiels' qui sont employés le plus souvent lors des expérimentations de dégradation d'espèces chimiques en réacteur. Les matériaux artificiels correspondent à une reconstitution plus ou moins fidèle du matériau naturel dont la composition a été simplifiée (Sasaki *et al.*, 1996 ; Tsuno *et al.*, 1996).

Le sédiment prélevé dans une barge et l'eau de Seine prélevée au niveau du refouleur semblent être les matériaux les plus adaptés pour nos expériences en laboratoire destinées à simuler l'impact de la remise en suspension et du dépôt de sédiments fluviaux.

### 4.1.3. Paramètres contrôlés

Pour le contrôle des paramètres physico-chimiques, Petersen (1995) utilise des valeurs obtenues sur le site réel afin de reproduire ces conditions en laboratoire. Il est également possible de faire varier ces paramètres afin d'évaluer leur influence sur le comportement du matériau étudié (Grambrell *et al.*, 1980).

Dans nos expériences, les paramètres contrôlables sont les suivants :

- ◆ Le **pH** est contrôlé par voie chimique (ajout d'acide ou de base). Ce paramètre doit être ajusté à pas de temps réguliers lors de l'expérimentation (Fryar and Schwartz, 1998 ; Grambrell *et al.*, 1980 ; Petersen *et al.*, 1995).
- ◆ La **température** peut être régulée grâce à un réacteur équipé d'une double paroi dans laquelle circule de l'eau à la température désirée (Sasaki *et al.*, 1996 ; Turam and Ozturk, 1996). L'autre manière consiste à placer le réacteur dans une pièce ou armoire où la température est maintenue constante (Vanderhasselt and Vanrolleghem, 2000). Ces expériences peuvent aussi être réalisées à température ambiante (Fryar and Schwartz, 1998 ; Ghangrekar *et al.*, 1996 ; Vale *et al.*, 1998) si celle-ci ne varie pas trop. C'est ce que nous avons choisi pour ces expérimentations.
- ◆ **L'oxygénation** peut être effectuée à l'aide de diffuseurs reliés à une pompe à air (Bussy, 1996 ; Choi *et al.*, 1996 ; Grambrell *et al.*, 1980 ; Vale *et al.*, 1998). Grambrell (1980) favorise l'oxygénation par un brassage de l'eau dans le réacteur. Tsuno (1996) réalise des expériences en milieu anoxique, ce qui implique l'utilisation d'un réacteur parfaitement hermétique. Nous avons apporté régulièrement de l'oxygène par bullage d'air.
- ◆ La **pression** partielle de l'oxygène gazeux peut être régulée à l'intérieur du réacteur en introduisant un gaz inerte tel que l'azote (Bussy, 1996 ; Petersen *et al.*, 1995).

L'ensemble de ces techniques permet de recréer des conditions qui tendent à simuler celles rencontrées sur le site étudié. Ici, nous contrôlons essentiellement l'oxygénation grâce à une pompe à air et corrigeons éventuellement le pH. Les variations rapides de température sont limitées par un 'manteau' isotherme composé de laine de verre.

### 4.1.4. Durée d'expériences et modes de prélèvements

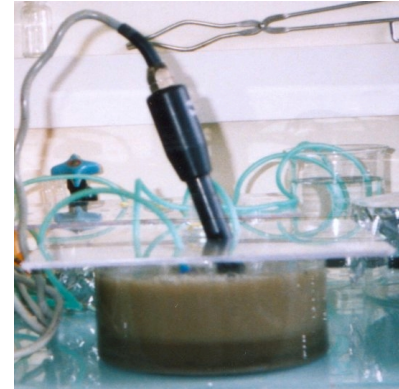
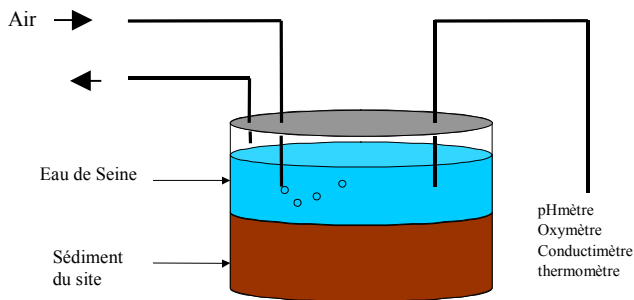
Les durées d'expérimentation s'échelonnent, dans la littérature, de une heure à trois mois. Les expérimentations qui utilisent le brassage de l'eau dans le réacteur durent souvent plus de deux semaines (Bussy, 1996 ; Grambrell *et al.*, 1980). En revanche, lorsque les réacteurs utilisent une simple aération, les expérimentations sont de courte durée, l'ordre de 24 heures.

