

# Proposition d'une méthodologie d'évaluation des risques écotoxicologiques liés à la mise en dépôt sur sol ou en gravière de sédiments de dragage

Jean-Philippe BEDELL  
Cécile DELOLME  
Bernard CLÉMENT  
Alain DEVAUX  
Claude DURRIEU  
Yves PERRODIN

École Nationale des Travaux Publics de l'État (ENTPE)

Bernard MONTUELLE

Centre national du machinisme agricole du génie rural  
des eaux et des forêts (CEMAGREF)  
UR Qualité des Eaux  
Laboratoire Écodynamique des sédiments

Marc BABUT  
Marc BRAY  
Jeanne GARRIC  
CEMAGREF

UR Biologie des Écosystèmes aquatiques  
Laboratoire d'écotoxicologie

Christophe CHARRIER

Centre d'Études Techniques Maritimes et Fluviales  
(CETMEF)

## RÉSUMÉ

L'objectif de cette étude est de mettre en place une méthodologie globale d'évaluation des risques écotoxicologiques liés à la gestion des sédiments de dragage. Deux scénarios correspondants à des filières courantes de gestion de ces matériaux sont envisagés : un dépôt dans une gravière en eau et un dépôt sur sol non confiné. Les outils écotoxicologiques sélectionnés ont été testés sur trois sédiments. L'application de ces outils aux matériaux de dragage est proposée sous la forme de deux étapes principales. La première consiste en une analyse simplifiée du risque, issue de la caractérisation chimique des sédiments, à partir de laquelle on peut décider de procéder à une deuxième étape d'évaluation détaillée. La première étape aboutit donc à l'expression d'un quotient de risque, qui est comparé à l'évaluation détaillée des trois échantillons, afin de vérifier la pertinence des seuils retenus pour les quotients de risque.

DOMAINE : Environnement et génie urbain.

## ABSTRACT

### PROPOSED METHODOLOGY FOR EVALUATING THE ECOTOXICOLOGICAL RISKS RELATED TO THE DEPOSIT OF DREDGED SEDIMENTS ON SOIL OR IN A GRAVEL PIT

The objective of this study is to propose a global methodology for evaluating the eco-toxicological risks related to managing dredged sediments. Two scenarios, corresponding to a common means for handling these materials, are forwarded herein: deposit within a gravel pit immersed in water, and deposit on soil. The selected eco-toxicological tools were tested on three different sediments. Application of these tools to dredged materials is proposed in two main stages. The first consists in a simplified risk analysis, which stems from the chemical characterization of sediments and serves as the basis for deciding whether to pursue the second, more detailed evaluation stage. This first stage gives rise to the expression of a risk quotient that is compared to the detailed evaluation in order to verify the relevance of the thresholds chosen for the risk quotients.

*FIELD: Environment and urban engineering.*

## Introduction

Les sédiments sont constitués d'un mélange de matériaux fins déposés au fond des cours d'eau ou des canaux, découlant des processus d'é

rosion et du charriage des apports latéraux. Ils sont composés de particules minérales, d'eau, de gaz et de débris organiques (racines, faunes, micro-organismes) et constituent un compartiment majeur des écosystèmes aquatiques, à l'interface entre le milieu aquatique et le milieu phréatique. Ils assurent donc des fonctions prépondérantes dans les cycles biologiques et géochimiques de ces milieux.

Abréviations : CE10 : concentration effective à 10 % du volume – CI10 : concentration inhibitrice à 10 % du volume – PEC : concentration probable d'effet du polluant – PNEC : concentration probable sans effet –  $Q_{PECm}$  : quotient de risque.

Les activités humaines, qu'elles soient industrielles, de transport ou de loisirs imposent d'effectuer des opérations de dragage des milieux aquatiques afin de maintenir la capacité d'évacuation des crues, le transport fluvial ou l'activité portuaire et maritime en général [Imbert et Duchène, 1998]. Ces mêmes activités, ou d'autres présentes sur le bassin versant, peuvent conduire à l'accumulation de polluants dans les sédiments qui, de par leur nature géochimique et leur granulométrie, sont de bons « pièges » à polluants. Des substances chimiques telles que des métaux (cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc), de l'arsenic, des polychlorobiphényles (PCBs) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) [Babut et *al.*, 1999 ; EPA, 1997] sont souvent présentes dans ces matériaux.

