

CONTRIBUTIONS DU PROJET SAGUENAY POST-DELUGE À LA CONCEPTION DES COUCHES DE RECOUVREMENT

Tremblay, H. et Locat, J.

Département de géologie et de génie géologique, Université Laval, Québec, Québec, Canada

RÉSUMÉ

Le recouvrement *in situ* des sédiments contaminés est une méthode qui consiste à déposer sous l'eau une couche de sédiments ou autre matériau, sur des sédiments contaminés dans le but de protéger l'environnement des effets toxiques des contaminants. L'expérience a démontré que parmi les méthodes de traitement possibles, le recouvrement à l'aide de matériaux propres, pratiqué depuis la fin des années 70, est une des plus économiques. Cependant, certains aspects de la conception présentent des lacunes dont plusieurs ont été comblées dans le cadre du projet Saguenay Post-Déluge, où les chercheurs ont mis au point des méthodologies et modèles pour aider à la conception des couches de recouvrement. Les éléments du design développés dans le cadre du projet Saguenay Post-Déluge sont : 1) l'évaluation de la profondeur de bioturbation, 2) le développement d'un modèle diagénétique, 3) le développement d'un modèle de transfert des contaminants à travers la couche qui tient compte de la bioturbation, 4) le développement d'un modèle de consolidation qui tient compte de la bioturbation, 5) la détermination de l'intégrité de la couche de recouvrement et de l'évolution de la recolonisation et 6) l'analyse décisionnelle. Cet article présente non seulement ces différents éléments mais également une revue de la littérature en ce qui concerne ces différents aspects de la conception.

ABSTRACT

In situ capping of contaminated sediments is a method consisting of placement of a subaqueous layer of sediments, or other material, over contaminated sediments in order to protect the environment from the toxic effects of contaminants. The experience has demonstrated that among possible remediation methods, capping with clean material, employed successfully since the end of the 70's, is one of the most economical and effective approaches. However, there are some lacunas in different aspects of the capping design. During the Saguenay Post-Flood Project, some of them were filled by researchers who have developed methodologies and modelling to improve the capping design. The contribution of the Saguenay Post-Flood Project includes: 1) a methodology to evaluate the bioturbation depth using an axial tomodesimeter, 2) a diagenetic model to evaluate the mobilisation of metals through the capping layer, 3) a contaminant transfer model that consider bioturbation 4) a consolidation model that consider bioturbation, 5) a methodology to determine the integrity of the capping layer and the evolution of recolonisation using backscatter data from multibeam sonar surveys, and 6) a decision analysis related to capping design. This paper not only presents these different developments, but also a literature review about these aspects of capping design.

1. INTRODUCTION

Il existe différentes façons d'éliminer ou de réduire le problème environnemental lié aux sédiments contaminés. Parmi les méthodes disponibles, on retrouve le recouvrement *in situ*, le traitement *in situ*, le dragage suivi de l'enfouissement ou encore le dragage et le traitement (Palermo *et al.* 1998a, b). Par définition, le recouvrement des sédiments contaminés est une méthode qui consiste à déposer une couche de sédiments ou autre matériau, sur des sédiments contaminés dans le but de protéger l'environnement des effets toxiques des contaminants. L'expérience a démontré que parmi les méthodes de traitement possibles, le recouvrement à l'aide de matériaux propres est une des plus économiques. Une des raisons est que, dans la plupart des cas, on utilise des matériaux exempts de contamination que l'on doit draguer (pour maintenir les voies de navigation praticables) à proximité du site des sédiments contaminés à recouvrir.

Le recouvrement des sédiments contaminés est pratiqué depuis la fin des années 70 et a donné d'excellents résultats. Une revue de réalisations de recouvrement *in situ* à travers le monde a été réalisée par Ling et Leschinsky

(1996) et Palermo (1997). Dans son article, Palermo décrit brièvement les aspects majeurs de ce type d'intervention. Le comportement à long terme des couches de recouvrement est excellent et la couche demande peu d'entretien pour conserver une efficacité suffisante. Malgré les bons résultats obtenus, il reste encore certaines réticences face à l'application de la méthode de recouvrement des sédiments contaminés. En fait, il y a beaucoup d'incertitudes face à l'instabilité de la couche due aux vagues et aux courants de fond, au remaniement et au mélange des sédiments contaminés mous avec le matériel de recouvrement lors de la mise en place, au potentiel de transfert des contaminants à travers la couche de recouvrement dû à la consolidation, à la bioturbation et à la diffusion, et à l'impact de la couche de recouvrement sur l'écosystème (Zeman 1994). Tous ces éléments font partie des risques associés à la réalisation d'un tel projet et devraient faire l'objet d'une étude approfondie.

Dans le cadre du projet Saguenay Post-Déluge (SPD), plusieurs chercheurs ont étudié le comportement d'une couche de sédiments qui s'est déposée dans la partie amont du fjord du Saguenay lors du déluge de 1996 (Locat *et al.* 2003). Ces sédiments propres ont recouvert les

sédiments contaminés par des métaux lourds et des hydrocarbures, présents dans ce secteur amont du fjord, jouant ainsi le rôle de couche de recouvrement (Pelletier et al. 2003). Cet article présente donc la contribution du projet Saguenay Post-Déluge (SPD) (Locat et al. 2003) pour la conception des couches de recouvrement. Il apporte également quelques éléments de la littérature en ce qui concerne les aspects abordés.

2. GÉNÉRALITÉS SUR LES COUCHES DE RECOUVREMENT

2.1 Rôle d'une couche de recouvrement

Le but ultime de la mise en place d'une couche de recouvrement est d'éliminer la mobilité des contaminants contenus dans les sédiments pour protéger l'environnement. La couche devrait permettre de (Thibodeaux *et al.* 1994, Palermo *et al.* 1998a, b) :

- 1) isoler physiquement et chimiquement les contaminants présents dans les sédiments;
- 2) stabiliser les sédiments pour prévenir la resuspension et le transport;
- 3) réduire le flux de contaminants dissous dans la colonne d'eau;
- 4) empêcher les organismes benthiques d'être en contact avec les contaminants;
- 5) augmenter le parcours des contaminants, donc favoriser une meilleure rétention dans la couche;
- 6) fournir des sites d'adsorption puisque la couche est théoriquement propre et
- 7) détoxifier ou détruire les contaminants par un processus de dégradation naturelle à long terme en créant une zone anaérobie.

2.2 Méthodes de recouvrement

Trois types de recouvrement sont présentement pratiqués un peu partout dans le monde. Le principe de base est le même, soit déposer une couche de matériau propre sur des sédiments contaminés. Les trois méthodes sont le recouvrement *in situ*, le «Level bottom capping» (LBC) et le «Contained aquatic disposal» (CAD) (fig. 1) (Zeman 1994, Thibodeaux *et al.* 1997).

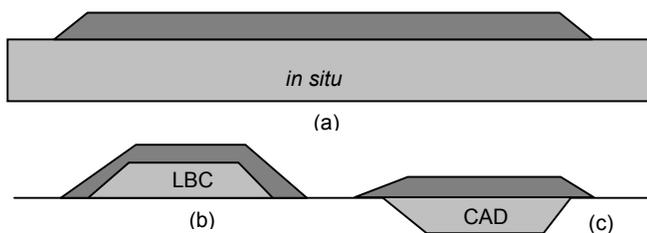


Figure 1. Principaux types de recouvrement

Dans le cas du recouvrement *in situ*, les sédiments contaminés sont recouverts directement sans les déplacer (fig. 1a). Cette méthode a l'avantage d'éliminer les risques associés à la dispersion des sédiments contaminés dans la colonne d'eau puisqu'ils ne sont pas déplacés.

La méthode du «Level bottom capping» (LBC) consiste à confiner des sédiments contaminés dans un autre site (fig. 1b). Ceci implique que les sédiments doivent être préalablement dragués puis relocalisés dans un site prédéterminé et de les recouvrir par une couche de sédiments propres. Les sédiments contaminés sont déposés sur le fond du cours d'eau et forment un monticule. Dans une telle situation il est impératif de se préoccuper de la dispersion des sédiments contaminés lors de leur mise en place.

Le recouvrement de type «Contained aquatic disposal» (CAD) est identique au précédent sauf que les sédiments contaminés sont déposés dans une dépression naturelle ou dans une excavation draguée pour confiner latéralement les sédiments contaminés (fig. 1c). Lorsqu'une excavation est pratiquée dans des sédiments propres, ceux-ci sont généralement réutilisés pour recouvrir les sédiments contaminés.

Des exemples de réalisation par les diverses méthodes de recouvrement sont donnés par Thibodeaux *et al.* (1997).