Les prélèvements sont réalisés dans le réacteur directement, soit en arrêtant l'expérience et en prélevant tout le contenu du réacteur (Grambrell *et al.*, 1980), soit en collectant des aliquotes à différents temps (Bussy, 1996 ; Petersen *et al.*, 1995 ; Tsuno *et al.*, 1996). La première solution a été

choisie pour les analyses d'hydrocarbures, la seconde a été utilisée pour collecter les aliquotes de 25 mL nécessaires à la mesure du COD.

#### 4.1.5. Réacteur simulant la mise en dépôt de MD

Le réacteur consiste en un cristalliseur de verre d'une capacité de deux litres. Il est fermé par un couvercle de plexiglas percé afin de permettre les entrées et sorties d'oxygène (air pompé) ainsi que le passage des sondes mesurant les paramètres *in situ* (Figure 10). Des joints d'étanchéité ont été placés entre le cristalliseur et le couvercle et au niveau des trous percés dans le couvercle.



**Figure 10.** Représentation schématique et photographie du réacteur de laboratoire (2 L)

Un diffuseur est relié à une pompe débitant une quantité constante d'air dans le réacteur. Le débit peut être réglé au moyen d'un variateur. L'oxygène dans le réacteur est fixé à 7 mg /L, ce qui correspond à la moyenne observée sur l'étang du Rouillard en période de dépôt de MD.

Afin de simuler le dépôt des matériaux de dragage dans l'étang, opération qui est effectuée au moyen de pompes puissantes, nous mélangeons intimement le sédiment avec de l'eau de Seine. Ce mélange est effectué dans une bouteille en verre de 2 L. 500 g de sédiment sont mis en contact avec 1,8 L d'eau de Seine. La bouteille est agitée pendant 1 minute, le mélange est alors versé dans le réacteur. Le couvercle est installé puis la pompe permettant l'oxygénation est mise en route. Une sonde à oxygène permet de vérifier que la concentration en  $O_2$  est voisine de 7 mg/L dans le réacteur. La concentration en  $O_2$  est régulièrement contrôlée au cours de l'expérimentation.

#### Remarques concernant la conservation des matériaux

Les matériaux de dragage ont été prélevés dans une barge. Ils ont ensuite été homogénéisés et échantillonnés dans des flacons de verre teintés. Les sédiments ont ensuite été congelés en raison du fonctionnement du site : celui-ci ayant été remblayé de juin 1999 à janvier 2000, les matériaux de dragage provenant des barges ont dû être conservés pour effectuer des expérimentations en dehors de cette période. Des tests de conservation ont montré que l'impact de la congélation sur la physico-chimie de ces matériaux n'était que mineur.

L'eau de Seine a été prélevée avant chaque expérimentation. Cette eau a été conservée à 4°C pendant au plus 3 jours dans des flacons teintés.

## 4.2. Premiers résultats

### 4.2.1. Caractérisation des matériaux

La caractérisation des matériaux avant 'dépôt' en réacteur est nécessaire afin d'établir un état initial des matières dissoutes et particulaires en présence.

#### Les matériaux de dragage

Il s'agit de sédiment prélevé dans des barges sur le site du Rouillard le 16 décembre 1999 et le 28 janvier 2000. Le sédiment prélevé en décembre 1999 a été utilisé pour les expériences concernant

les cinétiques de relargage, et le sédiment de janvier 2000 a subi les tests de lixiviation. Un tamisage granulométrique a permis de déterminer les différentes fractions présentes dans les sédiment (sables, limons, argiles, débris organiques). L'humidité, la perte au feu et les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques (HAP) ont également été mesurés sur le sédiment brut. Le carbone organique et les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques dissous a été mesuré dans les eaux interstitielles. Les résultats sont présentés dans le Tableau 2.

**Tableau 2.** Résultats des analyses sur les sédiments utilisés pour les expérimentations en laboratoire

	Humidité (%)	Perte au feu (%)	COD (EI*) (mg C/L)	HC ali**(EI) (µg/L)	HAP (EI) (µg/L)	HC ali (P***) (µg/g ms)	HAP (P) (µg/g ms)
Sédiment 16/12/99	57	6	56	0,6	0	11,7	3,4
Sédiment 28/01/00	63	9	141	2,2	0	45,6	1,1

(\*eau interstitielle, \*\* hydrocarbures aliphatiques, \*\*\* sédiment)

Le tamisage granulométrique montre que les deux échantillons de sédiment présentent une majorité de limons grossiers (70% en décembre et 52% en janvier) et de sables fins (23% en décembre et 35% en janvier). La granulométrie peut avoir une importance sur les phénomènes d'adsorption / désorption des micro-polluants. En effet les graviers et sables ont une faible capacité à fixer les agents polluants, alors que les limons et les argiles peuvent les adsorber fortement (Perrin and Zimmer, 1995).

