

Action 4.3.4 Evolution des matériaux de dragage après mise en dépôt en gravières : importance des paramètres biotiques et abiotiques (cas du site du Rouillard)

R. Moilleron¹, N. Bousserhine², G. Varrault¹, S. Abbad-Andaloussi², D. Hervé³, D.R. Thévenot¹.

¹ Cereve, Université Paris XII-Val de Marne, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 CRETEIL : moilleron@univ-paris12.fr, varrault@univ-paris12.fr, thevenot@univ-paris12.fr

² LBSE, Université Paris XII-Val de Marne, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 CRETEIL : bousserhine@univ-paris12.fr, abbad@univ-paris12.fr

³ Service Navigation de la Seine, 23 île de la Loge, 78380 BOUGIVAL : Daniel.Herve@equipement.gouv.fr

PIREN-Rapport-434-2004-01-29.doc

1. Introduction	1
2. Bilan de la phase de remplissage : juillet 1999-septembre2001.....	2
3. Suivi du site du Rouillard après remplissage.....	3
4. Potentialité au relargage d'éléments traces métalliques (ETM) par les sédiments de Seine	9
4.1. Matériel et méthodes.....	10
4.1.1 Sédiments étudiés	10
4.1.2 Métabolisme bactérien et solubilisation des éléments métalliques.....	10
4.1.3 Activité des micro-organismes autochtones en anaérobiose.	11
4.2. Résultats et discussions.....	11
4.2.1 Etude du sédiment S1(Maxence).....	11
4.2.2 Etude du sédiment S2 (Pont TGV)	15
4.3. Conclusion	16
5. Conclusions et perspectives	17
6. Bibliographie	18

1. Introduction

En 2003, le suivi du site du Rouillard a été maintenu depuis la fin de la mise en dépôt de matériaux de dragage entre juillet 1999 et septembre 2001. Deux approches ont été menées pour mieux appréhender le devenir des matériaux de dragage. La première concerne l'évolution de la qualité des eaux superficielles et celle des sédiments du site du Rouillard après la phase de remplissage. Dans ce cadre nous avons maintenu notre collaboration avec les Voies Navigables de France et le Service de Navigation de la Seine. Cette collaboration nous permet, par ailleurs, de collecter les caractéristiques des sédiments avant dragage et donc d'avoir accès aux teneurs en éléments traces métalliques (ETM) et micropolluants organiques. L'évolution des matériaux de dragage après mise en dépôt dans le site du Rouillard a été présentée lors du colloque international « 2nd International Conference on Remediation of Contaminated Sediments » en octobre 2003 à Venise (Italie). Cet article, retranscrit dans ce rapport, se décompose en deux parties : un bilan des enseignements tirés lors de la phase de remplissage entre juillet 1999 et septembre 2001, l'évolution du site depuis la fin du remplissage.

La seconde approche traite de la potentialité au relargage des ETM par les sédiments dragués dans le bassin de la Seine. Elle a été réalisée sur des sédiments avant leur mise en dépôt. Un regard plus particulier a été porté sur l'influence des paramètres biotiques.

2. Bilan de la phase de remplissage : juillet 1999-septembre 2001.

Les principaux enseignements de la phase de remplissage sont présentés dans la première partie de l'article « Monitoring of the underwater disposal site of the Rouillard (France) after its filling completion », R. Moilleron, S. Carpentier et D.R. Thévenot (2004 à paraître). L'étang du Rouillard, site de dépôt en eau situé au sein de la base de loisirs de Verneuil-sur-Seine, (78), a reçu de juillet 1999 à septembre 2001 200 000 m³ de matériaux de dragages (MD) provenant de la Seine à l'aval de Vitry (94) jusqu'à Vernon (27) et de l'Oise à l'aval de Compiègne (60). Le mode de mise en dépôt utilisé remettait en suspension les MD avec de l'eau de Seine pour faciliter leur pompage et le remblaiement dans l'étang. Cependant, cette remise en suspension modifiait les conditions physico-chimiques au sein des MD et était susceptible d'entraîner des relargages de polluants présents dans les sédiments dragués. L'évolution temporelle de différents paramètres (paramètres *in situ*, matière organique, nutriments et micropolluants) a été suivie dans les eaux superficielles de l'étang remblayé, dans les sédiments et leurs eaux interstitielles, ainsi que dans les eaux de la nappe phréatique en contact avec le dépôt. Le suivi de la qualité des eaux superficielles de l'étang a permis de montrer que l'impact majeur de la pratique était l'apport de nutriments et, en particulier, l'apport d'ammonium, et de carbone organique. Ces apports ont entraîné une eutrophisation de l'étang confirmée par les mesures de chlorophylle a. Il est également apparu clairement que les micropolluants présents dans les MD introduits dans l'étang n'ont pas été relargués vers les eaux superficielles pendant la phase de remplissage.

Les dépôts de l'étang sont le siège de la diagenèse qui englobe des procédés biologiques et/ou physico-chimiques qui tendent à minéraliser le dépôt. Nous avons mis en évidence l'activité ammonifiante et dénitrifiante du dépôt (Carpentier et al., 2002c). Nous avons également constaté la dégradation de la matière organique de ce dépôt entraînant le relargage de carbone organique et de phosphore. Le dépôt a également joué le rôle de puits de micropolluants. Grâce à l'observation de la qualité des eaux de la nappe située à proximité de l'étang du Rouillard au moyen des piézomètres, nous avons pu noter que la qualité de cette nappe était très peu modifiée. Des calculs de flux de polluants au cours des trois années de mise en dépôt ont permis de vérifier nos hypothèses concernant les déplacements d'eau : les infiltrations ont lieu majoritairement depuis la nappe ou la Seine vers l'étang mais également d'évaluer les flux déplacés par la pratique du dragage pour les métaux suivis comme l'illustre le Tableau 1. Ces flux ont été calculés à partir des données provenant de la caractérisation des sédiments lors des campagnes avant dragage. Une comparaison avec les flux mesurés à Poses (pour la période 98-99) montre que cette pratique déplace, suivant l'élément considéré, entre 0.4 et 3 % de l'équivalent de ces flux du système fluvial (Tableau 1). De plus, les bilans réalisés à l'échelle du site du Rouillard sur les trois années ont montré que lors de la phase de remplissage, malgré la présence d'une surverse en direction de la Seine, la quasi totalité des polluants métalliques est restée confinée.

Tableau 1 : Les flux de métaux déplacés par le dragage sur les 3 ans de remplissage (en t).

	d10	d50	d90	Poses (98-99)*	%
As	<0.8	<0.8	1.7	nd	nd
Cd	<0.1	0.1	0.3	5.4	1.9
Cr	1.5	4.8	9.3	300	1.6
Cu	<0.8	4.8	18.2	267	1.8
Hg	<0.02	0.07	0.46	2.4	2.9
Ni	0.5	2.6	3.6	96	2.7
Pb	3.5	7.9	23.1	261	3.0
Zn	12.1	28.6	57.8	999	2.9
Al	345	923	4860	120000	0.8
Fe	811	2284	5522	84000	2.7
Mn	2.8	7.6	72.5	1738	0.4

* : les teneurs « Poses » ont été multipliées par 3 pour être comparées avec les données sur le dragage.

nd : non disponible.

3. Suivi du site du Rouillard après remplissage.

Depuis septembre 2001, l'évolution des matériaux de dragage a été maintenue avec toutefois une modification de la fréquence d'échantillonnage, de mensuelle durant la première phase, elle est devenue trimestrielle lors de cette seconde partie. Il semblerait donc que depuis que le site ne subit plus l'alternance des phases de remplissage et de repos, une auto-épuration du site se produirait. En effet, la plupart des paramètres (NH_4^+ , NO_3^- , COD, Phosphore Total...), dont les concentrations avaient augmenté consécutivement à la mise en dépôt des matériaux de dragage, ont vu leur concentration diminuer très nettement. Cependant une comparaison avec les eaux superficielles de la partie non remblayée du site, qui correspond à la partie « base de loisirs », montre que la mise en dépôt a conduit à une dégradation notable de la qualité des eaux. Un indice habituellement testé en rivière, l'Indice Biologique Diatomée (IBD), a été appliqué aux eaux de surface du Rouillard pour évaluer son degré d'eutrophisation. Une comparaison a été réalisée avec la partie non remblayée. Là encore, cet indice confirme les tendances observées lors du suivi physico-chimique, à savoir que l'eutrophisation du Rouillard a diminué en présentant, toutefois, une qualité moindre par rapport au côté non rempli.

Toutefois depuis la fin du remplissage, il n'a été observé aucun relargage de micropolluants tant organiques que métalliques des matériaux vers les eaux superficielles. Ainsi, les matériaux entreposés dans le site du Rouillard ont des caractéristiques comparables à celles qui avaient été mesurées sur les sédiments lors des campagnes de caractérisation avant dragage. Ces résultats constituent le corps de la seconde partie de l'article « Monitoring of the underwater disposal site of the Rouillard (France) after its filling completion », R. Moilleron, S. Carpentier et D.R. Thévenot (2004 à paraître).