2.3. Conception des couches de recouvrement

De façon générale Palermo *et al.* (1998a) suggèrent de concevoir une couche de recouvrement impliquant un ou plusieurs des couches suivantes : 1) une couche de base (généralement du géotextile ou un sol granulaire) pour répartir la charge sur les sédiments mous contaminés, 2) une couche permettant d'isoler physiquement et chimiquement les matériaux contaminés (généralement du sable), 3) un filtre (généralement de gravier ou un géotextile) pour protéger la couche isolante de l'érosion hydraulique et 4) une couche de protection (généralement de la roche) pour protéger des forces érosives. La figure 2 présente les différentes étapes à considérer lors de la réalisation d'un projet de recouvrement (Palermo 1991). Plusieurs travaux ont déjà permis de développer des outils pour réaliser les différentes étapes mentionnées à la figure 2 (Palermo *et al.* 1998a).

Lors de la mise en place des sédiments contaminés ou de recouvrement, différents processus sont impliqués (fig. 3). Les sédiments qui descendent le long de la colonne d'eau contiennent des particules sous forme dissoutes ou solides qui subissent des transformations et qui sont dispersées sur une distance plus ou moins grande, dépendamment de facteurs comme l'épaisseur de la colonne d'eau, la force des courants, la taille des particules, le type d'équipement de mise en place, etc. Une fois déposés, les sédiments subissent d'autres transformations telles qu'une densification et une diagénèse en partie responsables de la migration des contaminants; l'autre partie, la plus importante, de la migration des contaminants étant principalement due à la diffusion et à la bioturbation.

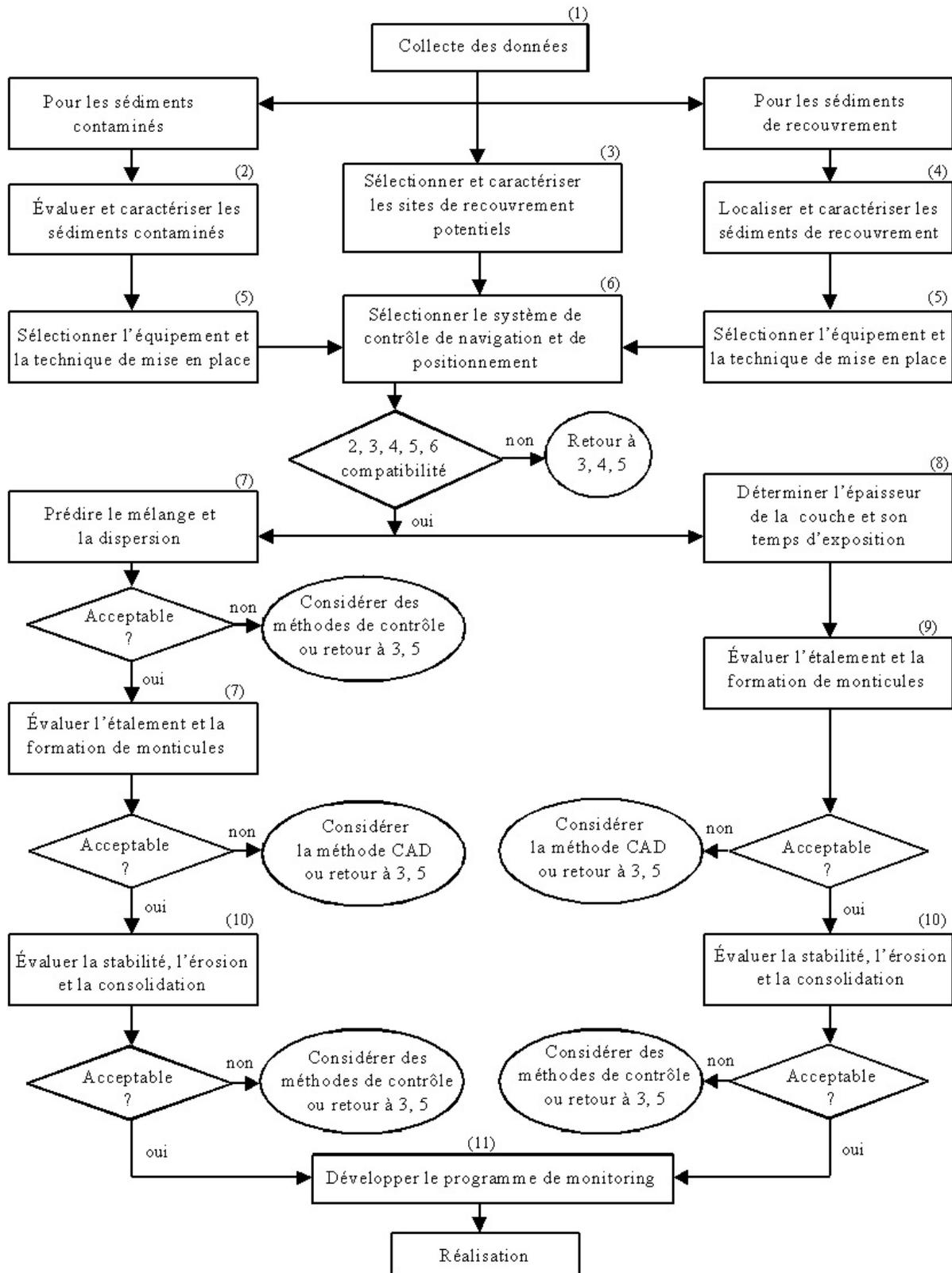


Figure 2. Démarches à suivre pour la conception des couches de recouvrement (traduit de Palermo, 1991).

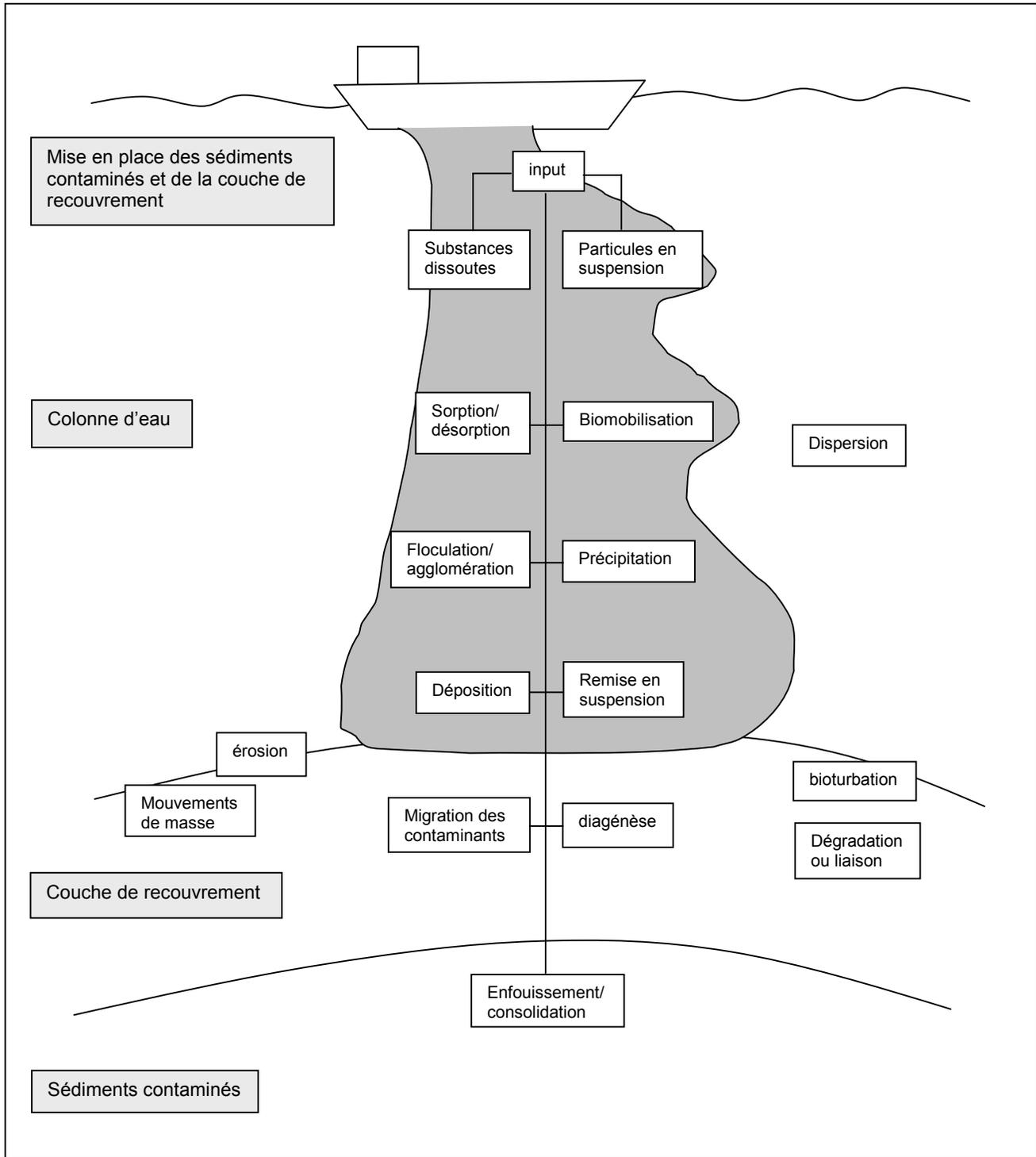


Figure 3. Processus impliqués lors de la mise en place d'une couche de recouvrement.