#### L'eau de Seine

L'eau de Seine utilisée pour le brassage avec les MD a été prélevée le 25 février et le 31 mars 2000. Le carbone organique dissous a été mesuré sur ces deux échantillons : il s'élève à 6 mg/L pour les deux échantillons.

Les concentrations en hydrocarbures aliphatiques totaux mesurées dans la fraction dissoute sont inférieures aux limites de détection de l'appareil de mesure (0,5 µg/L par composé). Les concentrations en HAP mesurées dans la fraction dissoute sont également inférieures aux limites de détection (0,5 µg/L par composé). Les concentrations en hydrocarbures aliphatiques totaux (somme des hydrocarbures résolus) dans les MES sont des 167 µg/g ms (ou 0,78 µg/L) et les concentrations en HAP totaux dans les MES sont inférieures aux limites de détection.

#### **4.2.2. Tests de lixiviation**

Les tests de lixiviation ont été réalisés sur 200 g de sédiment prélevé le 28 janvier 2000 et avec 2 L d'eau distillée, conformément à la norme AFNOR (NF : XP X 31-210). Les concentrations en COD ont été analysées sur le lixiviat filtré après 24 h. A l'issue du test de lixiviation, la concentration en carbone organique dans la fraction dissoute est égale à 6 mg C/L. Cette valeur dans le lixiviat (COD de l'eau distillée égal à 0,2 mg C/L) peut résulter de la dilution partielle des eaux interstitielles (COD des eaux interstitielles est de 141 mg C/L).

Le calcul de la concentration en COD théorique que l'on retrouve dans l'eau distillée par simple dilution de l'eau interstitielle est le suivant :

$$[COD]_{AL} = \frac{V_{ES} \times [COD]_{ES} + V_{EI} [COD]_{EI}}{V_{ES} + V_{EI}}$$

ES = eau de dilution (ici, eau distillée)

EI = eau interstitielle

Sachant que pour le test de lixiviation nous utilisons 2 L d'eau distillée pour 200 g de sédiment et que l'eau interstitielle représente 63% de la masse de ce sédiment, la concentration théorique

calculée est de 8,5 mg/L, valeur proche de 6 mg/ mesurée dans le lixiviat. La dilution des eaux interstitielles semble donc jouer un rôle prépondérant dans l'enrichissement de l'eau distillée en COD après 24 h d'agitation.

Les analyses d'hydrocarbures réalisées sur le lixiviat n'ont montré aucune trace de composés aliphatiques ou aromatiques décelable par nos protocoles. En effet, les concentrations de ces différents composés se situent en deçà des limites de détection des appareils de mesure (0,5 µg/L pour chaque composé).