Pour la gestion de ces sédiments extraits, le dépôt en gravière ou sur sol est souvent utilisé par les services chargés de la gestion de matériaux. Il convient donc de prendre en compte le risque de contamination des écosystèmes aquatiques et terrestres récepteurs, autour du site de stockage, par solubilisation, remise en suspension et transport des polluants initialement présents dans la matrice.

Les enjeux liés à l'impact de ces opérations sur l'environnement sont considérables au vu des volumes dragués annuellement en France. Les bilans existants font mention de 20 à 30 millions de tonnes pour les ports et estuaires, et entre 2,5 et 3,5 millions de tonnes pour les fleuves, rivières et canaux [Marot, 1997 ; Alzieu, 2001 ; Bogusz, 2001 ; Doutriaux, 2001].

### **La gestion des sédiments dragués d'un point de vue réglementaire**

Les rubriques 17.05.00 (terres et boues de dragage) et 17.05.02 (boues de dragage) de la nomenclature des déchets renvoient directement les sédiments de dragage à la réglementation sur les déchets lorsqu'ils sont extraits du milieu aquatique. Le choix du devenir des sédiments dragués peut être soumis à déclaration ou à autorisation administrative si le devenir des sédiments dragués, ou la gestion des eaux de décantation ou de lixiviation des dépôts de sédiments, est concerné par le décret « nomenclature » n° 93.743 du 29 mars 1993 de la loi sur l'eau. Dans le cas d'une déclaration au préfet, une notice d'impact est demandée. Dans le cas d'une autorisation, la procédure est plus lourde : une étude d'impact doit notamment faire partie du dossier. Toutefois, la gestion des sédiments de dragage reste à ce jour essentiellement encadrée par les procédures et prescriptions prévues dans la loi sur l'eau. Ainsi, les contrôles des opérations de dragage sont réalisés par la Police des eaux assurée par la Mission Inter-Services de l'Eau (MISE), qui peut regrouper au maximum quatre services : le Service de la Navigation, le Service maritime le cas échéant, la Direction départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF) et la Direction départementale de l'Équipement (DDE).

Il n'existe pas encore de protocole standard français ou communautaire pour évaluer le degré de pollution d'un sédiment. À l'exception des matériaux de dragage d'origine marine ou estuarienne qui sont encadrés par des textes récents (arrêté du 14 juin 2000 – Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement ; NOR : ATEE0090254A) relatifs aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse chimique de sédiments pour indiquer si le sédiment est considéré comme pollué et donc interdit de dépôt en mer. Ainsi, pour ces sédiments marins ou estuariens, l'appréciation de la pollution repose sur la mesure de niveaux de concentrations d'éléments en traces (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc) et sur les PCBs (arrêté du 14 juin 2000).

Les Voies Navigables de France (VNF) ont développé un système de valeurs de référence fondé sur l'utilisation de deux valeurs seuils, ce qui définit trois catégories de sédiments [Briche et *al.*, 1998]. Ces valeurs restent encore liées à des approches physico-chimiques et/ou à quelques valeurs seuils comme celles de l'arrêté du 8 janvier 1998 (Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement ; NOR : ATEE9760538A) adapté aux boues des ouvrages de traitement des eaux usées urbaines. Cependant, la tendance actuelle serait plutôt de faire l'analogie avec les sols pollués et les seuils de polluants fixés pour ceux-ci par le MEDD (Ministère de l'Écologie et du Développement Durable), qui impliquent, en fonction des teneurs mesurées, un suivi du site ou la réalisation d'analyses et d'études complémentaires [base de données Basol ; BRGM, 2003].

### **L'évaluation du risque**

La gestion des problèmes de contamination des sédiments et matériaux de dragage s'inscrit donc dans le contexte général de la gestion des risques, qui passe toujours par une étape d'évaluation du ou des risques, évaluation qui peut ne pas être déterminante à elle seule dans le processus de décision [Hester