3. PROJET SAGUENAY POST-DÉLUGE

Ce projet multidisciplinaire a été une opportunité exceptionnelle de développement technologique pour la conception des couches de recouvrement (Locat et al.

2003). La couche de sédiments propres qui s'est déposée dans la partie amont du fjord du Saguenay, a recouvert les sédiments indigènes contaminés d'une couche ayant une épaisseur variant de 10 cm à 7 m sur une superficie d'environ 60 km².

La particularité de cette couche est qu'elle s'est déposée de façon naturelle sans contrôle de design ou de mise en place. Par conséquent, les étapes de la conception mentionnées à la figure 2 n'ont pu être considérées. Malgré la mise en place non contrôlée, tant au niveau de l'emplacement, du type de matériel déposé que de l'épaisseur de la couche, celle-ci a permis de développer des outils intéressants pour certaines étapes de la conception qui se retrouvent à la figure 2 (i.e. épaisseur de la couche, consolidation et monitoring) et d'évaluer certains processus que l'on retrouve à la figure 3 (i.e. migration des contaminants, diagénèse, bioturbation et consolidation). Donc, le projet SPD, a tout de même contribué à l'avancement technologique de la conception des couches de recouvrement. Ces outils sont le développement : 1) d'une méthode permettant d'évaluer la profondeur de bioturbation, 2) d'un modèle pour prédire le comportement diagénétique des métaux, 3) d'un modèle de transfert des contaminants à travers la couche qui tient compte de la bio-irrigation, 4) d'un modèle de consolidation qui tient compte de la bioturbation et 5) d'une méthode permettant de suivre l'évolution de la recolonisation de la couche de recouvrement. De plus, face à la variabilité et à l'incertitude des paramètres physiques, chimiques et biologiques qui affectent la migration des contaminants et l'efficacité à long terme des couches de recouvrement, une méthode d'analyse décisionnelle a été développée.

3.1 Évaluation de la profondeur de bioturbation

Pour assurer l'efficacité d'une couche de recouvrement, l'épaisseur doit être suffisante pour isoler les contaminants. Un des éléments importants dans la détermination de l'épaisseur de la couche est la profondeur de bioturbation. En fait, l'épaisseur finale de la couche de recouvrement, après tassement, doit être supérieure à l'addition de la profondeur de bioturbation et de l'épaisseur de la zone de transfert des contaminants.

La bioturbation est le facteur le plus important dans la détermination de l'épaisseur d'une couche de recouvrement. Cette épaisseur est d'environ 5 à 10 cm dans les sables et généralement autour de 20 cm dans l'argile (Palermo *et al.* 1998a), mais peut atteindre facilement 50 cm selon les espèces présentes (Berner 1980). Il existe deux méthodes pour établir l'épaisseur de la bioturbation : la méthode du «pire scénario» et celle de la «communauté ambiante» (Shull and Gallagher 1998). Dans les deux cas, on fait l'hypothèse que toutes les espèces qui coloniseront la couche proviennent des environs et on évalue la profondeur maximale d'activité selon les espèces répertoriées. Des essais de laboratoire ont également été développés pour déterminer l'épaisseur de la couche de recouvrement requise pour isoler les sédiments contaminés de la colonne d'eau (Sturgis and Gunnison 1988) et même en présence de bioturbation (Brannon 1985, Brannon *et al.* 1985, 1987).

La profondeur de la bioturbation dépend du comportement des espèces présentes et de la nature du matériau (granulométrie, densité, % de matière organique, chimie de

l'eau). De façon générale, la profondeur atteinte par le benthos marin est supérieure à celle atteinte par le benthos d'eau douce (Palermo *et al.* 1998a). Aussi, la population est généralement maximale près de la surface, généralement dans les premiers 5 cm, soit au-dessus de la limite redox, (Bosworth and Thibodeaux 1990) et diminue avec la profondeur.

L'activité biologique des organismes benthiques est le facteur le plus important dans le transport des particules de sédiments et par le fait même des contaminants. En fait, la bioturbation peut transporter les constituants d'un sédiment à une vitesse plus rapide, de plusieurs ordres de grandeur, que les autres modes de transport (Bosworth and Thibodeaux 1990). Leurs activités, qui incluent l'ingestion et l'excrétion, le fouissement, la construction de tubes et la biodéposition, peuvent modifier la stabilité et l'érodabilité, la distribution verticale des particules solides et dissoutes de même que la présence et l'abondance de d'autres espèces de la communauté benthique. De plus, il est reconnu que l'action des organismes benthiques peut modifier les propriétés chimiques des sédiments de différentes façons (Aller 1982). Les organismes peuvent causer une ségrégation des particules et par le fait même les propriétés chimiques des sédiments (Rhoads and Boyer 1982), ou accroître le coefficient apparent de diffusion des solutés de 10 à 1000 fois plus que le coefficient de diffusion moléculaire d'un même dépôt sans bioturbation (Aller 1982). Aussi, la présence des tubes qui sont perméables au transport par diffusion à travers leur membrane (Aller 1982) tout en augmentant la pénétration de la zone aérobie (Rhoads *et al.* 1977), peut modifier grandement la géochimie des sédiments.

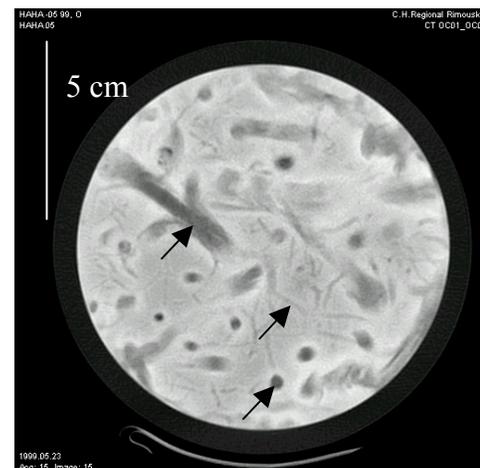


Figure 4. Exemple de structures biogènes observables dans une coupe transversale d'une carotte, obtenue à l'aide d'un tomodensitomètre axial. Les flèches indiquent des zones sombres, moins denses, correspondant à différentes structures biogènes (de Montety *et al.* 2003).

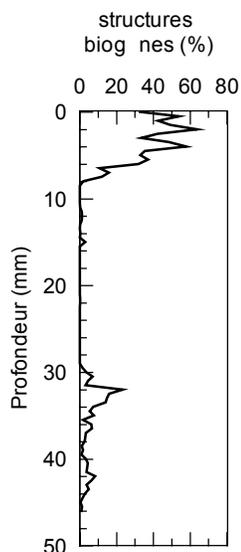


Figure 5. Exemple d'un profil du pourcentage de structure biogène d'une carotte de sédiments provenant du fjord du Saguenay (données obtenues de de Montety et al. 2000).

De Montety *et al.* (2000), dans le cadre du projet SPD, ont développé une méthode permettant d'évaluer le taux d'occupation des sédiments par les organismes en se servant d'images obtenues au tomodensitomètre axial sur des carottes intactes. Le principe est le suivant : pour chaque tranche de 5 mm d'une carotte, le pourcentage d'occupation des sédiments est calculé en faisant le rapport du nombre de pixels de faible densité, attribuables aux structures biogènes (taches foncées sur l'image de la figure 4), sur le nombre total de pixels de l'image. Les pourcentages obtenus pour chaque tranche sont ensuite mis en graphique par rapport à la profondeur (figure 5)

permettant de mettre en évidence la profondeur maximale atteinte par les organismes de même que la profondeur où l'on retrouve la plus grande occupation et par le fait même le plus grand remaniement des sédiments (de Montety et al. 2003). Cet outil permet donc de quantifier la bioturbation.

3.2 Comportement diagenétique des métaux

Lorsqu'une couche de sédiments est mise en place sur des sédiments existants, plusieurs substances peuvent être remobilisées suite à une perturbation du processus de diagenèse qui tend à atteindre un état d'équilibre. Les conditions géochimiques à l'équilibre rencontrées dans les sédiments du fjord du Saguenay sont caractérisées par l'accumulation de manganèse réactif et de fer dans la couche oxydée située dans les premiers 5 mm des sédiments. Selon Mucci et al. (2000), la limite d'oxydoréduction a rapidement migré à travers la nouvelle couche jusqu'aux premiers millimètres de la nouvelle interface eau-sédiment, et ce en l'espace de 3 semaines.

Pour expliquer ce phénomène, un modèle conceptuel de réacteur géochimique a été développé dans le cadre du projet SPD (Mucci et al. 2000, 2003) en observant la distribution verticale et les concentrations de Fe, Mn et As dans les eaux porales et dans les sédiments dans le temps. Le modèle dont il est question représente l'évolution diagenétique des sédiments de même que la nature et le flux des contaminants qui peuvent être remobilisés à travers la couche de recouvrement.