#### 4.2.3. Cinétiques en réacteurs

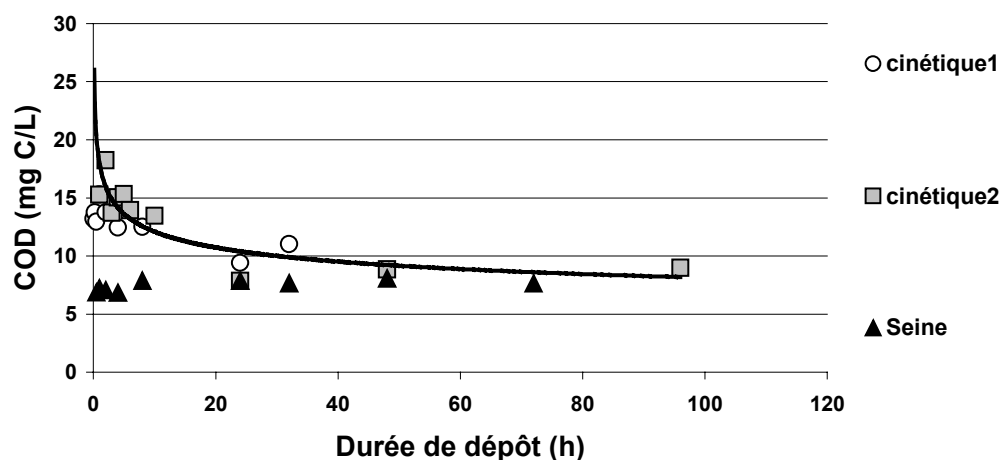
##### Blancs de réacteurs

Des 'blancs de réacteur' ont été mis en place. Ils consistent à introduire de l'eau de Seine dans le réacteur aéré dans les conditions décrites plus haut. Ce type d'expérience a permis de mettre en évidence la stabilité de l'eau de Seine au cours du temps (jusqu'à 72 heures) pour les différents paramètres. Les concentrations en COD de 7,5 mg/L présentent un écart type de 0,5 mg/L. Les paramètres 'in situ' suivis dans ce réacteur varient peu : la conductivité s'élève à  $506 \pm 50$  µS/cm, le potentiel Rédox à  $332 \pm 2$  mV/ENH et le pH à  $8,3 \pm 0,3$ .

Les **cinétiques en réacteurs** ont permis de mesurer l'évolution des paramètres *in situ* et du COD en fonction du temps depuis la 'mise en dépôt' considérée comme temps initial jusqu'à des durées pouvant atteindre 96 heures.

##### Carbone organique dissous (COD)

Les résultats de COD de la cinétique 1 (échantillonnages à  $t = 0, 0,25, 0,5, 1, 2, 4, 8, 24,$  et 32 h) et de la cinétique 2 (échantillonnages à  $t=1, 2, 3, 4, 5, 6, 10, 24, 48,$  et 96 h) ainsi que le 'blanc de réacteur' réalisé avec de l'eau de Seine sont représentés Figure 11.



**Figure 11.** Evolution du COD dans le réacteur en fonction du temps

Nous observons des concentrations en COD élevées dans les premières 24 heures après la mise en dépôt (15,2 mg/L à 1 h pour les cinétiques 1 et 2 et 13,4 mg/L pour la cinétique 2 à 10 h). Après 24 h, les concentrations observées (9,4 mg/L pour la cinétique 1 et 7,9 mg/L pour la cinétique 2) sont voisines de celles observées pour l'eau de Seine (7,5 mg/L en moyenne pour une cinétique de 72 h). Les concentrations élevées observées en début de cinétique sont probablement reliées à la dilution des eaux interstitielles des matériaux de dragage dans l'eau de dilution.

Afin de simuler la dilution des eaux interstitielles dans l'eau de dilution, nous avons réalisé le calcul suivant :

$$[COD]_{CAL} = \frac{V_{ES} \times [COD]_{ES} + V_{EI} [COD]_{EI}}{V_{ES} + V_{EI}}$$

$[COD]_{cal}$  = concentration calculée en COD dans le réacteur

$[COD]_{ES}$  = concentration en COD de l'eau de Seine, soit 7,5 mg/L,

$[COD]_{EI}$  = concentration en COD de l'eau interstitielle, soit 56 mg/L,

$V_{ES}$  = volume d'eau de Seine, soit 1,8 L,

$V_{EI}$  = volume d'eau interstitielle, soit 0,3 L.

La concentration en COD calculée dans le réacteur atteint 15 mg/L, alors que la valeur mesurée est de 13 à 18 mg/L dans les premières 24h. L'hypothèse de la dilution du COD des eaux interstitielles dans l'eau de Seine semble donc tout à fait plausible. La diminution du carbone organique présent dans l'eau surnageante peut soit correspondre à sa biodégradation aérobie, soit à sa fixation sur les particules qui sédimentent.

#### Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Afin de réaliser les extractions nécessaires à l'analyse des HC en phase dissoute, un litre d'échantillon doit être filtré. Nous avons donc fait fonctionner en parallèle plusieurs réacteurs que nous avons arrêtés à différents temps afin de récolter 1 litre de surnageant. Cette méthode pose cependant le problème de la répétabilité de l'expérience d'un réacteur à l'autre. Nous avons effectué une cinétique de 96 heures avec prélèvements à 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 10, 24, 48 et 96 h.