MONITORING OF THE UNDERWATER DISPOSAL SITE OF THE ROUILLARD (FRANCE) AFTER ITS FILLING COMPLETION.

Régis Moilleron (moilleron@univ-paris12.fr), Sonia Carpentier and Daniel R. Thévenot (Cereve, Université Paris XII, Créteil, France)

ABSTRACT: This study deals with the monitoring of an underwater disposal site, the Rouillard pond (RP), from the time of discharge to deposition of dredged sediments. The monitoring of the RP surface water revealed that the most important features of the DM dumping used was the increase in suspended matter (SPM) concentration. In addition to this direct effect, a nutrient release, more specifically ammonium and, to a lesser extent, dissolved organic carbon (DOC) release were observed. Besides, we did not observe any organic micro-pollutant or trace metal release in the RP surface water so far. Based on our observations, it is likely that eutrophication is still occurring in the Rouillard pond but at a lower rate than during the dumping period. Evidence for such processes came both from the determination of the benthic community composition and the calculation of diatom indices, in September 2002, i.e. one year after the filling had ceased. Moreover, no significant emission of RP sediment pore water compounds towards the surface water has been observed yet.

INTRODUCTION

River dredging is necessary to maintain sailing depth, to reduce the risk of flooding or to increase outflow during dry periods. Dredging is also a crucial operation for some engineering works and can also be used as a remedial treatment to improve the environment quality of the river ecosystem. But once the sediments have been dredged, what is the best solution for their management? In general, the options for the management of contaminated sediments include source control and natural recovery, removal and disposal in a confined disposal facility (CDF) or upland containment facility, removal and treatment, and *in situ* capping or treatment (Van Der Burgt, 1994, Fletcher, 2002). Deciding among these options requires not only a general knowledge of the scientific, engineering, economical and social-political factors affecting them, but also a detailed knowledge of the site under consideration (Zarull, 2001). Hence, in many cases, dredging for navigation and development projects has been hindered due to the presence of contaminated sediments and a lack of disposal sites (Olin-Estes and Palermo, 2001). Recently the number of available disposal sites has declined due to increased urbanisation, whereas the sediments that have to be dredged have also

increase. Moreover, questions have arisen over the fate of dredged sediments once placed in these sites and their potential for adverse environmental impacts.

In the case of the Seine basin, dredging removes, on average, 150,000 m³ each year. The management of dredged sediments is of great environmental concern, since dredged sediments are generally stored in disused gravel and sand quarries under a layer of water (Carpentier et al., 2002c). As mentioned, the identification of suitable dredged material management areas in the Seine river basin has become increasingly difficult. In response to this situation, the Seine Navigation Services (SNS) initiated in 1999, in collaboration with the French Navigation Services (VNF), a program to improve the knowledge about the long-term impact of dredged sediment storage, under a layer of water. To determine the pollutant mobilisation during the storage of urban river sediments, we monitored the Rouillard pond (RP), an underwater disposal site, which has been regularly filled with dredged sediment issued from the heavily urbanised region of Ile de France. In fact, monitoring the sediment quality before dredging on the Seine basin downstream Paris showed that the quality of the sediment was not good enough for agricultural disposal (Carpentier et al., 2002b, a).

This study aimed at assessing the fate of the dredged sediments from the time of discharge to deposition and at evaluating the long-term capacity of underwater disposal sites. The major concern was about (i) the impact on the direct environment (because the disposal pond is in a public area), and (ii) the long-term effect of the dumping method used.

Site description. This study has been taking place on the disposal site of Rouillard, situated on the left bank of the Seine river (PK 91), within the leisure resort of Verneuil-sur-Seine (78, France). This pond (9 ha) received 200,000 m³ of dredged sediments from the river Seine basin from July 1999 to September 2001. These sediments were dredged in the Seine basin from downstream of Compiègne on the Oise river and from downstream of Vitry to Bonnières (78) on the Seine river. Because this receiving site is a disused quarry, its shape is irregular. Its depth before filling ranged from 8 m to 1 m. The sediment disposal was completed when the water column reached 2 m depth.

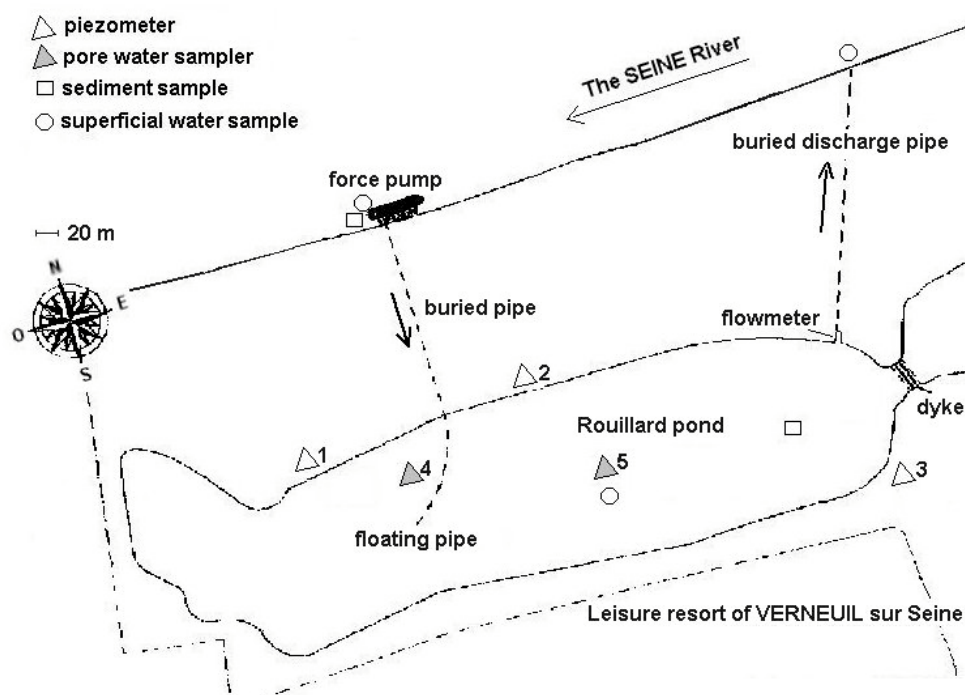


Figure 1. Lay-out scheme of the Rouillard pond and its sampling equipment.

Materials and methods

Site equipment. Since July 1999, we have been monitoring the quality of the surface water and sediment in the disposal site, as well as the quality of the underground water and the sediment pore water. This site has been equipped with piezometers around the pond (Figure 1, n°1-3) to enable

the collection of underground water under the pond itself. A pore water sampler device was developed especially for this study (Figure 1, n° 4, 5): two samplers were placed into the deposited dredged material in order to collect, by diffusion, the pore water trapped in the sediment. Taking into account previous experiments of dumping dredged material (DM) into such type of ponds, it is assumed that the first DM dumped into the disposal site constitutes an impermeable layer that isolates the pond from the underground water layer. Therefore the site was not equipped with any liner, cover nor cutoff wall.

Parameters measured. During the first part of the study, i.e. the filling of the pond with DM (July 1999-September 2001), the following parameters were measured monthly or quarterly: *in situ* monitoring (pH, temperature, dissolved oxygen, redox potential, conductimetry), physico-chemical parameters (suspended matter (SPM), grain size of the sediment, volatile matter, TKN, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , total P), trace metals (Cd, Zn, Cr, Ni, Pb, Cu, As, Hg, Fe, Mn, Al) and hydrocarbons (total hydrocarbons and PAHs). It is important to notice that micro-pollutants (trace metals and hydrocarbons) were analysed on unfiltered samples. All parameters were analysed following the French AFNOR procedures, except for the PAHs and trace metals (Carpentier, 2002). Since September 2001, a new monitoring was developed in order to provide information on seasonal and long term changes. The same monitoring scheme for physico-chemical parameters was maintained with the exception of the sampling frequency, which has been decreased from a monthly basis to a quarterly one. Since a dike separating the receiving part of the site from the rest of the pond, i.e. the leisure resort, was constructed in June 1999, before the first DM dumping occurred, we have sampled surface water on both sides of the dyke in order to compare the water quality. The pristine part was considered as the reference site (RS).

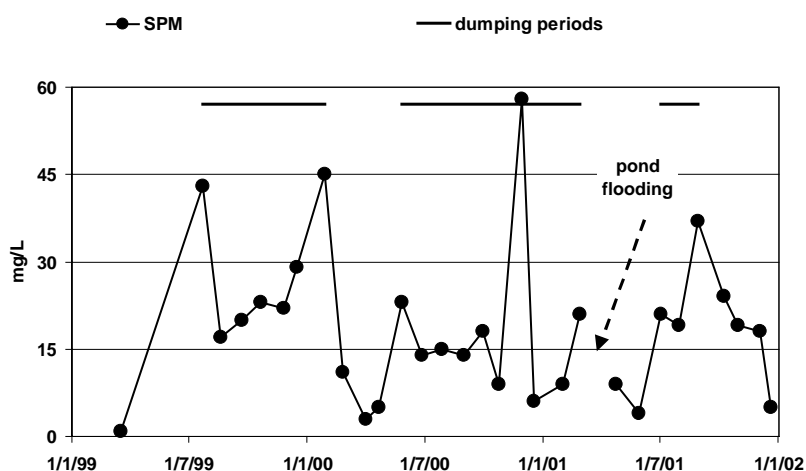


Figure 2. SPM evolution in the Rouillard pond surface water during DM dumping periods (July 1999-September 2001).