Le schéma de la figure 6 représente la remobilisation du Fe et du Mn après la déposition de la couche de crue de 1996 d'après Mucci et al. (2000). L'état d'équilibre qui prévalait avant la crue est illustré à la figure 6a où les ions Fe^{+2} et Mn^{+2} précipitent dans la couche oxydée sous forme de MnO_x et de $Fe(OH)_3$.

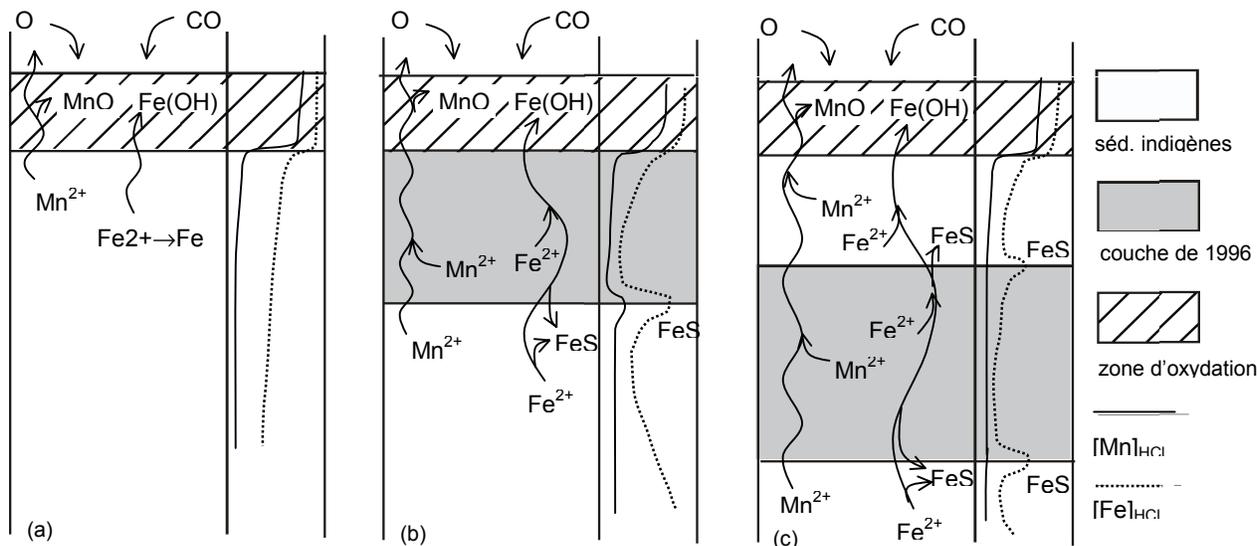


Figure 6. Représentation schématique de la remobilisation du Fe et du Mn et la migration du front d'oxydation suivant la déposition de la couche de crue de 1996 dans le fjord du Saguenay (Mucci et al. 2000, 2003)

Immédiatement après la déposition de la couche catastrophique, le front redox commence à monter jusqu'à quelques millimètres de la nouvelle interface eau-sédiment (fig. 6b). Par conséquent, la base de la couche de 1996, maintenant sous la limite redox, devient suboxique ou anoxygène, provoquant le lessivage du Fe et du Mn réductible qui étaient accumulés à la base de la couche de crue. Alors, le Mn réduit et une partie du Fe migrent dans la nouvelle zone oxygène où ils reprécipitent. Une partie du Fe est piégée sous forme de monosulfure (FeS) due à la mise en place rapide des conditions sulfatées. À mesure que la sédimentation normale continue (fig. 6c), la zone oxydée se rétablit dans les sédiments indigènes et une partie du Fe réduit précipite en FeS au sommet de la couche de crue alors que le Fe qui reste et le Mn continuent de migrer vers l'interface eau-sédiment, où ils s'accumulent. Alors, les conditions d'équilibre sont rétablies.

Cette migration de la limite redox a affecté la mobilité de certains métaux (Mucci et al. 2003). De fait, ceux qui ne précipitent pas rapidement sous forme de sulfures solides (e.g. Mn^{2+} , Cr^{3+}) ou dont la solubilité augmente en présence de bisulfures dissous et de polysulfures de fer (e.g. Hg^{2+} , Cd^{2+}) et/ou de matière organique dissoute (e.g. Hg^{2+} , Cu^{2+}) peuvent migrer à travers la nouvelle couche. À l'opposé, les métaux qui forment rapidement des sulfures insolubles (e.g. Zn^{2+}) ou qui co-précipitent avec le sulfure de fer (e.g. As^{3+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Co^{2+} , Hg^{2+} et Pb^{2+}) sont piégés à l'ancienne interface eau-sédiment.

Cette compréhension du bouleversement diagénétique et de la remobilisation de certains métaux provoqués par l'ajout d'une couche de recouvrement sur des sédiments contaminés permet de mieux prédire le transfert des contaminants à travers une couche de recouvrement.

3.3 Transfert des contaminants à travers la couche

Plusieurs processus sont responsables du transport des contaminants dans les couches de sédiments. Les plus importants sont : l'absorption/désorption entre les solides et l'eau interstitielle, la diffusion, l'advection, la bioturbation, les réactions chimiques et la biodégradation. De façon générale, les contaminants tendent à rester accrochés aux particules fines et à la matière organique qui sont les principaux médiums de rétention par les processus de sorption, échanges ioniques, complexation de surface, etc.

Selon Bosworth et Thibodeaux (1990), la bioturbation est le moyen le plus efficace pour transporter les contaminants. Pour cette raison, on doit isoler adéquatement les sédiments contaminés des organismes. Après la bioturbation, l'advection et la diffusion sont les facteurs les plus importants. Toutefois, selon Palermo *et al.* (1998a), le transport de contaminants par advection est très faible par rapport au transport par diffusion, mais le transport par advection est beaucoup plus rapide. Les principales équations permettant d'évaluer le transport des contaminants par diffusion et advection/dispersion, de même que la vitesse d'érosion des sédiments contaminés due à l'expulsion de l'eau interstitielle lors de la

consolidation sont présentées dans les articles de Mohan *et al.* (1999, 2000).

L'advection est principalement le résultat de la consolidation des sédiments contaminés et de la couche de recouvrement. La consolidation est un processus qui se produit généralement dans les premières semaines suivant la mise en place de la couche de recouvrement. Toutefois, elle dépend de la compressibilité des couches, de la perméabilité et de l'épaisseur de la couche de recouvrement. L'épaisseur de cette dernière doit être suffisante pour contenir toute l'eau qui sera expulsée lors de la consolidation des sédiments contaminés. À ce sujet, Mohan *et al.* (1999) proposent une équation pour calculer la quantité d'eau qui sera expulsée lors de la consolidation.

La diffusion est un processus de transport qui implique le déplacement d'ions ou molécules d'une région à forte concentration vers une zone à faible concentration. Le taux de transport est alors proportionnel au gradient de concentration et s'effectue perpendiculairement au plan de concentration constante en respectant les lois de Fick. Ce type de transport peut être évalué en utilisant le modèle RECOVERY qui est basé sur les principes de partition à l'équilibre et considère un flux de diffusion partant de l'eau interstitielle vers la colonne d'eau (Boyer *et al.* 1994, Ruiz *et al.* 2000). Le modèle s'applique aux contaminants organiques et tient compte de l'épaisseur des couches de sédiment, leurs propriétés physiques, la concentration des contaminants, les coefficients de distribution et d'autres paramètres. Il permet de tenir compte également de la biodiffusion en ajustant les coefficients de diffusion moléculaire. Toutefois, il ne tient pas compte de la bio-irrigation. La bio-irrigation est provoquée par les organismes, les vers polychètes et oligochètes, qui construisent des tubes à l'intérieur des sédiments, augmentant ainsi le transfert des contaminants dans la colonne d'eau. Les tubes augmentent les surfaces de contact entre les sédiments et l'eau, augmentant les échanges par diffusion. De plus, les organismes pompent de l'eau oxygénée à l'intérieur de leur tube, modifiant les conditions redox et de pH, l'activité microbienne, de même que le flux et les réactions (Marinelli et Boudreau 1996, Aller et Aller 1998).

Un essai de laboratoire a été mis au point par Sturgis et Gunnison (1988) pour évaluer l'épaisseur nécessaire pour isoler de la colonne d'eau les contaminants présents dans les sédiments en se basant sur les travaux de Brannon *et al.* (1985, 1987) et Gunnison *et al.* (1987). Cet essai utilise des traceurs chimiques tels que l'oxygène dissout, l'azote ammoniacal, le phosphore orthophosphaté car ils sont faciles et peu coûteux à mesurer. Comme ce sont des traceurs très mobiles, si l'épaisseur de la couche est suffisante pour les contenir, elle sera suffisante pour contenir des contaminants qui se lient plus facilement aux sédiments, comme par exemple les HAP, les BPC et les métaux comme l'arsenic.