Sachant que la fraction dissoute de l'eau de Seine ne contient pas d'hydrocarbures mesurables (inférieur aux limites de détection de l'appareil), que les eaux interstitielles contiennent 0,6 µg/L d'hydrocarbures aliphatiques et que la concentration maximale obtenue dans les premières heures de la cinétique est de 54 µg/L, nous pouvons suggérer que les hydrocarbures présents dans la phase dissoute du réacteur subissent une désorption lors du brassage effectué avant mise en dépôt. Nous restons cependant prudents quant aux conclusions apportées par ces expérimentations. En effet, nous constatons que les valeurs inférieures à 6 h pour les hydrocarbures aliphatiques et à 5 h pour les HAP présentent des concentrations inférieures aux limites de détection. Ces résultats ne sont pas en accord avec notre observation d'un forte relargage en début de réaction, les concentrations décroissant au cours du temps, afin de d'atteindre des concentrations équivalentes à celles trouvées dans l'eau de Seine. Ces résultats pourraient s'expliquer par l'utilisation de réacteurs différents au cours de ces études cinétiques et par l'hétérogénéité du matériau sédimentaire utilisé. Nous suggérons donc l'utilisation d'autres types de réacteurs de volume plus important pour l'étude de micropolluants organiques tels que les HAP ou l'utilisation de méthodes analytiques nécessitant des volumes réduits tels la SPME.

### **4.3. Conclusions sur les réacteurs**

Des réacteurs simulant la technique de mise en dépôt en eau de matériaux de dragage ont été réalisés au laboratoire. La détermination des différents paramètres concernant les réacteurs eux-mêmes (volume du réacteur, nature des matériaux du réacteur et des matériaux destinés à l'expérimentation) ainsi que les paramètres contrôlés au cours des expérimentations, a mené à la conception de réacteurs fonctionnels. Des premiers tests ont ainsi pu être réalisés. La première observation concerne les durées d'expérience. En effet, la réalisation d'études cinétiques a montré que la majorité des perturbations subies par le système dans les premières heures suivant le mélange de l'eau de Seine avec le sédiment était due à la dilution des eaux interstitielles des matériaux de dragage. Le test de lixiviation, tel qu'il est proposé dans les normes AFNOR, permet également de constater ce phénomène. Cependant, comme nous avons pu le constater *in situ*, la part du relargage par le dépôt en place n'est pas négligeable dans la contamination de la colonne d'eau. Pour évaluer cette contribution, il faudrait réaliser des études cinétiques plus longues. Le test de lixiviation ne permet donc pas de mettre en évidence la totalité du relargage de polluants. De plus, l'utilisation d'eau distillée préconisée dans la procédure de lixiviation ne convient pas bien à notre sujet d'étude puisque nous cherchons à

reproduire l'effet du mélange des MD avec l'eau de Seine tel qu'il se produit lors de la mise en dépôt en bassin en eau.

## 5. Conclusions et perspectives

L'étude du site du Rouillard a commencé en mars 1999, avant les premiers dépôts de matériaux de dragage, lors de la campagne qui nous a permis d'établir la situation de référence. Puis des campagnes mensuelles d'échantillonnage d'eaux superficielles et des campagnes trimestrielles permettant de collecter les échantillons d'eau de nappe et de sédiments ont été entreprises à partir de juillet 1999, date à laquelle les premiers MD ont été déposés dans l'étang. Par la suite, la mise en place de massifs filtrants a permis d'échantillonner les eaux interstitielles des dépôts de façon trimestrielle à partir de juillet 2000. Le suivi de la qualité des échantillons d'eau de surface (en période de remplissage comme en période de repos) jusqu'à ce jour a permis de mettre en évidence un impact de la mise en dépôt des MD sur la qualité des eaux de surface de l'étang du Rouillard. Nous avons tout d'abord constaté un effet de contamination lié à la nature du matériau introduit dans l'étang pour les HAP totaux et les métaux et en particulier le zinc. Nous avons également noté une augmentation notable de l'ammonium et du carbone organique dissous. Ces augmentations pourraient être attribués à la fois à la dilution des eaux interstitielles des matériaux remblayés –essentiellement du fait qu'ils sont remis en suspension dans l'eau de Seine lors du refoulement- et au relargage de la part des matériaux constituant le dépôt. Le phosphore et les nitrates seraient quant à eux apportés par l'eau de Seine utilisée pour cette remise en suspension lors du refoulement. Les concentrations en nitrates sont plus faibles dans l'étang que dans la Seine, ce qui serait dû à l'action dénitrifiante des matériaux au fond du bassin.