et Harrison, 1998]. Les risques visés concernent d'une part l'homme, sa santé et ses activités, et, d'autre part, les écosystèmes. L'évaluation de l'exposition dépend de la connaissance des transferts du « terme source » (le sédiment contaminé) vers la ou les cibles, l'homme d'une part, un ou des écosystèmes d'autre part. Dans les deux cas, les phénomènes mis en jeu sont les mêmes, c'est-à-dire la remobilisation des contaminants, leurs transformations biotiques ou abiotiques, leur transport hydrique ou leur accumulation via les chaînes alimentaires. Dans le passé, les études étaient focalisées sur la mesure de caractéristiques physiques et chimiques des sédiments, mais récemment se sont développées un ensemble de méthodes d'évaluation qui incluent certaines mesures biologiques et des indicateurs écotoxicologiques de qualité du sédiment [Imbert et Duchène, 1998 ; US-EPA and USACE 1994, 1998a,b]. Il est de plus très important que la méthode d'évaluation choisie reflète les objectifs de gestion, les caractéristiques spécifiques du site et du programme de l'étude à réaliser.

Le développement de méthodes d'évaluation de la toxicité des sédiments a commencé en France notamment avec les agences de l'eau et les organismes de recherche comme le Cémagref ou l'Ifremer. Une abondante bibliographie nord-américaine a permis de sélectionner des organismes cibles pour des bioessais et de mettre en œuvre des méthodes de mesure des effets toxiques des sédiments [US-EPA and USACE 1994, 1998a,b]. Actuellement, diverses approches sont utilisées pour mesurer les effets toxiques dus à la présence de contaminants dans les sédiments. Des essais sont ainsi réalisés soit sur la phase solide, soit sur la phase liquide (eau interstitielle, lixiviats), soit sur le sédiment entier avec ses eaux associées afin de rendre compte du potentiel de contamination en fonction du polluant et de sa phase porteuse.

## Matériels et méthodes

### Objectifs et sites

L'objectif général de notre étude est de tester l'adéquation d'un certain nombre d'outils écotoxicologiques afin d'évaluer les risques écotoxicologiques appliqués aux sédiments fins. Un partenariat Cetmef-ENTPE (LSE)-Cémagref Lyon a permis d'étudier deux scénarios possibles (un dépôt en gravière et un dépôt sur sol) pour la gestion de sédiments après leur extraction des biefs d'un canal. L'objet de la présente étude a été d'appliquer les différents outils testés à un premier cas d'application, le canal de l'Est branche sud (Vosges). L'étude a porté sur trois biefs de ce canal (biefs 2, 13 et 22), pour lesquels la Direction régionale de la navigation de Nancy envisageait de réaliser une opération de dragage. Les données disponibles à l'origine de l'étude faisaient état d'un gradient de contamination en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), en polychlorobiphényles (PCB) et en différents éléments traces, notamment arsenic, chrome, plomb et zinc, qui ont été confirmés lors des étapes de caractérisation des trois sédiments (tableau I).

### Démarches

Deux scénarios correspondants à des filières courantes de gestion de ces matériaux sont envisagés : le dépôt dans une gravière en eau ou le dépôt non confiné sur sol. Les gravières et les sites susceptibles d'être utilisés pour déposer les matériaux des biefs n'étant pas encore identifiés et caractérisés au moment de cette étude, nous avons travaillé sur une gravière et un dépôt sur sol fictifs.