RESULTS AND DISCUSSION

Filling of the Pond and its Immediate Impact. First and foremost, it is important to point out that the Seine river is liable to flooding. Throughout such high flow period, i.e. from December to March, dredging is not possible. As a consequence, the pond filling period (July 1999 - September 2001) was a succession of periods with or without DM dumping. We illustrate this, in the various figures, by drawing solid horizontal lines representing the dumping periods.

The monitoring of the pond surface waters revealed that the major immediate impact of the DM dumping used was, as expected, the increase of the suspended matter (Figure 2). This is not surprising since dumping is usually associated with increased turbidity, which can affect benthic processes by reducing light intensity and increasing sedimentation rates (Smith and Rule, 2001). In the case of the Rouillard pond, DM were pumped into the disposal site after dilution with ca. 90 % of Seine water, the dilution ratio depending on the material quality (Figure 1). The water introduced into the pond was after ca. 2 hr residence time discharged into the river Seine through a buried pipe.

Despite this water discharge, the amount of dredged sediments that moved back to the river Seine was negligible. Indeed, it ranged from about 0.02% up to 0.07% of the deposit mass, according to our calculations, this low percentage represents 24 to 100 tons out of the 150,000 tons of the total DM mass, expressed as dry weight. Therefore the pond confines almost totally the DM.

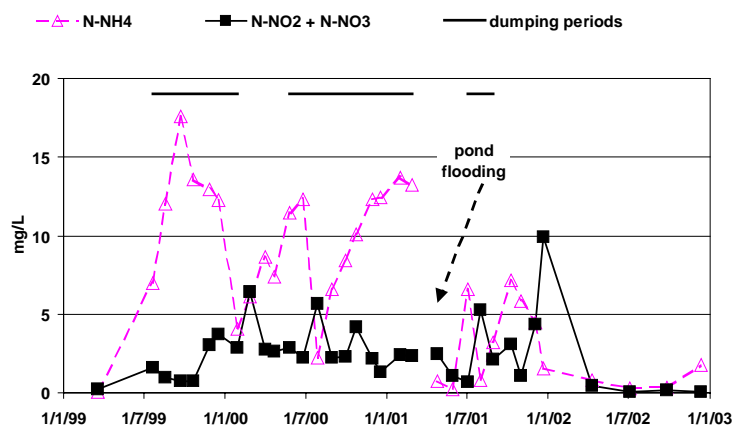


Figure 3. Nitrogen compound concentrations in the Rouillard pond surface water both during and after DM dumping periods (July 1999-December 2002).

In addition to these direct immediate effects, a nutrient release, more specifically ammonium, and, to a lesser extent, dissolved organic carbon (DOC) release were observed as shown in Figure 3 and Figure 4, respectively. For example, even during winter periods with no DM deposit, NH_4^+ concentrations in the surface water remained high (Figure 3). This observation suggests that the NH_4^+ enrichment in the water column was due to sediment diagenesis and to ammonification of organic nitrogen rather than from a simple dilution of the DM pore water during the dumping process (Carpentier et al., 2002c). This nutrient input led to eutrophication that was confirmed by a weekly chlorophyll *a* monitoring from February 2001 to October 2001 at both sides of the dyke. The pond receiving DM presented a much more important algae bloom than the reference site: 142 $\mu\text{g/L}$ instead of 19 $\mu\text{g/L}$ of chlorophyll *a* (maximum values).

Besides, we did not observe any organic micro pollutant or trace metal release in the surface water during the dumping period. Concerning trace metals, apart from some limited concentration increases, their levels were below detection limit (in the 0.5-5 $\mu\text{g/L}$ range). The same trends were observed for PAHs: we noticed only limited releases of aromatic hydrocarbons in the pond surface water, such peak values in the pond being related to the higher contamination of the DM samples dumped at the time of the sampling. Also, these peaks could be explained by the fact that water samples were not filtered before analysis and, since trace metals and PAHs are mostly adsorbed on particles, higher amounts of SPM contributed to such high values (Carpentier et al., 2002c). Sediments settled in the pond play an important role in the mobilisation of pollutants. In fact, diagenetic processes take place within the sediment and the occurrence of ammonification and denitrification processes have been clearly identified. Organic matter decay leading to the release of organic carbon and phosphorus was also observed (Figure 4). However, the pond sediment also played the role of a micro-pollutant sink since we observed the accumulation of pollutants at the surface of the dumped sediment (Carpentier et al., 2002c). The monitoring of the underground water did not reveal any modification of its quality during the 27-month DM deposition.

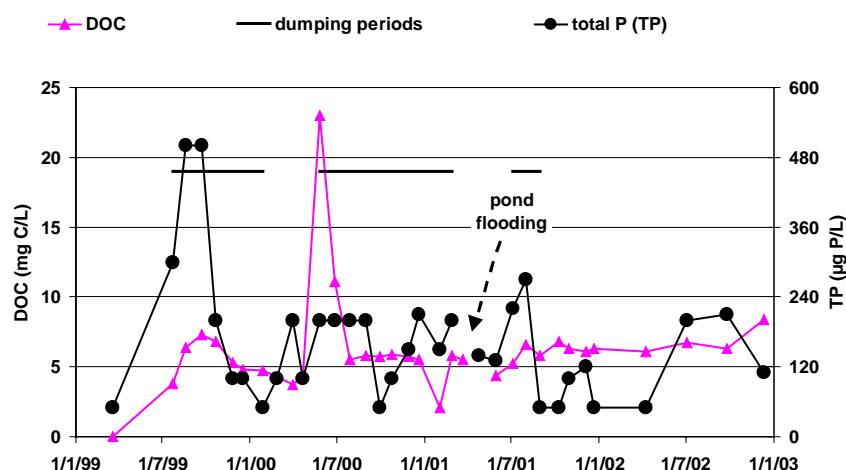


Figure 4. DOC and total P concentrations in the Rouillard pond surface water both during and after DM dumping periods (July 1999-December 2002).

Middle-Term Monitoring. Observations, that have started shortly after dumping at the site had ceased, i.e. October 2002, showed that the NH_4^+ concentration increased during two months from 3 up to 5 mg N- NH_4^+ /L (Figure 3). However, within one year, it has significantly decreased reaching 0.3 mg N- NH_4^+ /L, whereas nitrite concentration has increased till 0.8 mg N- NO_2^- /L, before decreasing also till detection limit. These results indicates that nitrification by microorganisms has occurred in the pond. Further oxidation has converted nitrites to nitrates. Then denitrification has reduced nitrates to nitrogen gas leading to a decay of nitrate concentration. On the other side of the dyke, i.e. within the leisure resort pond, considered as the reference site, the NH_4^+ concentration was 2-5 times lower than those observed at the Rouillard pond (Table 1). Therefore, even if a decrease of the ammonium concentration for RP was noticed with time, it remains quite high with respect to the reference site. There was no specific trend for nitrite and nitrate: depending on the sampling period, the RP surface water presented either lower or higher concentrations than at the reference site.

Table 1. Quarterly monitoring of the Rouillard Pond (RP) and Reference Site (RS) surface water and RP sediment pore water (SPW) during 2002

	09/04/2002			04/07/2002			26/09/2002			12/12/2002		
	RP	RS	SPW	RP	RS	SPW	RP	RS	SPW	RP	RS	SPW
N-NH4 (mg/L)	0.80	0.14	39	0.28	0.17	31	0.33	0.26	62	1.8	0.39	56
N-NO2 (mg/L)	0.05	<0.03	<0.03	<0.03	1.68	0.17	<0.03	<0.03	0.06	0.04	<0.03	<0.03
N-NO3 (mg/L)	1.9	<0.20	<0.20	0.18	0.22	0.26	0.81	0.58	<0.20	<0.20	0.58	<0.20
TP (mg P/L)	<0.05	<0.05	<0.05	0.20	<0.05	3.31	0.21	<0.05	0.16	0.11	<0.05	3.25
DOC (mg C/L)	6.7	3.9	10.3	6.3	5.2	668	8.4	5.1	58	8.8	5.1	92