L'ensemble de ces informations résulte des mesures de concentrations et de leur évolution temporelle. Cependant, afin de pouvoir établir des bilans, nous manquons à ce jour de données fiables concernant les volumes entrants et sortants de l'étang. Ces débits devraient nous être fournis prochainement. Ils nous permettront, entre autres, de déterminer les échanges hydrauliques avec la nappe. Une fois ces données rassemblées, nous pourrions utiliser les concentrations obtenues pour les piézomètres et les massifs filtrants et estimer les transferts de pollution vers la nappe. Nous poursuivrons également les expérimentations en réacteurs de laboratoire. Grâce aux études cinétiques, nous souhaitons confirmer les premiers résultats qui montrent que dans les premières 24 h, le processus dominant est la dilution des eaux interstitielles. Nous déterminerons les temps nécessaires au processus de relargage dans des cinétiques plus longues tout en effectuant des comparaisons avec les tests de lixiviation actuellement en vigueur (loi déchets).

Grâce aux échantillons que nous avons collectés tant en période de remplissage que de repos, nous déterminerons l'impact biologique de la mise en dépôt des MD sur l'étang notamment grâce à des données concernant le zoo- et le phytoplancton.

Nous traiterons l'ensemble de ces données afin de pouvoir établir des bilans annuels de transferts en carbone, azote, phosphore hydrocarbures et métaux et nous évaluerons l'impact environnemental de la mise en dépôt de sédiments fluviaux urbains.

## 6. Références

Bogusz D. et Pavageau P. (1999), Etat actuel de la problématique au plan français, *Comité Technique National sur la Gestion des Sédiments*, 7 juin 1999, point n°2, p.8.

Bussy A. L. (1996), Mobilité des métaux dans un système fluvial urbain, thèse de doctorat, Université Paris XII-Val de Marne, 195 p.

Carpentier, S., Jumeau, S., Moilleron, R., Thévenot, D., (1999) Mobilisation de polluants lors de la mise en dépôt de sédiments fluviaux contaminés, Rapport d'activité 1999 du programme PIREN-Seine, pp 5.56-5.79



Choi YS., Shin EB. and Lee YD. (1996), Biological phosphorus removal from wastewater in a single reactor combining anaerobic and aerobic conditions, *Water Science and Technology*, 34 (1-2), 179-186.

Fryar AE. and Schwartz FW. (1998), Hydraulic-conductivity reduction, reaction-front propagation, and preferential flow within a model reactive barrier, *Journal of Contaminant Hydrology*, 32 (3-4), 333-351.

Ghangrekar MM., Asolekar SR., Ranganathan KR. and Joshi SG. (1996), Experience with UASB reactor start-up under different operating conditions, *Water Science and Technology*, 34 (5-6), 421-428.

Grambrell Robert. P., Khalid Rashid. A. and Patrick William. H. (1980), Chemical Availability of Mercury, Lead, and Zinc in Mobile Bay Sediment Suspensions as Affected by pH and Oxidation-Reduction Conditions, *American chemical society*, 14 (4), 431-436.

Petersen W., Wallmann K., Li P., Schroeder F. and Knauth H. D. (1995), Exchange of trace elements at the sediment-water interface during early diagenesis processes, *Marine freshwater resource*, 46, 16-26.

Petersen, W. , Wallmann, K., Li, P., Schroeder, F. et Knauth, H. D. (1996), The influence of diagenetic processes on the exchange of trace contaminants at the sediment-water interface, éditions, Calmano/Förstner (Hrsg), Springer, collection, 37-50.

Sasaki K., Yamamoto Y., Tsumura K., Ouchi S. and Mori Y. (1996), Development of 2-reactor intermittent-aeration activated sludge process for simultaneous removal of nitrogen and phosphorus, *Water Science and Technology*, 34 (1-2), 111-118.

Tsuno H., Kawamura M. and Somiya I. (1996), Anaerobic degradation of pentachlorophenol (PCP) in biological expanded-bed reactor, *Water Science and Technology*, 34 (5-6), 335-344.

Turam M. and Ozturk I. (1996), Longitudinal dispersion and biomass hold-up of anaerobic fluidized bed reactors, *Water Science and Technology*, 34 (5-6), 461-468.

Vale C., Ferreira A. M., Micaelo C., Caetano M., Pereira E., Madureira M. J. and Ramalhosa E. (1998), Mobility of contaminants in relation to dredging operations in a mesotidal estuary (Tagus estuary, Portugal), *water science and tchecnology*, 37 (6-7), 25-31.

Vanderhasselt A. and Vanrolleghem P. A. (2000), Estimation of sludge sedimentation parameters from single batch settling curves, *Water Research*, 34 (2), 395-406.