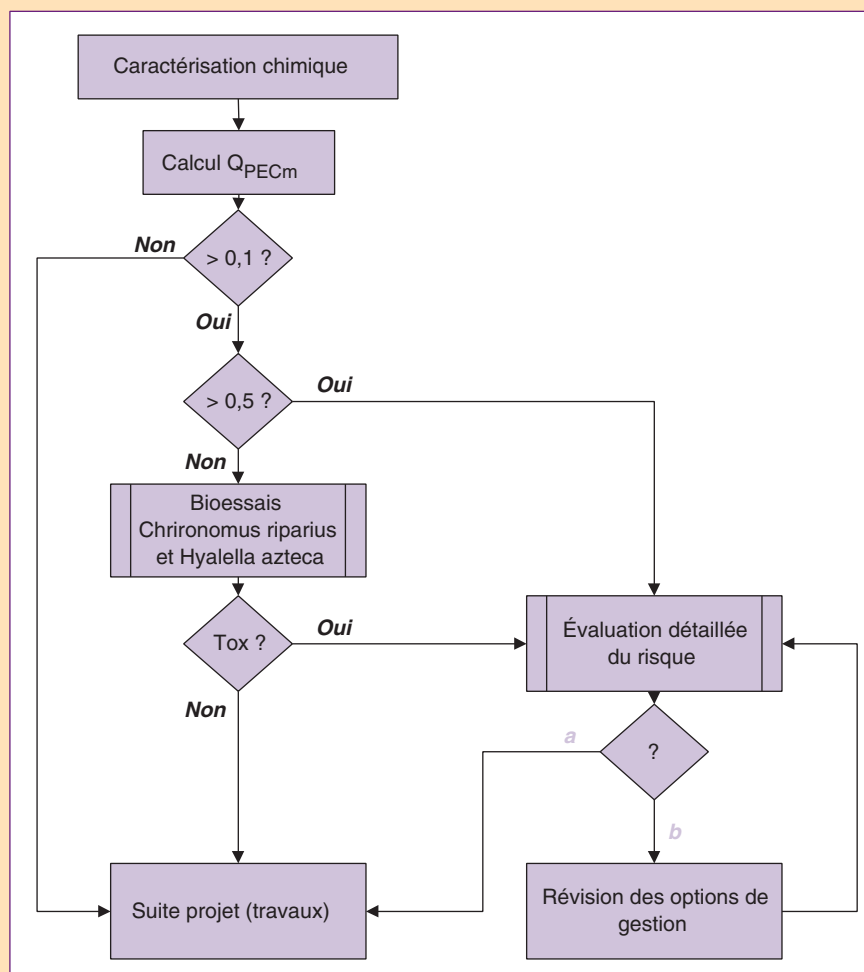
Le dépôt en gravière est effectué sur une surface de 2 500 m<sup>2</sup>, une profondeur de 10 m, et la vitesse d'écoulement de la nappe alluviale a été fixée à 100 m/an ce qui est une vitesse moyenne [Castany, 1986]. Le dépôt sur sol est effectué sur une surface de 2 500 m<sup>2</sup>, avec une hauteur de sédiment de 2 m. La pluviométrie du site a été prise égale à 1 000 mm/an, avec une pluie efficace de 40 %, soit 0,4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/an. La densité du sédiment en place est supposée égale à 1,2. La vitesse d'écoulement de la nappe sous le dépôt est aussi prise égale à 100 m/an et le déversement latéral d'eau d'égouttage à partir du dépôt sur sol a été fixé à 3 750 m<sup>3</sup>. Le débit du cours d'eau situé à proximité reçoit donc 90 % de cette eau d'égouttage et a un débit de 1 m<sup>3</sup>/s. Cette eau d'égouttage est l'eau surnageante obtenue après décantation des sédiments pendant 48 h par stockage au froid.

### Les tests d'évaluation

Divers outils d'évaluation ont été testés sur les trois sédiments. L'application de ces outils aux matériaux de dragage est alors proposée sous la forme de deux étapes successives (fig. 1) : la première

**TABLEAU I**  
**Caractéristiques physico-chimiques des sédiments des trois biefs (en mg.kg<sup>-1</sup>)**

	<b>Bief 2</b>	<b>Bief 13</b>	<b>Bief 22</b>
Teneur en eau (%)	50,1	64,6	61,9
Fraction en masse < 50 µm (%)	70,4	65,1	42,9
Matières organiques (% matières sèches)	9	16	12
<b>Σ HAP (série EPA)</b>	<b>5,86</b>	<b>9,58</b>	<b>10,25</b>
<b>Σ PCB</b>	<b>&lt; 0,005</b>	<b>0,54</b>	<b>0,18</b>
<b>Σ métaux lourds</b>	<b>287,7</b>	<b>2 174,4</b>	<b>435,3</b>
Arsenic	22,9	31,9	21,2
Cadmium	0,5	7,8	4,8
Chrome	18,5	1,9	22,2
Cuivre	24,7	739,9	49,4
Mercuré	0,1	0,4	0,6
Nickel	52,0	73,2	33,2
Plomb	24,0	99,3	53,9
Zinc	145	1 220	250



**Fig. 1 - Logigramme de l'évaluation des risques écotoxicologiques.**  
**a) Risque acceptable. b) Risque inacceptable.**

consiste en une analyse simplifiée du risque (faite principalement à partir de la caractérisation chimique des sédiments), à partir de laquelle on peut décider de réaliser ou non une deuxième étape d'évaluation détaillée.