La U.S. Environmental Protection Agency a également développé un modèle permettant de prédire le mouvement à long terme des contaminants à l'intérieur d'une couche de

recouvrement en tenant compte dans ce cas-ci de l'advection et de la diffusion. Tous les détails sont présentés dans l'Annexe B du rapport de Palermo *et al.* (1998b).

Récemment, un modèle numérique, TRANSCAP-1D, a été développé dans le cadre du projet SPD (Dueri et Therrien 2003, Dueri *et al.* 2003). Il simule la migration des métaux lourds dissous à travers une couche de recouvrement colonisée par des vers. Ce modèle considère une double porosité, la porosité des sédiments et des tubes de vers et est validé avec la solution semi-analytique MPNE (Neville *et al.* 2000). Il tient compte du transport des contaminants par advection, diffusion/dispersion, de l'effet de l'activité des organismes par le biais de la bio-irrigation et de la dissolution. Le modèle a été calibré à partir des profils de concentration de l'arsenic dissous mesurés à deux stations dans le fjord du Saguenay. Les résultats des simulations indiquent que la profondeur de bio-irrigation est un facteur important pour la distribution des contaminants dissous vers la colonne d'eau.

Bien que très utile pour évaluer la quantité de contaminants pouvant être libérés dans la colonne d'eau à travers une couche de recouvrement, tous les modèles énumérés ci haut considèrent que la concentration initiale de contaminant est fixe et que l'épaisseur de sédiment est constante. En fait, ils ne considèrent pas les apports de contaminant par la surface ni l'accumulation de sédiments. De plus, ils ne tiennent pas compte de la variation possible des propriétés physiques et chimiques des sédiments dans le temps. Ceci reste donc à approfondir.

3.5 Modèle de consolidation qui tient compte de la bioturbation

Les tassements primaire et secondaire des différentes couches de sédiment suite à la mise en place des sédiments contaminés et/ou de la couche de recouvrement peuvent être évalués par la théorie de consolidation de Terzaghi. Les différentes couches doivent être analysées séparément puisque leur compressibilité peut être différente. Il existe des programmes permettant de modéliser la consolidation des sédiments comme MOUNDS qui évalue la magnitude et le taux de consolidation (Pointdexter-Rollings 1990) et CONSOL (Gibson *et al.* 1981, Wong and Duncan 1984) qui est basé sur l'équation différentielle de Terzaghi approximée par la méthode des différences finies.

Selon Palermo *et al.* (1998a), le tassement de la couche de recouvrement peut être négligé si la cette couche contient moins de 50 % de particules passant le tamis #200. Par contre, si elle contient plus de 50 % de particules passant le tamis #200, on doit évaluer le tassement, puis ajuster l'épaisseur requise pour contenir les contaminants. Dans le cas de sédiments fins, le tassement peut être très lent et même s'étendre sur plusieurs années. C'est ce qu'ont observé Demars *et al.* (1984a) sur plusieurs monticules constitués de divers matériaux dragués dans le Long Island Sound, où le temps pour atteindre 90% de consolidation s'est produit après 3.4 à 6.4 ans. Ceci suggère que dans

certain cas, la dissipation des pressions interstitielles est très lente ce qui peut causer de l'instabilité à plus ou moins long terme.

Un des paramètres qui influencent la compressibilité est la teneur en eau des sédiments. Or, il semble que les organismes benthiques exercent une certaine influence sur celle-ci, bien que cette influence soit quelque peu contradictoire dans la littérature. Dans certains cas, la teneur en eau diminuerait en présence de bioturbation, alors que dans d'autres, elle augmenterait. Selon certains auteurs, dont Rhoads (1974) et Mayers (1977), l'action des organismes contribue à augmenter la taille des particules par la formation de pellets, ce qui entraîne une augmentation de la porosité et de la teneur en eau causant par le fait même une diminution de la résistance au cisaillement et de la compacité (Botswath and Thibodeaux 1990). Cependant, une diminution de la teneur eau a été observée par d'autres chercheurs dans des sédiments bioturbés, entraînant des augmentations de résistance (voir C_u à la fig. 7) et de densité des sédiments dans les premiers centimètres de surface (Maurice et Locat 2000). D'après leurs travaux, les activités des organismes vivants modifient la compressibilité de la couche de sédiments contaminés causant une diminution de l'indice de liquidité (I_L) (fig. 7) et une augmentation de la contrainte de préconsolidation. Donc pour deux sédiments identiques, l'un bioturbé et l'autre pas, celui bioturbé subira moins de tassement pour une même épaisseur de sédiment. La différence de comportement s'expliquerait par l'action dominante des organismes. Dans le cas de Maurice et Locat (2000), la bioturbation est dominée par la construction de tubes de vers qui augmente le drainage de la couche affectée, d'où une consolidation accélérée des sédiments due à un meilleur drainage de l'eau interstitielle. Aussi, la production de mucopolysaccharides et de mucus par les espèces microbiennes et meiofauniques contribuent à créer une certaine résistance entre les particules (Rhoads et Boyer 1982). Lorsque la présence d'organismes fouisseurs qui se nourrissent à même les sédiments domine, il semble que l'effet soit plutôt inverse, puisque les organismes remanient sans cesse les sédiments (Botswath and Thibodeaux 1990) causant une augmentation de la porosité et de la compressibilité et une diminution de la résistance.

Au cours de leurs travaux, Maurice et Locat (2000) ont effectivement noté que la bioturbation influençait la consolidation de la couche de crue de 1996 (figure 7). En fait, la bioturbation contribue à augmenter la résistance (C_u) des sédiments en réduisant l'indice de liquidité (I_L) avec le temps, lequel est maximal, autour de 4, immédiatement après la déposition, donc en condition non bioturbée (fig. 7a) et diminue à un minimum d'environ 2 pour les sédiments du fjord du Saguenay une fois bioturbé (fig. 7b). Ceci entraîne une augmentation de la teneur en eau avec la profondeur à mesure que l'activité des organismes benthiques diminue (fig. 7b). Ces auteurs mentionnent que si l'épaisseur de la couche est plus importante que la profondeur limite de l'activité des organismes (en moyenne 20 cm et maximum 40 cm pour le fjord du Saguenay), une forte teneur en eau et une faible résistance persistera sous

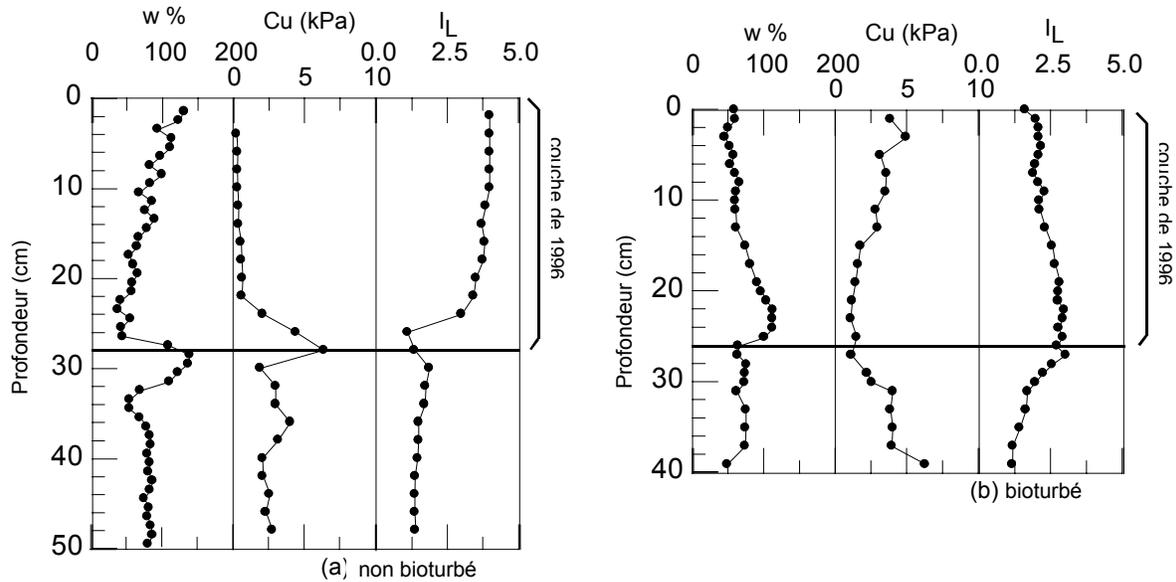


Figure 7. Profil géotechnique de la couche de crue de 1996 dans le fjord du Saguenay; (a) échantillon non-bioturbé (b) échantillon bioturbé (d'après Maurice et Locat 2000).

cette limite ce qui pourrait nuire à la stabilité globale de la couche de recouvrement.