As for ammonium, an upward trend has been observed for DOC, which has increased from 6 mg C/L in October 2001 to 9 mg C/L in December 2002 (Figure 4). The reference site presented a lower concentration that remained constant around 5 mg C/L (Table 1). For total phosphorus (TP), since the end of the filling period, the concentration was fairly steady ranging between 0.1 and 0.2 mg P/L at the Rouillard pond. The reference site exhibited TP concentrations below detection, i.e. lower than 0.05 mg P/L. Based on these observations, it is likely that eutrophication is still occurring in the pond but at a lower rate than during the dumping period. Evidence for such processes came from the determination of the benthic community composition, for both sites in September 2002, i.e. one year after the end of the dumping period. Both samples from the Rouillard pond and the reference site presented significantly different benthic community composition. The Shannon-Wiener diversity index values (H') reached 4.5 and 3.6 for the Rouillard pond and the reference site, respectively. Thus, after a year of spontaneous evolution, the surface water of the reference site still presents a better

quality than the Rouillard pond with respect to the nutrient and organic matter concentrations (Table 1). Moreover, according to both the Shannon-Wiener diversity index and the benthic community composition, eutrophication is still occurring at the Rouillard pond, whereas at the reference site, no eutrophication was evaluated. The number of species was similar for both sites, reaching 50 for the Rouillard pond and 38 for the reference site. The more abundant species were *Cyclostephanos dubius* (16%) for the Rouillard pond, whereas *Achnanthes minutissima* and *Cymbella microcephala* were the most abundant ones for the reference site. For this latter site, the combined relative abundance of both species reached 54%. Moreover, the calculated diatom indices (Lenoir and Coste, 1996), i.e. IPS (Specific Pollution Sensitivity Index) and IBD (Diatom Biological Index), revealed that the reference site has a better water quality than RP. Indeed, IPS and IBD values > 14 indicates a good water quality with moderate eutrophication, whereas IPS and IBD values from 9 to 12.9 indicates an acceptable water quality with high trophic level. The IPS/IBD values were 11.4/9.8 for the RP and 16.2/14.5 for the reference site, respectively.

The monitoring of the RP sediment pore water showed that the NH_4^+ concentration increased within 30 months (July 2000-December 2002) from approximately 10 to 60 mg N- NH_4^+ /L. A similar trend has been reported for a confined basin, used to store 290,000 m³ of fine-grained dredged material from Hamburg harbour: the concentration of NH_4^+ in the pore water increased from 65 to 195 mg N- NH_4^+ /L within 2 years (Kussmaul et al., 1998). Therefore, the anoxic conditions of the deposit promote the ammonium production. However, the monitoring of the RP surface water indicated, that, so far, there were no significant emission of pore water compounds towards the surface water, since the NH_4^+ concentrations in this latter has decreased from 5 mg N- NH_4^+ /L to 0.3 mg N- NH_4^+ /L. Likewise, the DOC concentration of the pore water has increased from 10 mg C/L in April 2002 to 100 mg C/L in December 2002 without significant increase of the surface water DOC level. Moreover, trace metals concentration were below detection limits ranging from 0.5 to 5 µg/L for all the pore water samples. The same trend was observed for PAHs: we noticed no release of aromatic hydrocarbons in the pore water pond sediment.

CONCLUSIONS

In summary, the monitoring of the surface water during the filling of the RP site revealed that the most important features of the dumping technique used was both the increase in turbidity and nutrient concentrations, i.e. NH_4^+ , COD and total P, with time. This nutrient input has led to eutrophication that was confirmed by chlorophyll a monitoring. In addition, we did not observe any organic micro pollutant or trace metal release in the surface water.

Since the filling had ceased in September 2001, after a rise during the first two months, the NH_4^+ levels has begun falling and has reached 0.3 mg N- NH_4^+ /L. Such behaviour was not observed for the others nutrients. These impacts were attributed to dumping, since the reference site exhibited different features. In addition, no organic micro pollutant nor trace metal release has been observed so far.

This monitoring leads to a few conclusions about this particular case of an underwater disposal facility situated within a leisure resort and within a site liable to flooding. This latter point is a serious drawback, hampering a continuously monitoring and bringing to assumptions in data interpretations. Moreover, DM dumping in a disposal facility belonging to a public area leads to several pressures that could be easily avoided in a different case (complains from fishing community, inconvenience due to odours and noise...). Concerning the dumping technique, the SPM concentration in the discharge water could be largely reduced by adding a settling pond before discharge. Also, the use of hydraulic dredges to dump the DM should be replaced by mechanic methods that would reduce re-suspension during the dumping phase.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the Service de Navigation de la Seine (SNS) for their human, technical and financial support, as well as the Piren Seine program (CNRS GDR 1874) and Voies Navigables de France (VNF) for financial support.

REFERENCES

- Carpentier, S., R. Moilleron, C. Beltran, D. Herve and D. Thevenot 2002a. "Quality of dredged material in the River Seine basin (France). I. Physico-chemical properties." *The Science of The Total Environment*. 295(1-3): 101-113
- Carpentier, S., R. Moilleron, C. Beltran, D. Herve and D. Thevenot 2002b. "Quality of dredged material in the river Seine basin (France). II. Micropollutants." *The Science of The Total Environment*. 299(1-3): 57-72
- Carpentier, S., R. Moilleron and D. R. Thévenot 2002c. "Fate of dredged contaminated sediments in an underwater disposal site." In M. Pellei, A. Porta and R. E. Hinchee (Eds.), *Characterization of contaminated sediments*, S1-1, pp. 189-196, Battelle Press, Columbus
- Fletcher, C. A. 2002. "An analytical appraisal of worldwide contaminated dredged material management approaches." In M. Pellei, A. Porta and R. E. Hinchee (Eds.), *Management of contaminated sediments*, S1-2, pp. 211-219, Battelle Press, Columbus
- Kussmaul, M., A. Groengroeft and H. Koethe 1998. "Emissions of porewater compounds and gases from the subaquatic sediment disposal site "rodewischhafen", hamburg harbour." *Water Science and Technology*. 37(6-7): 87-93
- Lenoir, A. and M. Coste 1996. "Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water Board network." In B. A. Whitton and E. Rott (Eds.), *Use of Algae for monitoring rivers II*, pp. 29-43, Institut für Botanik (Innsbrück University)
- Olin-Estes, T. J. and M. R. Palermo 2001. "Recovery of dredged material for beneficial use: the future role of physical separation processes." *Journal of Hazardous Materials*. 85(1-2): 39-51
- Smith, S. D. A. and M. J. Rule 2001. "The Effects of Dredge-Spoil Dumping on a Shallow Water Soft-Sediment Community in the Solitary Islands Marine Park, NSW, Australia." *Marine Pollution Bulletin*. 42(11): 1040-1048
- Van Der Burgt, C. 1994. "Dealing with contaminated dredged materials with reference to the Oslo Convention 1972 and the new Paris Convention 1992." *Marine Pollution Bulletin*. 29(6-12): 296-299
- Zarull, M. A. 2001. "Managing Contaminated Sediment." *Water Quality Research Journal of Canada*. 36(3): 347-349

4. Potentialité au relargage d'éléments traces métalliques (ETM) par les sédiments de Seine

Dans les sols et les sédiments, la mobilité et la biodisponibilité des éléments minéraux en général et des éléments traces métalliques (ETM) en particulier dépendent prioritairement de leur spéciation chimique (Ross, 1994). Ils peuvent exister en solution sous la forme d'ions libres ou de complexes inorganiques et organiques. Ils peuvent également être associés aux matières particulaires organiques et minérales (adsorption, précipitation, substitution) ou être immobilisés (adsorbés ou même assimilés) par les micro-organismes, les végétaux et animaux. Dans les sédiments et les sols, la spéciation des métaux est principalement affectée par la nature et la réactivité de la matière organique et des surfaces minérales mais aussi par l'activité des microorganismes. L'accumulation des métaux lourds et les risques de mobilité présentent un danger potentiel lié à la dissolution des métaux eux-mêmes ou de leurs matrices porteuses comme les oxydes ferriques, dans lesquels ils peuvent se substituer au fer, ou sur lesquels ils peuvent se fixer (adsorbés en tant qu'éléments ou associés en tant qu'autres espèces minérales. La faible solubilité confère à ces minéraux une grande stabilité, mais en condition anaérobie (cas des sédiments, des sols riches en matière organique et des sols à hydromorphie variable ou permanente), la mise en place de dissolution réductive peut s'accompagner d'une libération des métaux. Les oxydes de Fe(III), Mn(III, IV) mais aussi Co(III) et Ni(III) peuvent ainsi être réduits en leur forme divalente augmentant ainsi leur solubilité.

Divers composés (acides humiques, catéchol, hydroxyquinone, méthoxyphénol...) ont été décrits comme réducteurs potentiels et agents de dissolution (Waite et Morel, 1984). Cependant, le rôle des microorganismes, bien que prépondérant, a été peu étudié. Parmi les microorganismes particulièrement actifs sur leur environnement figurent certaines bactéries anaérobies (strictes ou facultatives) qui sont capables en l'absence d'oxygène de solubiliser les oxydes de fer ferrique ou de manganèse par un processus de réduction directe (enzymatique) qui n'est pas complètement connu (Ehrlich, 1996). Le phénomène mis en jeu peut être défini comme une réduction dissimilatrice du fer ou de manganèse où ces derniers jouent le rôle d'accepteur d'électrons, soit principaux dans le cas de processus de respiration, soit annexe au cours de processus de fermentation (Lovley, 1991 ; Bousserhine, 1995 ; Bousserhine et al., 1998, 1999). Ce phénomène, peu étudié, est reconnu comme un des processus d'altération les plus importants (Schwertmann et Taylor, 1989) et tient donc une place prépondérante dans l'étroite imbrication des cycles biogéochimiques non seulement du fer et des métaux associés, mais aussi du carbone et de l'oxygène dans les sols naturels et anthropisés.