### **L'évaluation simplifiée**

Pour cette première étape, le calcul d'un indice de contamination est établi à partir des concentrations en contaminant (donc des données physico-chimiques) et de seuils de qualité issu de la littérature (PEC, seuil d'effet probable ; tableau II). MacDonald et *al.* [2000a,b] donnent la formule qui permet de calculer un quotient de risque :

$$Q_{PECm} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{PEC_i}}{n}$$

avec

$C_i$  : concentration du polluant  $i$  dans le sédiment ;

$PEC_i$  : concentration probable d'effet du polluant ;

$n$  : nombre de polluants mesurés.

Ce quotient de risque permet d'évaluer les effets de mélanges de polluants en les rapportant au nombre de contaminants, et de pouvoir comparer entre eux des échantillons ne contenant pas la même diversité d'analyses de composés chimiques [Ingersoll et *al.*, 2000 ; MacDonald et *al.*, 2000a]. De plus, MacDonald et *al.* [2000b] ont montré qu'il y avait une corrélation entre le rapport de la somme des quotients individuels normalisés pour chaque polluant par le nombre de contaminants mesurés et le pourcentage d'échantillons toxiques dans un ensemble de données incluant plusieurs centaines de sédiments. Pour des valeurs de  $Q_{PECm}$  inférieures à 0,1, ils considèrent que la probabilité que des effets toxiques soient observés est réduite, et qu'elle est forte au-dessus de 0,5.

**TABLEAU II**  
**Valeurs des PEC pour des polluants ubiquitaires**

<b>Substance (mg.kg<sup>-1</sup> de poids sec)</b>	<b>PEC (concentration probable d'effet du polluant)</b>
As	33
Cd	4,98
Cr	111
Cu	149
Pb	128
Hg	1,06
Ni	48,6
Zn	459
HAP totaux	22,8
PCBs totaux	0,676

Dans cette première étape d'évaluation simplifiée des risques, lorsque le quotient  $Q_{PECm}$  est inférieur à 0,1, nous proposons de considérer que les matériaux présentent un risque négligeable ; les matériaux de dragage pourraient alors être gérés sans contraintes particulières (fig. 1). Pour des valeurs de quotient supérieures à 0,5, nous préconisons de procéder à l'évaluation détaillée décrite ci-après. Pour des valeurs d'indice comprises entre 0,1 et 0,5, des essais de toxicité sur sédiment brut (*Chironomus riparius*, *Hyalella azteca*) seraient conseillés ; en fonction de leurs résultats, on pourrait décider de procéder ou non à l'évaluation détaillée, que nous allons décrire et qui est donc fonction des deux scénarios retenus (fig. 1).

## Évaluation détaillée des risques écologiques dans le cadre d'un scénario de dépôt dans une gravière en eau

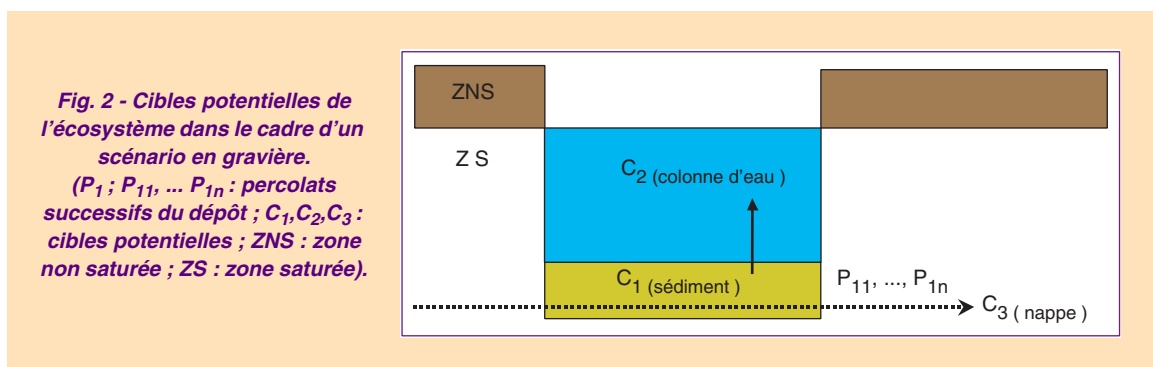
### Les cibles

La gravière se présente comme une section particulière de la nappe alluviale. Le dépôt de matériaux de dragage est donc traversé par l'eau de cette dernière ; les contaminants éventuels sont par conséquent lixiviés au cours du temps. Les espèces aquatiques peuvent être affectées par contact avec les contaminants contenus dans l'eau interstitielle du dépôt au moment de l'immersion du sédiment et de la dilution de celle-ci dans la colonne d'eau de la gravière. Les espèces vivant dans le sédiment peuvent être affectées de différentes façons, notamment lorsqu'elles tentent de recoloniser le dépôt. Dans ces conditions, trois cibles potentielles d'un tel dépôt ont été retenues (fig. 2).