Pour expliquer le comportement en consolidation relativement à la bioturbation, Maurice et Locat (2000) ont proposé le modèle schématisé montré à la figure 8. La courbe de consolidation vierge a été obtenue d'échantillons reconstitués en laboratoire en utilisant des cellules de

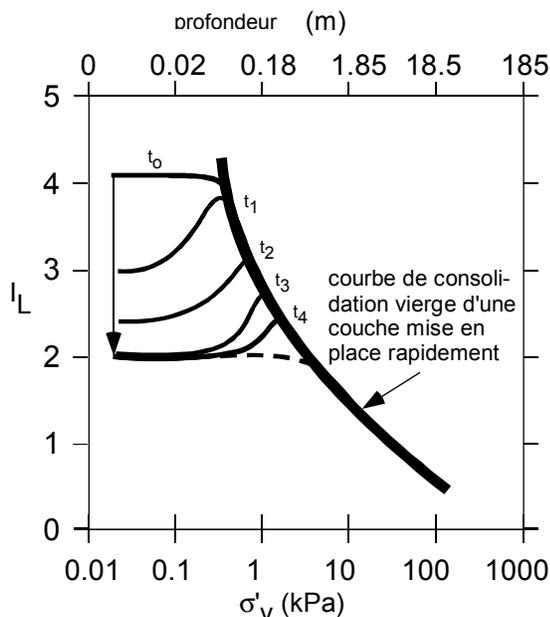


Figure 8. Modèle de consolidation montrant l'influence de la bioturbation (Maurice et Locat 2000).

sédimentation-consolidation de grande dimension (Perret *et al.* 1995). Cette figure illustre l'influence de la bioturbation sur la consolidation des sédiments déposés rapidement. Tout de suite après la crue, (à t_0), lorsque la population benthique est pratiquement nulle, les valeurs de I_L se stabilisent autour de 4 et tendent à rejoindre la courbe de consolidation vierge à mesure que la profondeur augmente. À mesure que le temps passe ($t_1 \rightarrow t_4$), la bioturbation augmente et l'indice de liquidité des sédiments, sous des conditions de faible contrainte (i.e. près de la surface), diminue progressivement. Alors, I_L se stabilise autour de 2, valeur qui semble être la plus faible pouvant être atteinte par l'action de la bioturbation dans ces sédiments. La profondeur à laquelle les courbes t_1 à t_4 augmentent représente la profondeur limite de la bioturbation. Par exemple, au temps t_2 , l'activité des organismes atteint une profondeur d'environ 20 cm. Alors, à cette profondeur, I_L augmente pour aller rejoindre la courbe de consolidation vierge. Ceci se traduit sur un profil géotechnique par une diminution de la résistance (Cu) et une augmentation de la teneur en eau (w %) sous la limite de pénétration des organismes (fig. 7b), contrairement à ce que l'on observe généralement pour les sédiments non bioturbés où la résistance augmente progressivement avec la profondeur et la teneur en eau diminue (fig. 7a)

3.5 Intégrité et évolution des propriétés d'une couche de recouvrement

L'intégrité d'une couche de recouvrement et le suivi de l'évolution des propriétés dans le temps font partie de l'étape de monitoring que l'on retrouve à la figure 2.

Le suivi permet de vérifier notamment que les sédiments contaminés et la couche de recouvrement ont été mis en

place comme prévu, que l'épaisseur de la couche est conservée et qu'un minimum de contaminants est libéré. Cette étape, qui devrait s'étendre sur toute la durée de vie de la couche, permet également de suivre les effets externes incontrôlables ou inattendus comme la bioturbation, les vagues de tempêtes, les courants de crues excessifs, la pénétration de la couche par les ancres de navires, les filets de pêcheurs, etc.

Un échantillonnage à travers la couche ou une vérification visuelle peut être réalisé principalement pour vérifier la position des sédiments mis en place et leur épaisseur (Fredette *et al.* 1990). D'autres techniques peuvent être utilisées (Fredette *et al.* 1990) comme le sonar à balayage latéral et le sonar multifaisceaux. Ceux-ci peuvent permettre de suivre le relief et le remaniement de surface. Le sonar multifaisceaux a été utilisé notamment pour définir la géométrie et la morphologie de la couche de recouvrement déposée de façon catastrophique dans le fjord du Saguenay (Kammerer *et al.* 1998) en comparant les données bathymétriques avant et après le déluge. De plus, le sonar multifaisceaux s'est avéré un outil fort utile pour suivre l'évolution de la couche de crue (Urgeles *et al.* 2002). Dans leurs travaux, Urgeles *et al.* (2002) ont montré qu'il était possible de suivre les modifications temporelles de certaines propriétés physiques des sédiments telles que la teneur en eau, la granulométrie et la densité, et principalement, la recolonisation benthique. Les images montrées à la figure 9 ont été réalisées à partir des données de rétrodiffusion obtenues du sonar multifaisceaux de type Simrad EM1000 en 1993 (avant le déluge), en 1997 et en 1999, soit respectivement 1 an et 3 ans après l'événement. Ces images montrent des variations de l'intensité de la réflectivité du fond marin. Entre autre, on distingue des zones de faible réflectivité (zones sombres) en 1997, absentes en 1993, qui marquent l'étendue de la surface affectée par le nouvel apport de sédiments. Celles-ci semblent se résorber en 1999 par rapport à 1997. Selon Urgeles *et al.* (2002), l'évolution de la réflectivité du fond serait due à l'augmentation de la bioturbation qui cause une augmentation de la rugosité de surface, d'où une perte de signal. Ceci est confirmé par les études de recolonisation réalisées dans le cadre du projet SPD et par la prise de photographie du fond. Donc, le sonar multifaisceaux s'avère un outil intéressant pour suivre la recolonisation d'un site suite à la mise en place d'une couche de recouvrement, permettant ainsi de cibler les secteurs où la bioturbation est plus active.

4. ANALYSE DU RISQUE ET DÉCISIONNELLE

Malgré le succès de plusieurs projets de recouvrement des sédiments contaminés (Demars *et al.* 1984a et b, Brannon and Poindexter-Rollings 1990, Zeman 1994, Stivers and Sullivan 1994, Ling et Leschinsky 1996, Palermo 1997), la base de données est encore trop petite et empirique pour allouer un degré de confiance élevé. Les conditions de terrains varient beaucoup d'un site à l'autre. C'est le cas notamment de la qualité des sédiments et des contaminants, des courants de fond, de la résistance

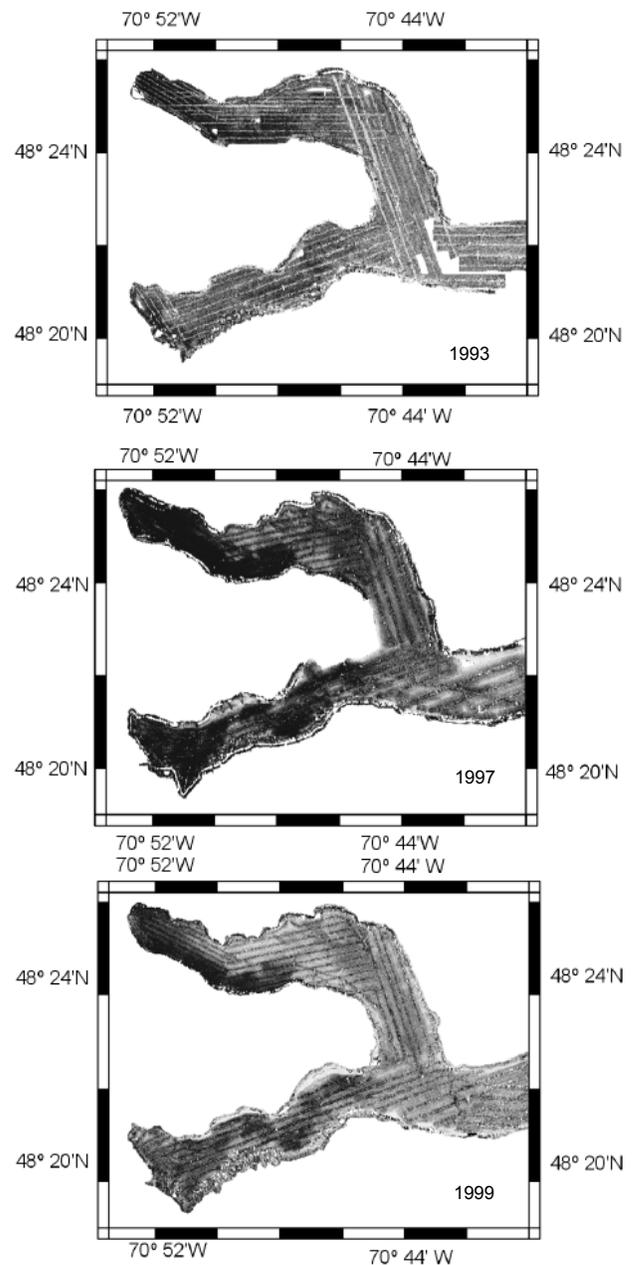


Figure 9. Changements temporels de la réflectivité des sédiments mesurée à l'aide du sonar multifaisceaux (Urgeles *et al.* 2002).

mécanique des sédiments et des matériaux de recouvrement, de la biologie, etc. Tous ces facteurs entrent dans l'incertitude pour le design des couches de recouvrement. Pour ces raisons, il est recommandé par plusieurs chercheurs dont Thibodeaux *et al.* (1994), de procéder à des planches d'essais *in situ* avant la réalisation des travaux afin de s'assurer de l'efficacité de la couche de recouvrement.