Dans certains sols, les micro-organismes ont été décrits comme pouvant exercer par des mécanismes directs ou indirects (réduction enzymatique, production de molécules complexantes), une action solubilisatrice sur les éléments métalliques. C'est cette potentialité que nous nous sommes proposés de traiter à travers le suivi du rôle des micro-organismes autochtones dans la mobilité des ETM dans trois sédiments issus de campagnes de dragage de la Seine et de l'Oise en aval de zones industrialisées.

4.1. Matériel et méthodes

4.1.1 Sédiments étudiés

Trois sédiments différents issus de campagnes annuelles de dragage de la Seine et de l'Oise en aval de zones industrialisées et urbanisées ont été échantillonnés : Maxence (S1), Pont TGV (S2), Venette (S3).

4.1.2 Métabolisme bactérien et solubilisation des éléments métalliques.

Dispositif expérimental. Les expériences ont été conduites dans un dispositif en batch (système de culture en discontinu). C'est un système clos dans lequel on commence l'expérience avec une quantité finie de substrat que les micro-organismes utilisent en continu pendant leur croissance. Des flacons sérum de 250 ml contenant 150 ml de milieu de culture sont stérilisés par autoclave (à 120°C pendant 20 min). Les incubations sont démarrées par addition de 15g d'échantillon par flacons. Afin de réaliser l'anaérobiose dans nos réacteurs (matérialisées en milieu naturel par la situation à l'interface eau-sédiment dans les rivières ou lors de la mise en dépôt des matériaux de dragage dans des gravières), un dégazage à l'azote est nécessaire afin d'éliminer l'oxygène. Les flacons sont ensuite placés à l'obscurité dans une étuve à 30±2°C. Afin de rester dans des conditions stériles, des prélèvements de 5 ml ont été réalisés à différents temps sous une hotte à flux laminaire pour réaliser des analyses organiques et minérales tout au long de la période d'incubation. Pour conserver l'anaérobiose dans les flacons, les prélèvements sont effectués à l'aide d'une seringue munie d'une aiguille stérile. Les prélèvements ont été effectués dans des tubes stériles GREINER de 12 ml en polypropylène. Puis, ils ont été centrifugés à 4200 tr/min pendant 15 min. Les surnageants ont été ensuite filtrés puis conservés à l'obscurité dans une chambre froide à 5°C.

Milieus de culture : afin de comparer l'effet de différentes conditions nutritionnelles sur l'activité des micro-organismes autochtones, quatre milieux différents ont été utilisés (Tableau 2), tous ces milieux ont été initialement ajustés à pH=6,2 :

- milieu 1 : Eau distillée seule (ED)
- milieu 2 : Eau distillée +sels minéraux (EDS)
- milieu 3 : Eau distillée + glucose (EDG)
- milieu 4 : Eau distillée + sels minéraux + glucose (EDGS)

Tableau 2 : Composition des milieux de cultures utilisés.

	Milieu 1 (ED)	Milieu 2 (EDS)	Milieu 3 (EDG)	Milieu 4 (EDSG)
KH ₂ PO ₄ (g/l)	0	0,44g	0	0,44
MgSO ₄ /7H ₂ O (g/l)	0	0,51	0	0,51
(NH ₄) ₂ SO ₄ (g/l)	0	0,47	0	0,47
NaCl (g/l)	0	0,13	0	0,13
Glucose (g/l)	0	0	5	5
Eau distillée (qsp)	150 ml	150 ml	150 ml	150 ml

Dénombrement des micro-organismes dans les sédiments : pour évaluer la microflore présentes dans les différents sédiments, on réalise une série de dilutions à partir des milieux de culture au temps zéro. Un volume précis et fixe de chaque échantillon est ensemencé en triple sur un milieu solide coulé en boîte de pétri. Trois milieux solides ont été utilisés : le milieu « NA » pour dénombrer les bactéries (peptone 5 g/l, extrait de bœuf 3 g/l, chlorure de sodium 8 g/l, Agar N°2 12 g/l à pH=7,3±0,2) + fongizone, le milieu « extrait de malt » pour dénombrer les champignons (extrait de malt 12 g/l, Agar granulé 14 g/l) et le milieu « Bromfield modifié » pour dénombrer les bactéries anaérobies ferri-réductrices. Les boîtes de pétri sont ensemencées et incubées dans une étuve à 30°C. Pour dénombrer les bactéries anaérobies, les boîtes de pétri sont, au préalable, placées dans une jarre avec un sachet GENbox anaer. Celui-ci permet d'obtenir une concentration de l'oxygène inférieure à 0,1% après 2h30 et une concentration de CO₂ supérieure à 16% après 24 h. Pour contrôler que le milieu est bien placé en anaérobiose, on ajoute un indicateur d'anaérobiose (Bleu de méthylène +agent réducteur-stabilisant virant au blanc quand l'anaérobiose est réalisée). Les boîtes de pétri sont examinées et dénombrées au bout de deux jours pour les bactéries aérobies et quatre jours environs pour les champignons et les bactéries anaérobies.

4.1.3 *Activité des micro-organismes autochtones en anaérobiose.*

Activité minéralisatrice du carbone. Des prélèvements de la phase gazeuse ont été effectués régulièrement au cours des incubations à l'aide de seringues d'un ml et d'aiguilles stériles, à travers les bouchons hermétiques des flacons de culture. La teneur en CO₂ est déterminée par spectrophotométrie infra rouge.

Suivi du pH : les mesures de pH sont effectuées dans les prélèvements de 5 ml.

Analyse organique de la solution : des prélèvements en conditions stériles du milieu de culture sont réalisés à différents temps puis centrifugés. Le surnageant est récupéré et la concentration en glucose y est déterminée. Cela permettra d'établir la cinétique de consommation de ce substrat par les microorganismes. Le glucose est mesuré par dosage enzymatique basé sur l'utilisation de l'hexokinase (HK) et de la glucose-6-phosphate déshydrogénase (G6PDH) à l'aide d'un kit Random. Le dosage des acides lactique et acétique et de l'éthanol ont été effectués par des kits de dosage enzymatique Boehringer respectivement n°112821, 148261 et 176290.

Analyse minérale de la solution : dans chaque filtrat préalablement acidifié, on a mesuré la teneur en FeII (colorimétrie à l'ortho-phénantroline), fer et plusieurs éléments traces métalliques par Spectrométrie d'Emission Plasma Optique (ICP-OES).

4.2. Résultats et discussions.

Nos études ont porté sur les trois sédiments S1, S2 et S3. Seuls les résultats portant sur les deux premiers sont rapportés dans ce rapport.

4.2.1 *Etude du sédiment S1(Maxence).*

Activité globale et métabolisme carboné : les cinétiques obtenues en milieu EDSG (eau distillée glucose + sels) sont présentées Figure 1. Chaque point représente une moyenne de trois répétitions.

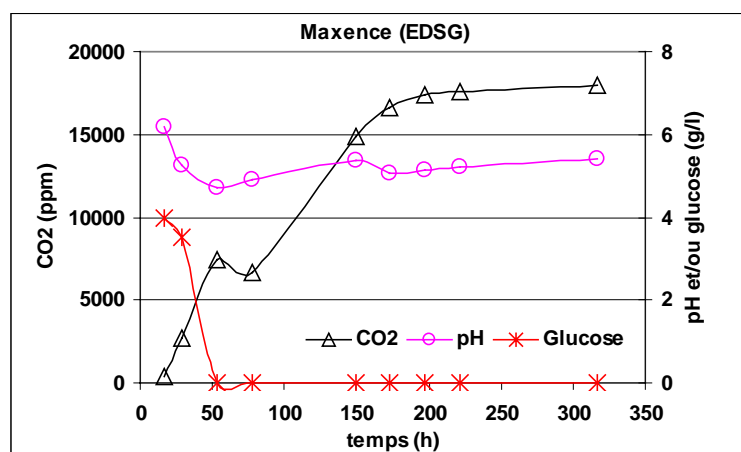


Figure 1 : Activité globale, consommation de glucose et évolution du pH dans le sédiment S1 en milieu EDGS.

Nos expérimentations montrent une minéralisation significative. La courbe de dégagement du CO₂ montre trois phases bien distinctes (Figure 1). On observe une phase de croissance exponentielle suivie d'une phase de ralentissement. Enfin, on observe une phase stationnaire avec une concentration finale en CO₂ comprise en 18000 et 20000 ppm. Aucune phase de latence n'a été observée. La concentration du glucose diminue rapidement dans le milieu et devient nulle après 50 h d'incubation. La minéralisation du carbone reste cependant importante au-delà de ce temps. Ce résultat peut s'expliquer par une consommation préférentielle du glucose (source de carbone facilement biodégradable par les micro-organismes autochtones). Cette consommation serait suivie par celle de la matière organique présente dans le sédiment et qui supporterait la croissance après la disparition du glucose.