❶ La première cible ( $C_1$  : risque pour le benthos) est examinée d'un point de vue qualitatif, dans la mesure où on n'est pas en général en mesure d'établir une relation dose-réponse dans les bioessais correspondants. En effet, le sédiment est testé sans dilution, contrairement aux essais aquatiques où l'eau contaminée utilisée peut être diluée. On recherchera plutôt un faisceau de faits convergents pour établir s'il y a un risque pour l'écosystème, sans pouvoir le quantifier. Cependant, la réponse des organismes exposés au sédiment peut être quantifiée (% de survie, d'émergence, etc.) et va donc pouvoir qualifier la toxicité du sédiment pour les organismes du benthos en fonction notamment des interactions liées aux caractéristiques du sédiment (matières organiques, granulométrie, etc.) et des conditions *in situ*.

❷ La deuxième cible ( $C_2$  : risque pour les espèces de la colonne d'eau) sera traitée de façon plus classique, par détermination d'une PNEC (concentration probable sans effet) ; il s'agit ici de la dilution de l'eau interstitielle testée correspondant à la CE10 (concentration effective à 10 % du volume) comparée à une concentration d'exposition, estimée par un ratio entre le volume d'eau interstitielle et le volume de la colonne d'eau de la gravière. Si le rapport entre la PNEC et la concentration d'exposition est supérieur à 1, on considèrera qu'il y a un risque pour les organismes de la colonne d'eau. Le risque d'empoisonnement secondaire via la chaîne trophique n'a pas été traité jusqu'à présent dans ce scénario.

❸ La troisième cible ( $C_3$  : risque pour les usages de l'eau) est testée de façon similaire à la seconde, en remplaçant la PNEC par la concentration maximale du contaminant autorisée pour la consommation d'eau potable, et en considérant que la concentration d'exposition est directement donnée par la concentration obtenue dans les percolats lors d'essais en colonne (sédiments en colonne lixiviés par une eau de nappe reconstituée) qui miment ce transfert vers la nappe. Comme précédemment, si le rapport entre ces deux valeurs est supérieur à 1, on considèrera qu'il y a un risque pour l'usage « eau potable ».



### Les essais expérimentaux

Le terme source est représenté par l'eau interstitielle ( $C_2$ ) obtenue par centrifugation – qui correspondrait à celle libérée au moment du dépôt –, le sédiment brut ( $C_1$ ), et une colonne de percolation en milieu saturé selon les hypothèses examinées ( $C_3$ ). Ces colonnes en PVC ( $\varnothing = 15$  cm,  $h = 10$  cm) sont remplies du matériau préalablement séché et la solution de saturation et de lixiviation est constituée par de l'eau de composition minéralogique proche de celle de la nappe alluviale traversant la gravière. Pour le sédiment brut et la colonne d'eau des bioessais monospécifiques normalisés (ou standardisés) seront réalisés :

- soit sur les échantillons aqueux, avec par exemple des essais sur la reproduction de *Ceriodaphnia dubia* (pendant 7 jours selon les recommandations de la norme Afnor T90-376),