Certains modèles numériques ont été développés pour évaluer le relargage des contaminants dans la colonne d'eau permettant d'aider à assurer l'efficacité en réduisant l'incertitude. Toutefois, certaines limitations résident dans l'utilisation de ces modèles. Bien que très utiles les modèles répertoriés considèrent que la concentration initiale de contaminant est fixe et que l'épaisseur de sédiment est constante. En fait, ils ne tiennent pas compte des réalités de terrain telles que l'hétérogénéité des propriétés physiques, chimiques et de la distribution des contaminants, de la biodégradation et de l'érosion et accumulation de sédiment à la surface de la couche de recouvrement. Ceci reste donc à approfondir. En ce sens, les activités de recherche futures devraient porter sur le développement d'algorithmes de design d'ingénierie capables de quantifier de façon réaliste les quantités traces de contaminants à être relargués pour les différentes méthodes de recouvrement et les concentrations produites dans les différents média (air, eau, solides, biote) (Thibodeaux *et al.* 1997).

Une analyse des coûts/bénéfices ou des risques devraient également être utilisée pour déterminer un taux acceptable de transfert de contaminant à la surface des sédiments ou de la colonne d'eau. Le taux acceptable de transfert devrait être une fonction des types de contaminants retrouvés dans les sédiments et les risques que ces contaminants posent à l'environnement. À ce sujet, Dueri *et al.* (en préparation) présentent une approche pour une analyse d'incertitude et l'application de l'analyse décisionnelle pour le design des couches de recouvrement. Cette approche consiste à calculer le coût total et les bénéfices de chaque option et à transformer les résultats d'un modèle numérique en valeur économique. Elle se divise en trois types de modèle soient : 1) le modèle décisionnel qui compare les coûts, les bénéfices et les risques associés à chaque option; 2) le modèle numérique utilisé pour calculer la performance du système et en particulier la probabilité d'échec; et 3) le modèle d'incertitude qui décrit la distribution des paramètres utilisés dans les simulations stochastiques en se basant sur les données récoltées sur le terrain. Ceci permet alors de comparer systématiquement les différentes alternatives en terme de bénéfices, de coûts et de risques d'échec d'un projet donné et ainsi aider à la décision.

Un autre aspect du risque devrait faire l'objet de recherche, soit l'estimation des risques de rupture dans la couche de recouvrement. Selon Thibodeaux *et al.* (1997), il est peu probable que la barrière entière de confinement se rupture de façon catastrophique, mais la probabilité est de 100% qu'il y ait des ruptures localisées à un temps donné. Ces auteurs suggèrent donc de développer des protocoles impliquant de l'instrumentation, des senseurs, des procédures de suivi, etc. pour détecter les défaillances et également de quantifier l'intensité de celles-ci. De plus, les activités de recherche devraient être axées sur la quantification de la probabilité de rupture et sur la prédiction des types de rupture les plus susceptibles de se produire, de même que le degré de sévérité de celles-ci (Thibodeaux *et al.* 1997). Avec toutes ces informations, les opérations de suivi et de maintenance seront mieux planifiées et efficaces.

En somme, une analyse des risques détaillée doit être incluse dans chaque projet. Celle-ci doit tenir compte des risques et de l'incertitude associés aux propriétés des sédiments contaminés et des matériaux de recouvrement, aux espèces qui vont recoloniser le site, au taux de relargage des contaminants, de l'instabilité due à l'érosion, aux surcharges et/ou aux séismes, etc. Cette analyse du risque permet dans un même temps d'établir le degré de vulnérabilité ainsi que le niveau acceptable de risque pour un projet donné.

5. CONCLUSIONS

La méthode de recouvrement in situ des sédiments contaminés a pour but de réduire la mobilité des contaminants. Une bonne couche de recouvrement devrait isoler physiquement et chimiquement les contaminants présents dans les sédiments, *i.e.* protéger les sédiments contaminés de l'érosion, prévenir le contact du benthos avec les contaminants, réduire le transfert des contaminants dans la colonne d'eau et favoriser la rétention des contaminants.

Il est clair que la bioturbation joue un rôle important dans l'efficacité d'une couche de recouvrement. Grâce au projet Saguenay Post-Déluge, il a été possible d'intégrer la bioturbation dans différentes disciplines sur plusieurs aspects de la conception des couches de recouvrement.

Entre autres, dans le cadre de ce projet, plusieurs outils ont été développés pour améliorer la conception des couches de recouvrement. Ces nouveaux développements sont : 1) l'évaluation de la profondeur de bioturbation à partir d'une méthodologie basée sur des images obtenues du tomodensitomètre axial, 2) développement d'un modèle diagénétique pour la remobilisation des métaux à travers la couche de recouvrement, 3) développement d'un modèle de transfert des contaminants à travers la couche qui tient compte de la bioturbation, 4) développement d'un modèle de consolidation qui tient compte de la bioturbation, 5) détermination de l'intégrité d'une couche de recouvrement et de l'évolution de la recolonisation à partir de données de rétrodiffusion obtenues de levés multifaisceaux, et 6) développement d'une analyse décisionnelle basée sur les coûts/bénéfices, l'analyse du risque et la probabilité d'échec d'un projet de recouvrement.

6. REMERCIEMENTS

Les auteurs désirent remercier le Conseil National de Recherche Scientifique du Canada et Alcan Inc. pour leur soutien financier au cours des 5 années du projet. Aussi, les auteurs désirent exprimer leur gratitude aux nombreux chercheurs qui ont participé au projet Saguenay Post-Déluge et plus particulièrement à Mme Laure de Montety, M. Alfonso Mucci, Mme Sibylle Dueri, Mme France Maurice, M. Thierry Schmidt et M. Roger Urgeles pour leur étroite contribution au contenu de cet article.