Après 200 h d'incubation un arrêt total de la minéralisation est observé. Ce phénomène peut s'expliquer par le fait que les bactéries actives en anaérobiose sont incapables de dégrader la totalité de la matière organique présente dans les sédiments. Cet arrêt peut être dû également à l'épuisement d'un ou plusieurs nutriments essentiels, à l'accumulation de métabolites toxiques produits par les micro-organismes ainsi qu'à la présence de formes métalliques toxiques dans la solution.

Le suivi du pH montre une baisse significative dans un premier temps (de 6,2 à 4,6) suivi d'une légère augmentation. L'essentiel de l'acidification se produit lors de la consommation du glucose. Cette acidification peut être attribuée à un métabolisme primaire fermentaire anaérobie développé par tout ou partie des micro-organismes autochtones. Afin de vérifier cette hypothèse ainsi que les voies métaboliques mises en jeu, une recherche enzymatique de métabolites clefs des transformations anaérobies du glucose a été entreprise. Cette dernière a mis en évidence la présence d'acide lactique, acide acétique, acide butyrique et d'éthanol. Ces résultats témoignent de la mise en place de différentes fermentations en parallèle indiquant que plusieurs bactéries d'espèces différentes se développent dans notre système. La légère augmentation de pH observée en fin de cinétique peut être due, en partie à une consommation des acides produits. Une telle consommation a été rapportée par Bousserhine (1995) lors de l'étude de la fermentation du glucose par *Clostridium butyricum*. D'autres auteurs attribuent cette augmentation également à la fixation des protons sur d'autres phases organiques ou minérales.

Solubilisation du fer et du manganèse : l'évolution de la solubilisation du fer et celle du manganèse est présentée (Figure 2.) Chaque point représente une moyenne de trois répétitions.

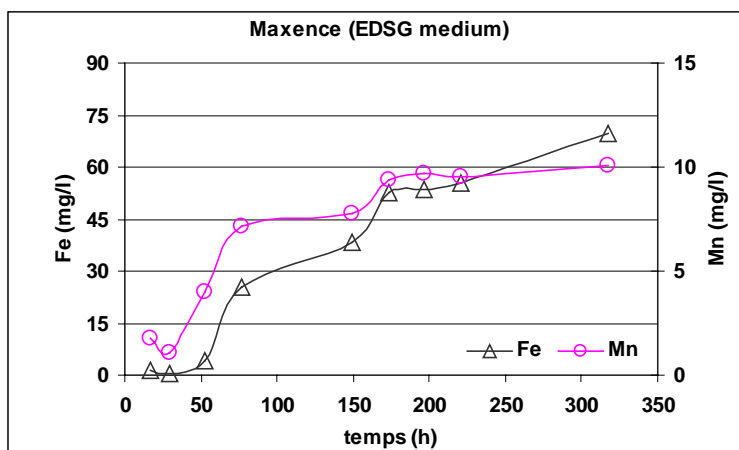


Figure 2 : Solubilisation du fer et du manganèse dans le sédiment S1 en milieu EDSG.

Les courbes montrent, pour le fer et le manganèse, une première phase de latence suivie d'une phase de solubilisation. Cette dernière est plus intense pour le fer que pour le manganèse. La concentration du fer en solution est voisine des 80 mg/l. La spéciation du fer en solution dans le milieu par l'utilisation de l'ortho-phénantroline confirme le caractère réduit de fer et montre qu'on est en présence d'un phénomène de réduction dissimilatrice du fer par les micro-organismes autochtones. Cette réduction se fait parallèlement à la minéralisation du carbone et donc au métabolisme carboné. Dans ces conditions opératoires, le manganèse est probablement sous forme réduite également. Afin de confirmer la présence de bactéries ferri-réductrices dans notre milieu une recherche a été entreprise. Les résultats obtenus ont montré la présence de cette catégorie de microorganismes parmi la population microbienne présente dans le sédiment S1 (Tableau 3).

Tableau 3 : Dénombrement des bactéries et champignons cultivables dans les sédiments S1, S2 et S3.

exprimés en UFC/g*	Sédiment S1 (Maxence)	Sédiment S2 (Pont TGV)	Sédiment S3 (Venette)
Champignons	6,6. 10 ³	0	0
Bactéries aérobies	3,8. 10 ⁵	5,2. 10 ⁵	2. 10 ⁵
Bactéries anaérobies	5,7. 10 ⁴	1,2. 10 ⁵	2. 10 ⁴
Bactéries anaérobies ferri-réductrices	1,8. 10 ²	1,3. 10 ²	27

* : UFC unité formant colonie

Solubilisation des autres éléments métalliques.

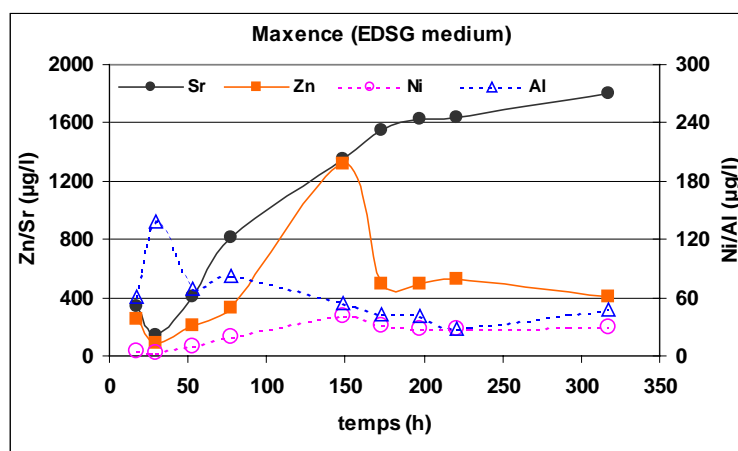


Figure 3 : Solubilisation des métaux lourds dans le sédiment S1 en milieu EDGS.

Les résultats obtenus montrent que les solubilisations du fer et du manganèse sont accompagnées de celles d'autres éléments métalliques mais à des concentrations bien moins importantes. La mise en solution de Zn et Sr paraît plus importante que celle du Ni et Al (Figure 3). Après 150 h d'incubation, un précipité noir est apparu dans les cultures, il est caractéristique d'une sulfato-réduction. Cette réaction ne peut se produire que sous de faibles valeurs de Eh, et en anaérobiose, où certaines bactéries peuvent utiliser les ions sulfates comme accepteur final d'électrons. Les ions HS^- , sous des conditions réductrices (cas de notre étude) précipitent alors sous forme de sulfures préférentiellement avec Zn^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} ... Ce phénomène doit expliquer en partie les précipitations observées.

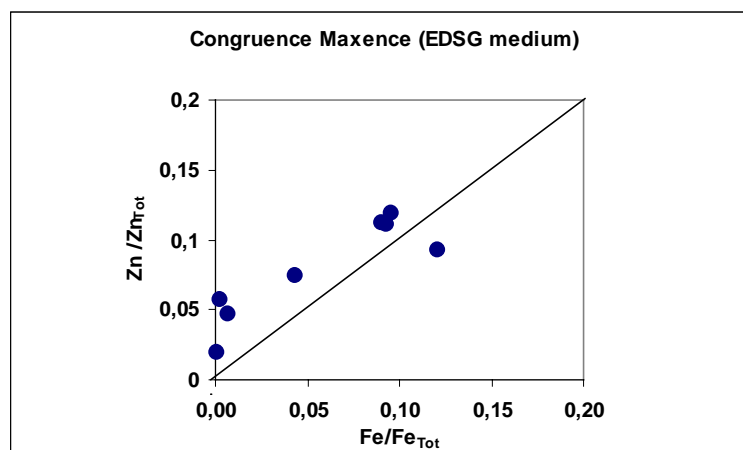


Figure 4 : Relation entre la solubilisation du fer et celle du zinc dans le sédiment S1 en milieu EDGS.

Afin de vérifier l'association de la solubilisation des métaux mobilisés à celle du fer des courbes de congruence ont été représentées (Figure 4 et Figure 5). Ces dernières montrent une association entre solubilisation du Fe et celle de Zn comme le suggère la Figure 4. Cette association est moins évidente entre Ni et Fe (Figure 5). D'autres représentations ont montré qu'aucune association ou congruence n'existait entre la solubilisation de Ni et Zn.