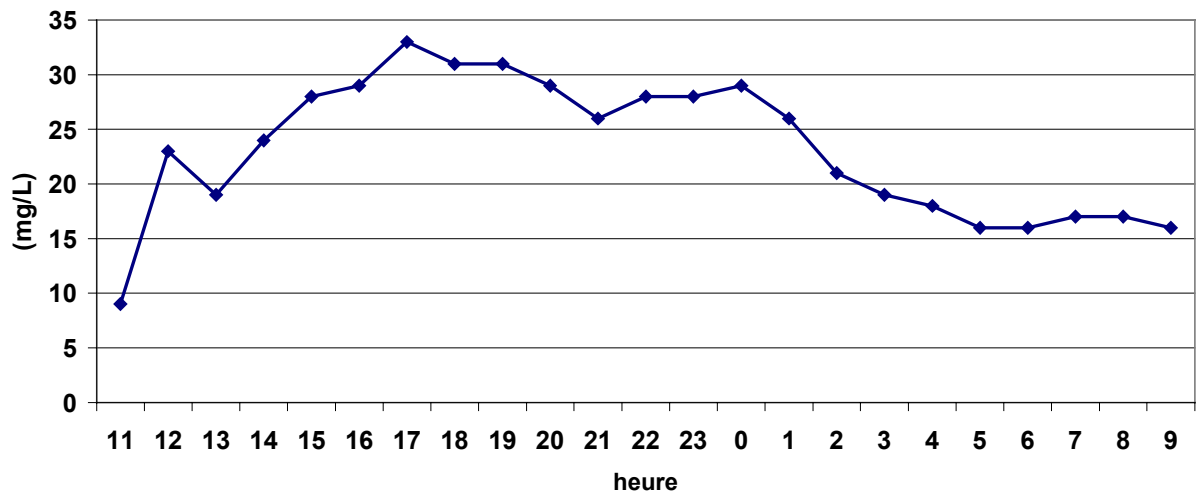
*Annexe 2 Valeurs numériques concernant les hydrocarbures aliphatiques (ali) et aromatiques (aro) dans la fraction dissoute des échantillons d'eau de surface du milieu de l'étang, du rejet en Seine et d'eau de Seine*

	REF 1999	Remplissage					2000	Repos			Remplissage			
Ali diss	18/03	22/07	19/08	22/09	21/10	26/11	16/12	28/01	25/02	31/03	21/04	26/05	26/06	28/07
Milieu	0,515	71,990	7,568	0,282	0,000	0,000	0,000	0,000	0,167	0,540	0,736	1,001	0,607	1,147
Rejet	0,515	1,381	4,028	0,285	3,684	5,393	0,000	0,096	*	0,000	*	0,463	1,820	0,437
Seine		7,188	1,598	1,461	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,524	0,234	0,504	0,376	0,424
<b>Aro diss</b>														
Milieu	0,000	0,447	0,057	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,179	0,000	0,000
Rejet	0,000	0,000	0,157	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	*	*	*	1,639	0,273	0,177
Seine	0,000	0,045	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,190	0,184