7. RÉFÉRENCES

- Aller, R.C. 1982 The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediment and overlying water. In : P.L. McCall and M.J.S. Tevesz (eds), Animal-sediment relations. Plenum Press, NY. pp. 53-102.
- Aller R.C., and Aller, J.Y., 1998. The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. *J. Mar. Res.*, vol. 56, pp. 905-936.
- Berner, R.A. 1980. *Early Diagenesis : A theoretical approach*. Princeton Univ. Press.
- Bosworth, W.S. and Thibodeaux, L.J. 1990. Bioturbation : A facilitator of contaminant transport in bed sediment. *Environmental Progress*, Vol. 9, No. 4, pp. 211-217.
- Boyer, J.M., Chapra, S.C., Ruiz, C.E. and Dortch, M.S. 1994. RECOVERY, a mathematical model to predict the temporal response of surface water to contaminated sediments. Technical Report W-94-4, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Brannon, J.M. 1985. Effectiveness of Capping in Isolating Contaminated Dredged Material from Biota and the Overlying Water. Technical Report D-85-10, US Army Engineering Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Brannon, J., Hoepfel, R., Sturgis, T., Smith, I. and Gunnison, D. 1985. Effectiveness of capping in isolating contaminated dredged material from biota and the overlying water. US Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. Technical Report D-85-10.
- Brannon, J.M., Hoepfel, R.E. and Gunnison, D. 1987. Capping Contaminated Dredged Material. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 18, No. 4, pp. 175-179.
- Brannon, J.M. and Poindexter-Rollings, M.E. 1990. Consolidation and contaminant migration in a capped dredged material deposit. *The Science of the Total Environment*, 91, pp. 115-126.
- Demars, K.R., Long, R.P., Stanton, S. and Charleton, W. 1984a. Settlement and stability of ocean disposal mounds. Proc. of the Conference on Dredging '84. Clearwater Beach, Fls, Vol.2. pp. 1040-1049.
- Demars, K.R., Long, R.P., Dowling, J.J. and Morton, R.W. 1984b. Geotechnical characteristics of shallow ocean dredge spoil disposal mounds. Proc. of the 16th Annual Offshore Technology Conference, Houston, Texas. pp. 381-389.
- de Montety, L., Long, B., Desrosiers, G., Crémer, J.-F. et Locat, J. 2000. Quantification des structures biogènes en fonction d'un gradient de perturbation dans la Baie de Ha! Ha! à l'aide de la tomographie axiale. *Compte-rendu de la 53^{ième} Conférence de la Société Canadienne de Géotechnique*, Montréal, pp. 131-136.
- de Montety, L., Long, B., Desrosiers, G., Crémer, J.-F. et Locat, J. 2003. Utilisation de la tomographie axiale pour l'étude des sédiments et des structures biogènes dans un milieu fortement perturbé : la baie des Ha! Ha!, Fjord du Saguenay, Québec, Canada. *Journal Canadien des Sciences de la Terre*. (sous presse)
- Dueri, S. and Therrien, R. 2003. Factors controlling contaminant transport through the flood sediments of the Saguenay Fjord: Numerical sensitivity analysis. In: *Contaminated Sediments : Characterization, Evaluation, Mitigation/Restoration, and Management Strategy Performance*, ASTM STP 1442. J.Locat, R.Galvez-Cloutier, R.C. Chaney and K. Demars, Eds., ASTM International, West Conchohocken, PA. (sous presse)
- Dueri, S., Therrien, R., and Locat, J. 2003. Numerical modeling of the migration of dissolved contaminants through a subaqueous capping layer, *J. Environ. Eng. Sci.* (sous presse)
- Dueri, S., Therrien, R., and Locat, J. (en préparation) Decision analysis: Application to the design of a subaqueous capping layer.
- Fredette, T.J., Nelson, D.A., Clausner, J.E. and Anders, F.J. 1990. Guidelines for physical and biological monitoring of aquatic dredged material disposal sites. Technical Report D-90-12, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Gibson R.E., Schiffman, R.L. and Cargill, K.W. 1981. The theory of one-dimensional consolidation of saturated clays in fine non-linear consolidation of thick homogeneous layers. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 18, pp. 280-293.
- Gunnison D.L., Brannon, J.M., Sturgis, T.G. and Smith, I. 1987. Development of a simplified column test for evaluation of thickness of capping material required to isolate contaminated dredged material. *Miscellaneous Paper*, D-87-2. US Army Engineer Waterways Experiment Station : Vicksburg, MS.
- Kammerer, E., Hughes Clarke, J.E., Locat, J., Doucet, N. and Godin, A. 1998. Monitoring temporal changes in seabed morphology and composition using multibeam sonars : a case study of the 1996 Saguenay River flood. Proc. of the Canadian Hydrographic Conference, Victoria, Canada, pp. 450-461.
- Ling, H.P., Leshchinsky, D. 1996. Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments: Appendix C: Case Studies on Geotechnical Aspects of In-Situ Sand Capping. 21 p. <http://www.epa.gov/glnpo/sediment/iscmain/index.html>
- Locat, J., Tremblay, H., Galvez-Cloutier, R., Desrosiers, G., Gagné, J.-P., Gratton, Y., Hill, P., Konrad, J.-M., Leroueil, S., Long, B., Hilaire-Marcel, C., Mucci, A., Pelletier, E., Simpkin, P., de Vernal, A. 2003. La réalisation du projet Saguenay post-déluge : un projet unique avec des gens exceptionnels. *Actes du 2^{ième} Symposium International sur les sédiments contaminés*. Québec, Canada, pp. 73-77.
- Marinelli, R.L. and Boudreau, B.P. 1996. An experimental and modelling study of pH and related solutes in an irrigated anoxic coastal sediment. *J. Mar. Res.*, vol 54, pp. 939-966.
- Maurice, F. et Locat, J. 2000. Caractéristiques géotechniques et évolution de la couche de sédiment déposée lors du déluge du 1996 dans la Baie des Ha! Ha! (Fjord du Saguenay, Québec). *Compte-rendu de la 53^{ième} Conférence de la Société Canadienne de Géotechnique*, Montréal, pp. 123-130.
- Mayers, A.C. 1977. Sediment processing in a marine subtidal sandy bottom community. II. Biological consequences. *Journal of Marine Research*, Vol. 35, pp. 633-647.

- Mohan, R.K, Mageau, D.W and Brown, M.P. 1999. Modeling the Geophysical Impacts of Underwater In-Situ Cap Construction. *MTS Journal*, Vol. 33, No. 3, pp. 80-87.
- Mohan, R.K., Brown, M.P. and Barnes, C.R. 2000. Design criteria and theoretical basis for capping contaminated marine sediments. *Applied Ocean Research*, Vol. 22, pp. 85-93.
- Mucci, A., Guignard, C., and Olejczyk, P., 2000. Mobility of Metals and As in Sediments Following a Large Scale Episodic Sedimentation Event. Proc. of the 53rd Canadian Geotechnical Conference, Montreal, pp. 169-176.
- Mucci, A., Boudreau, B., and Guignard, C. 2003. Diagenetic mobility of trace elements in sediments covered by a flash flood deposit: Mn, Fe and As. *Applied Geochemistry*, Vol. 18, pp. 1011-1026.
- Neville C.J., Ibaraki, M. and Sudicky, E.A. 2000. Solute transport with multiprocess nonequilibrium : a semi-analytical solution approach. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 44, pp. 141-159.
- Palermo, M.R. 1991. Design requirements for capping. Dredging research technical note DRP-5-03. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS 14 p.
- Palermo, M.R. 1997. In-Situ Capping of Contaminated Sediment. Overview and Case Studies. Proc. of the National Conference on Management and Treatment of Contaminated Sediments, Cincinnati, OH, pp. 44-51.
- Palermo, M., Maynard, S., Miller, J. et Reible, D. 1998b. Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments. *EPA 905-B96-004, Great Lakes National Program Office, Chicago, IL*.
- Palermo, M., Clausner, J. E., Rollings, M.P., Williams, G.L., Myers, T.E., Fredette, T.J., Randall, R.E. 1998a. Guidance for subaqueous dredged material capping. Technical report ; DOER-1 prepared for U.S. Army Corps of Engineers. 302 p.
- Pelletier, E., Desrosiers, G., Locat, J., Mucci, A., and Tremblay, H. 2003. The Origin and Behavior of a Catastrophic Capping Layer Deposited on Contaminated Sediments of the Saguenay Fjord (Quebec), *Contaminated Sediments: Characterization, Evaluation, Mitigation/Restoration, and Management Strategy Performance*, ASTM STP 1442, J. Locat, R. Galvez-Cloutier, R. C. Chaney, and K. Demars, Eds., ASTM International, West Conshohocken, PA (sous presse).
- Perret, D., Locat, J., and Leroueil, S., 1995, Strength Development With Burial in Fine-Grained Sediments From the Saguenay Fjord, Quebec. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 32, No. 2, pp. 247-262.
- Poindexter-Rolling, M.E. 1990. Methodology for Analysis of Subaqueous Mounds. Thechnical Report, D-90-2, US Army Engineering Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Rhoads, D.C. 1974. Organism-sediment relations on the muddy seafloor. *Oceanographic Marine Biology*, Ann. Rev. 12, pp. 263-300.
- Rhoads, D.C., Aller, R.C. and Goldhaber, M.B. 1977. The influence of colonizing benthos on physical properties and chemical diagenesis of the estuarine seafloor. In : B.C. Coull (ed.), *Ecology of Marine Benthos*. Univ. South Carolina Press, Columbia, pp. 113-138.
- Rhoads, D.C. and Boyer, L.F. 1982. The effects of marine benthos on physical properties of sediments: a successional perspective. In: P.L. McCall and M.J.S. Tevesz (eds), *Animal-sediment relations*. Plenum Press, NY, pp. 3-52.
- Ruiz, C.E., Aziz, N.M. and Schroeder, P.R. 2000. RECOVERY: A contaminated sediment-water interaction model. ERDC/EL SR-D-00-1, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Shull, D.H. and Gallagher, E.D. 1998. Predicting Dredged-Material Cap Thickness from Data on Benthic Community Structure. Site WEB : <http://massbay.mit.edu/marinecenter/Publications/publication002/shull1998a.htm>
- Stivers, C.E. and Sullivan, R. 1994. Restoration and Capping of Contaminated Sediments. Proc. of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement, pp. 1017-1026.
- Sturgis, T. and Gunnison, D. 1988. A procedure for determining cap thickness for capping subaqueous dredged material deposits. Environmental effects of dredging. Technical note EEDP-01-9. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Thibodeaux, L.J., Varsaraj, K.T., and Reible, D.D. 1994. Capping Contaminated Sediments: The Theoretical Basis and Laboratory Experimental Evidence for Chemical Containment. Proc. of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement, pp. 1001-1007.
- Thibodeaux, L.J., Reible, D.D. and Valsaraj, K.T. 1997. Containment Research for Contaminated Sediment and Contaminated Dredged Material Management – A Review. Proc. of the National Conference on Management and Treatment of Contaminated Sediments. Cincinnati, OH, pp. 131-137.
- Urgeles, R., Locat, J., Schmitt, T., and Hughes-Clarke, J.E. 2002. The July 1996 flood deposit in the Saguenay Fjord, Quebec, Canada: implications for sources of spatial and temporal backscatter variations. *Marine Geology*, Vol. 184, pp. 41-60.
- Wong, K.S. and Duncan, J.M. 1984. CONSOL : A computer program for 1-d consolidation analysis of layered soil masses. Report No. UCB/GT/84-06, Dept of Civil Engineering, Univ. Of California, Berkeley, CA.
- Zeman, A.J. 1994. Subaqueous capping of very soft contaminated sediments. *Can. Geotech. J.*, Vol. 31, pp. 570-577.