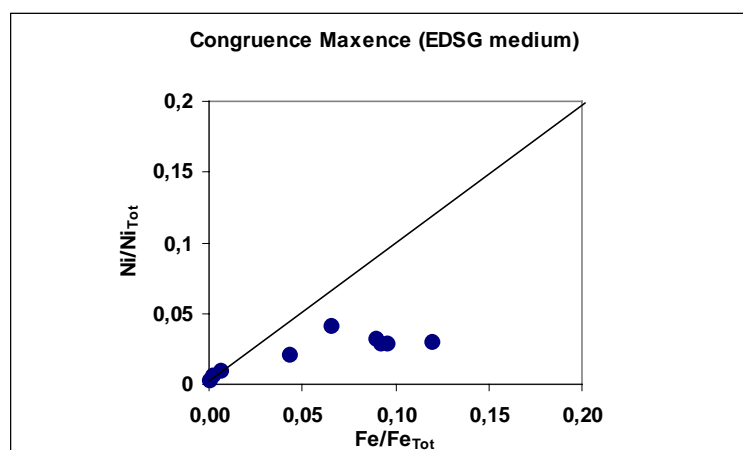


Figure 5 : Relation entre la solubilisation du fer et celle du nickel dans le sédiment S1 en milieu EDGS.

L'étude de la capacité solubilisatrice des microorganismes autochtones a été également entreprise dans les trois autres milieux de cultures (EDS, EDG et ED). Dans les mêmes conditions opératoires, le milieu EDS (Figure 6) paraît promouvoir des minéralisations significatives, comparables à celles observées dans le milieu EDGS. Les mêmes conclusions peuvent être tirées quant aux cinétiques de solubilisation et l'association entre les différents éléments métalliques (résultats non présentés). Aucune minéralisation significative ou solubilisation n'a été observée dans les milieux ED et EDS. Ces résultats laissent supposer que la présence d'une source de carbone facilement biodégradable

(glucose dans notre étude) est indispensable pour initier la croissance des microorganismes autochtones dans nos sédiments et par conséquent indispensable pour initier la mobilisation des métaux lourds présents.

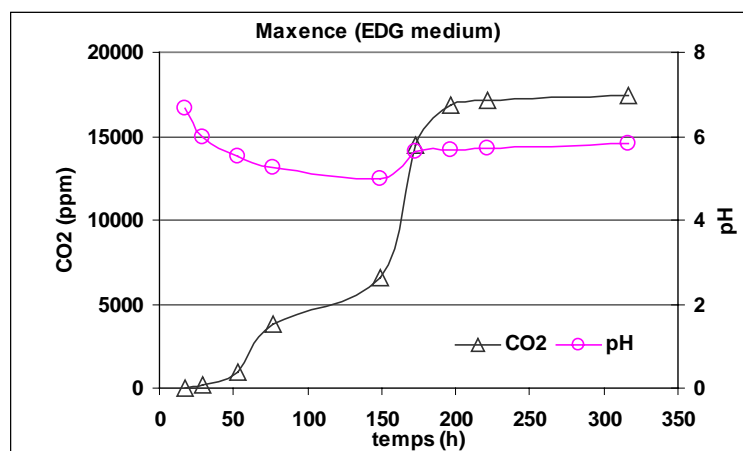


Figure 6 : Activité globale et évolution du pH dans le sédiment S1 en milieu EDG.

4.2.2 Etude du sédiment S2 (Pont TGV)

Activité globale et métabolisme carboné. Les cinétiques obtenues en milieu EDGS (eau distillée glucose + sels) sont présentées Figure 7. Chaque point représente une moyenne de trois répétitions. Comme dans le cas du sédiment S1, les microorganismes présents dans le sédiment S2 montrent une capacité minéralisatrice importante. Le développement se fait dans un premier temps aux dépens du glucose (source de carbone facilement dégradable). La minéralisation reste significative après disparition totale du glucose ce qui indique la capacité des microorganismes autochtones à utiliser la matière organique du sédiment comme source de carbone. Le niveau de minéralisation atteint (9000 ppm) est cependant inférieur à celui observé pour le sédiment S1. Ce résultat peut être expliqué par la densité faible des microorganismes anaérobies dans le sédiment S2 par rapport à S1 (voir Tableau 3), par la diversité fonctionnelle de ces microorganismes (capacité à dégrader différentes sources de carbone par exemple) et/ou par la nature de la matière organique présente dans le sédiment. Les phénomènes d'acidification sont moins importants mais témoignent cependant de la présence d'une population microbienne mixte développant différents métabolismes. Les mêmes métabolites que pour le sédiment S1 ont été mis en évidence.

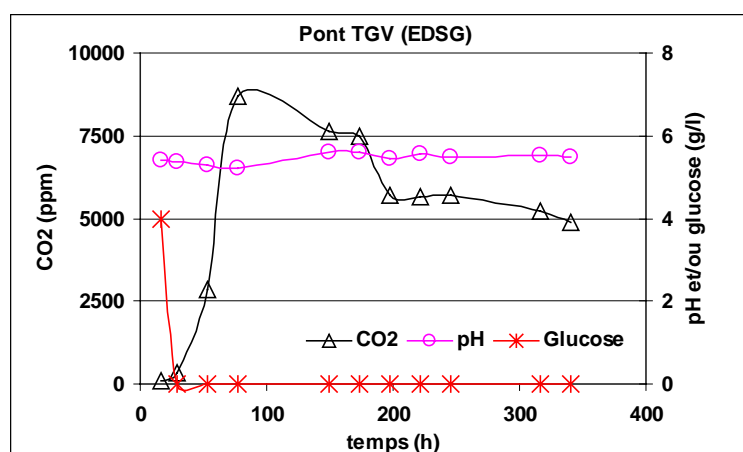


Figure 7 : Activité globale, consommation de glucose et évolution du pH dans le sédiment S2 en milieu EDGS.

Solubilisation du fer, du manganèse et des autres métaux. Les Figure 8 et Figure 9 représentent respectivement les cinétiques de solubilisation du fer, du manganèse et des autres métaux.

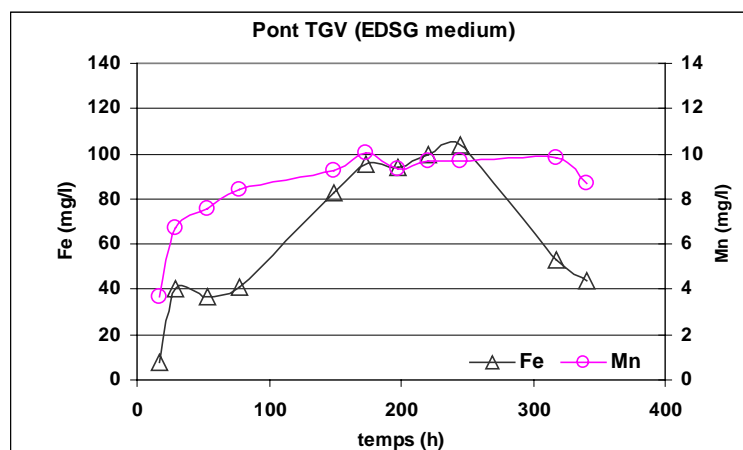


Figure 8 : Solubilisation du fer et du manganèse dans le sédiment S2 en milieu EDSG.

En condition anaérobie, l'activité globale bactérienne est associée à une forte solubilisation du fer (la solubilisation du manganèse est largement plus faible). Le fer en solution est sous forme FeII ce qui démontre que le sédiment S2 est le siège d'une activité ferri-réductrice significative. Une étude microbiologique a confirmé l'existence d'une population ferri-réductrice significative par rapport à la population anaérobie totale.

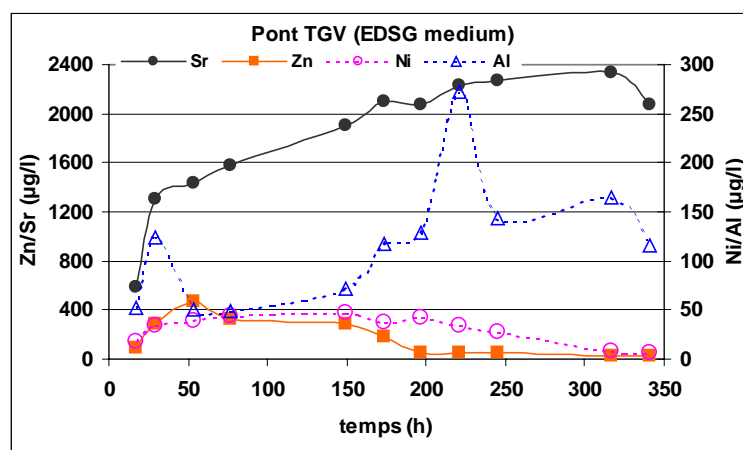


Figure 9 : Solubilisation des métaux lourds dans le sédiment S2 en milieu EDGS.

Dans le cas du sédiment S2, des solubilisations ont été également observées pour d'autres métaux mais à des teneurs supérieures à celles obtenues pour le sédiment S1. Les teneurs en solution de Zn et Sr sont supérieures à celle de Ni et Al. Pour ce sédiment, si aucune congruence n'a été soulignée entre le fer, d'une part, et le zinc et le nickel, d'autre part, une bonne congruence a été observée entre Zn et Ni (résultats non présentés) ce qui indique que ces deux éléments seraient associés à une même phase qui reste à déterminer. Les mêmes phénomènes ont été observés dans le milieu EDG alors qu'aucune minéralisation ni solubilisation métallique n'ont été observées dans les milieux dépourvus de glucose (ED et EDS).