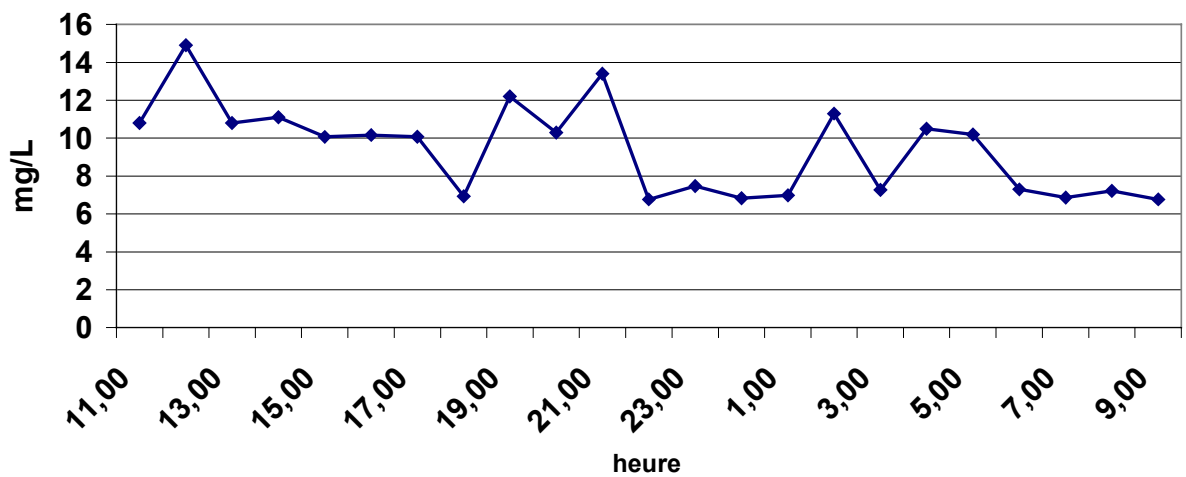


**Annexe.4** Suivi pendant 24 h des rejets en Seine issus de l'étang du Rouillard

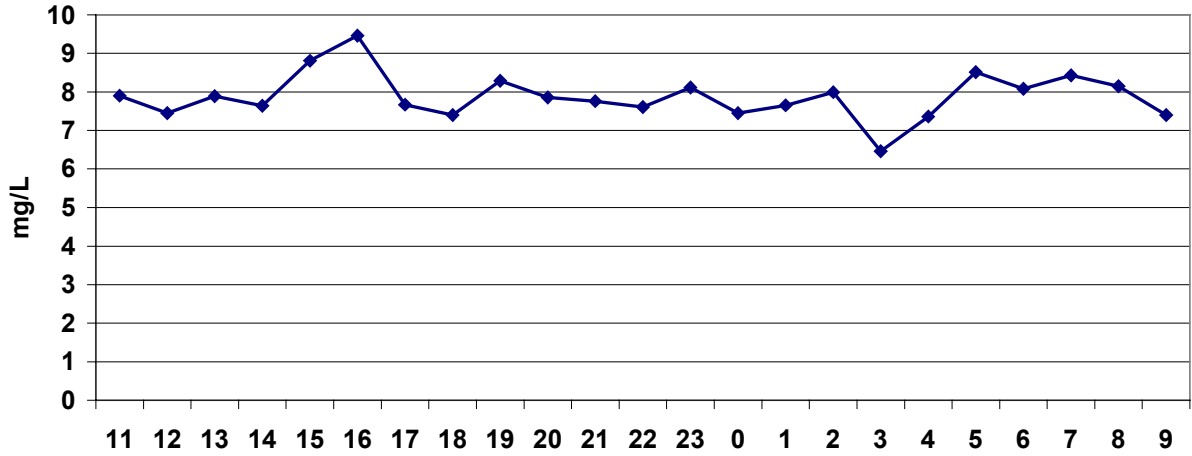
Concentrations en MES au cours du suivi sur 24 heures du 30 au 31 août 2000



Concentrations en carbone organique dissous au cours du suivi sur 24 heures du 30 au 31 août 2000

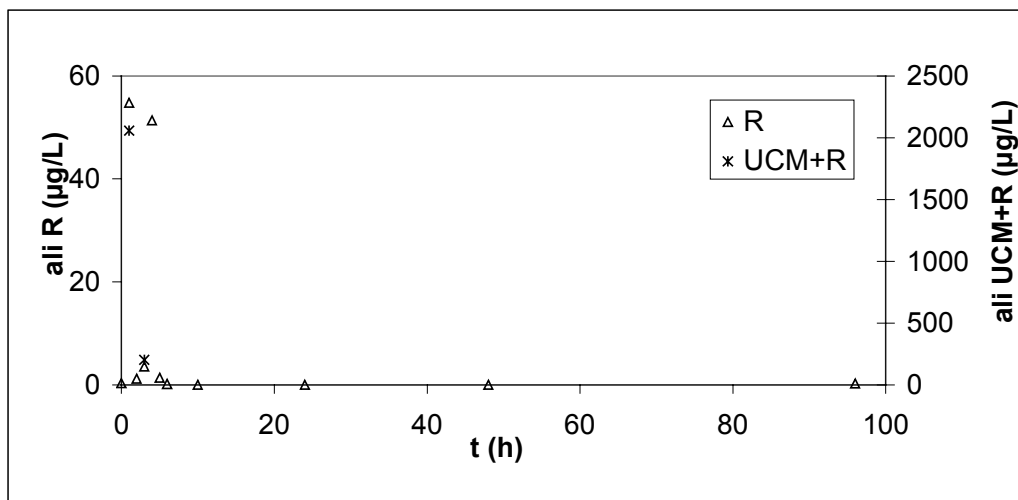


Concentrations en  $\text{NH}_4^+$  au cours du suivi sur 24 heures du 30 au 31 août 2000



**Annexe .5** Expériences en réacteur de laboratoire

Concentrations en hydrocarbures aliphatiques totaux résolus (R) et non résolus (UCM) dans la fraction dissoute au cours d'une cinétique en réacteurs



Concentrations en HAP dans la fraction dissoute au cours d'une cinétique en réacteurs