4.3. Conclusion

Les expérimentations réalisées au laboratoire dans des réacteurs en batch et en anaérobiose ont montré que les conditions anaérobies choisies et matérialisées en milieu naturel par la situation des sédiments dans les rivières ou lors de leur dépôt dans des gravières pouvaient promouvoir une activité microbienne associée à des phénomènes de solubilisation de métaux. Dans notre étude, l'apport de sources carbonées facilement biodégradables (glucose) exacerbe le phénomène de minéralisation de carbone dans tous les échantillons étudiés. La minéralisation reste cependant significative après la

disparition totale du glucose ce qui suggère l'utilisation de la matière organique contenue dans les sédiments comme source de carbone par les microorganismes autochtones. En absence de glucose aucune minéralisation significative n'a été observée dans les sédiments étudiés.

Afin de mettre en évidence le métabolisme carboné mis en place par les microorganismes actifs, la recherche de métabolites carbonés d'une part (dosage d'acides organiques par HPLC) et le suivi du pH d'autre part ont été entrepris. Les résultats obtenus ont montré la mise en place dans nos réacteurs de différents processus fermentaires témoignant de l'intervention de différents groupes nutritionnels bactériens (producteurs d'acide acétique, acide butyrique et d'éthanol). En effet, dans ce genre d'échantillon en particulier, et dans les sols en général, on trouve rarement des micro-organismes à l'état de pureté. Les processus observés sont souvent la résultante de l'action de cultures microbiennes mixtes. Dans nos conditions expérimentales, la minéralisation du carbone se fait parallèlement à une forte solubilisation du fer et du manganèse (dosage par ICP). Les expériences de spéciation montrent que le fer solubilisé est sous forme ferreuse ce qui montre que le mécanisme mis en jeu est une réduction bactérienne dissimilatrice du fer (et du manganèse). Dans ce cadre, des bactéries ferri-réductrices différentes ont été quantifiées, isolées et leur action confirmée.

L'analyse minérale de la solution met en évidence une solubilisation importante de Zn, Co, Ni et Al dans les différents échantillons. Les solubilisations de Zn et de Ni paraissent congruentes à celle du fer dans le sédiment Maxence (S1) ce qui suggère que les oxydes de fer constituent une phase porteuse de ces métaux dans ce sédiment. Cette congruence est moins nette au niveau du sédiment Pont TGV (S2) où Zn et Ni sont solubilisés conjointement mais de façon non congruente avec le fer. Ce résultats suggère que Ni et Co seraient associés à une autre phase que les oxydes de fer dans ce dernier sédiment. Les résultats obtenus, témoignent de la capacité solubilisatrice des microorganismes autochtones, et montrent également des phénomènes de précipitation dont l'origine et la signification doivent être définies.

5. Conclusions et perspectives

L'année 2003 a vu se poursuivre le suivi de la qualité des eaux superficielles de l'étang du site du Rouillard ainsi que celle des matériaux déposés. De plus, des premiers essais ont été conduits sur des matériaux prélevés avant dragage d'une part afin de quantifier les différentes catégories de microorganismes autochtones (dénombrement des bactéries et des champignons, dénombrement des microorganismes aérobies et anaérobies) et d'autre part évaluer leur capacité de dégradation de la matière organique et de mobilisation des éléments traces métalliques (ETM).

Le suivi des eaux superficielles a mis en évidence une nette amélioration de leur qualité. En effet, si l'impact majeur de la phase de remplissage était l'apport de nutriments et, en particulier, l'apport d'ammonium, et de carbone organique, il se trouve que depuis la fin du remplissage en septembre 2001, l'état eutrophe du Rouillard s'est amélioré. Il semblerait donc que depuis que le site ne subit plus l'alternance des phases de remplissage et de repos, une auto-épuration du lac s'est installée. Les teneurs relevées sur les matériaux déposés sont proches de celles rencontrées sur les matériaux avant dragage lors des campagnes 2000-2002. De plus, il n'a été observé aucun relargage d'éléments traces métalliques ni de micropolluants organiques (HAP ou hydrocarbures totaux) vers les eaux de surface. Les différentes collaborations qui ont été développées nous ont permis de recueillir les caractéristiques des sédiments avant dragage gérés par le Service de Navigation de la Seine (arrondissement des boucles de la Seine) sur les trois dernières années (Carpentier et al., 2002a ; Carpentier et al., 2002b). Ces données, concernant les caractéristiques physico-chimiques et les teneurs en micropolluants métalliques et organiques des sédiments de la Seine, l'Yonne et l'Oise, devraient nourrir la base de données Sequamet. Une comparaison avec les flux mesurés à Poses (pour la période 98-99) montre que cette pratique déplace entre 0.4 et 3 % de l'équivalent de ces flux du système fluvial suivant l'élément métallique. De plus, les bilans réalisés à l'échelle du site du Rouillard sur les trois années ont montré que lors de la phase de remplissage, malgré la présence d'une surverse en direction de la Seine, la quasi totalité des polluants métalliques est restée confinée.

Les études microbiologiques, sur des sédiments collectés lors de campagnes de caractérisation des sédiments avant dragage, ont montré l'existence de deux populations bactériennes aérobie et

anaérobie relativement importantes. L'étude de la population anaérobie montre que cette dernière est capable de mettre en place un métabolisme carboné (respiration anaérobie et/ou fermentation) associé à une solubilisation importante de certains ETM contenus dans les sédiments...

Pour l'année 2004, nos deux approches seront maintenues en parallèle. Tout d'abord, sur les échantillons du site du Rouillard, une caractérisation des teneurs en micropolluants sera réalisée. Et plus spécifiquement pour les ETM, une étude de spéciation est envisagée afin de déterminer les différentes phases des sédiments, porteuses de ces polluants. L'approche microbiologique, qui a été réalisée sur les sédiments prélevés avant dragage en 2003, sera appliquée à ces sédiments afin de pouvoir comparer les évolutions des communautés microbiennes (densité et diversité) ainsi que leurs potentialités de dégradation de la matière organique et leur influence sur le relargage des ETM avant et après mise en dépôt. Le maintien du suivi des eaux superficielles est également prévu pour confirmer les tendances observées ces deux dernières années.

6. Bibliographie

- Bousserrhine N., Gasser U.G., Jeanroy E. et Berthelin J. (1998). Effect of aluminium substitution on ferri-reducing bacteria activity and dissolution of goethites. *Compte-rendu de l'Académie des Sciences. Série II. Science de la terre et des planètes*, **326**(9) : 617-624.
- Bousserrhine N., Gasser U.G., Jeanroy E et Berthelin J (1999). Bacterial and chemical reductive dissolution of Mn-, Co-, Cr-, and Al-substituted goethites. *Geomicrobiology Journal*. **16**(3) : 245-258.
- Bousserrhine N. (1995). Etude de paramètres de la réduction bactérienne du fer et application à la déferritation de minéraux industriels. *Thèse « Géomicrobiologie et biochimie microbienne »*. Université Nancy I : 329 p + annexes.
- Carpentier S., Moilleron R., Beltran C., Hervé D. et Thévenot D. (2002a). Quality of dredged material in the River Seine basin (France). I. Physico-chemical properties. *The Science of The Total Environment*. **295**(1-3) : 101-113
- Carpentier S., Moilleron R., Beltran C., Hervé D. et Thévenot D. (2002b). Quality of dredged material in the river Seine basin (France). II. Micropollutants. *The Science of The Total Environment*. **299**(1-3) : 57-72
- Carpentier S., Moilleron R. et Thévenot D.R. (2002c). Fate of dredged contaminated sediments in an underwater disposal site. In M. Pellei, A. Porta and R. E. Hincsee (Eds.), *Characterization of contaminated sediments*, S1-1 (Battelle Press, Columbus) : pp. 189-196.
- Ehrlich, H.L. (1996). How microbes influence mineral growth and dissolution ? *Chemical Geology*. **132**(1-4) : 5-9.
- Lovley D.R. (1991). Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction. *Microbiological Reviews*. **55**(2) : 259-287.
- Moilleron R., Carpentier S. et Thévenot D.R. (à paraître). Monitoring of the underwater disposal site of the Rouillard (France) after its filling completion. *2nd International Conference on Remediation of Contaminated Sediments (Venise)* : 8p.
- Ross, S.M. (1994). Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. In Ross, S.M. (Ed), *Toxic metals in soil-plant systems* (J. Wiley & Sons Ltd) : pp ; 63-152.
- Schwertmann U. et Taylor R.M.(1989). Iron oxides. In *Minerals in Soil Environment*, 1 : pp. 379-438.
- Waite, T. D. et. Morel. F.M. (1984). Ligand exchange and fluorescence quenching studies of the fulvic acid-iron interaction : Effects of pH and light, *Analytica Chimica Acta*, **162** : 263-274.