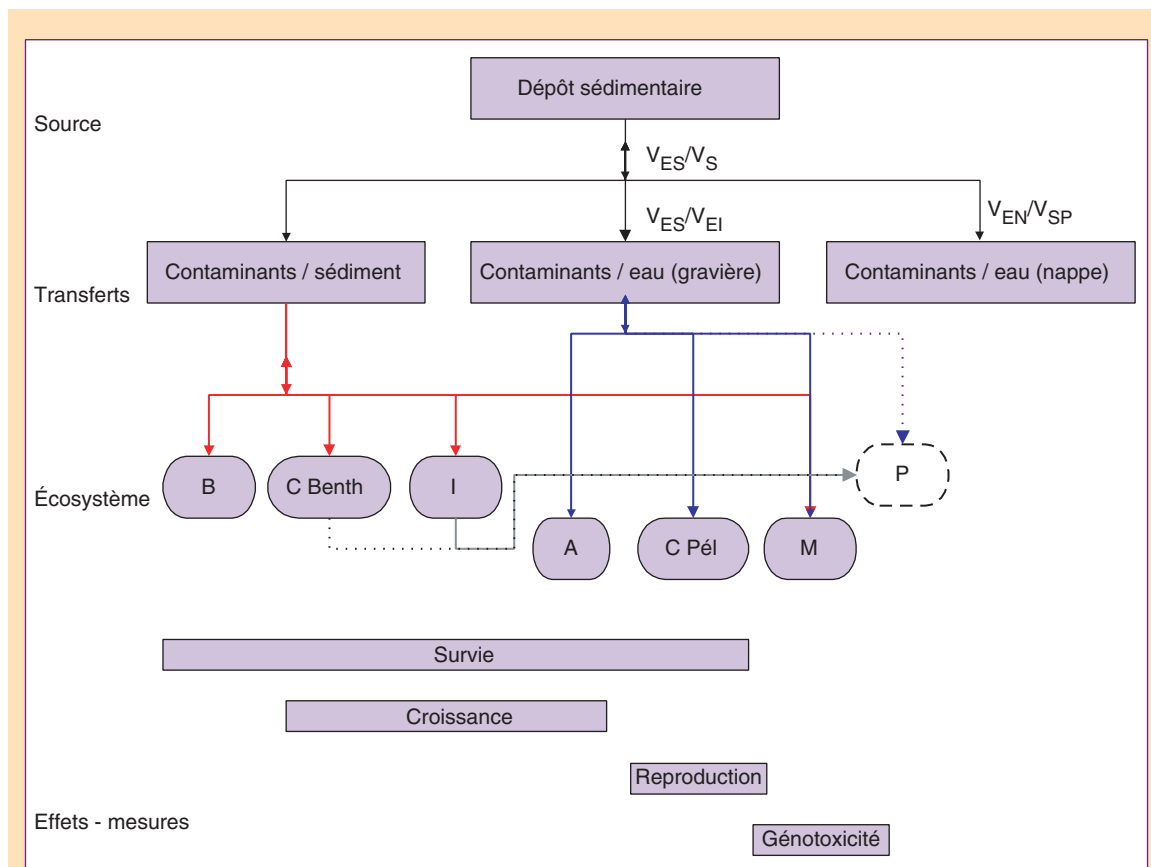
- soit sur les sédiments, avec le suivi durant 14 jours de la survie-croissance d'*Hyallela azteca* (essai standardisé).

De plus, nous avons aussi réalisé des tests en microcosmes (bêcher de 2 litres contenant le sédiment et une colonne d'eau), où les peuplements d'invertébrés benthiques sont représentés par une larve d'insecte (*Chironomus riparius*) et un amphipode épibenthique (*Hyallela azteca*) qui vont pouvoir mimer les cibles retenues et l'effet d'un tel dépôt sur les deux premières cibles. Les espèces de la colonne d'eau sont alors représentées par les algues et un crustacé pélagique (*Daphnia magna*). Dans ces microcosmes, des mollusques (*Limnea* sp.) et une macrophyte flottante (*Lemna minor*) sont également présents. Des essais de génotoxicité via les tests micro-noyaux et les tests comètes ont aussi été réalisés sur des limnées. La figure 3 reprend cette approche conceptuelle pour ce scénario avec les trois cibles potentielles, les bioessais retenus et les paramètres « effets » mesurés. Dans les conditions de la gravière fictive, les ratios définis sur la figure 3 ont été fixés à 5 pour  $V_{ES}/V_S$ , 25 pour  $V_{ES}/V_{EI}$  et à 1,5 pour  $V_{EN}/M_{SP}$ .

### Évaluation détaillée des risques écologiques dans le cadre d'un scénario de dépôt des matériaux sur le sol

#### Les cibles

Dans le cas d'un dépôt situé à proximité d'un cours d'eau ou d'un canal, les transferts peuvent se faire vers la nappe ( $C_1$ ), vers les sols environnants ( $C_2$ ) ou encore vers l'eau superficielle ( $C_3$ ). Les organismes concernés sont donc des végétaux, des espèces de la faune terrestre et des espèces aqua-



**Fig. 3 - Modèle conceptuel pour le scénario « dépôt en gravière »**

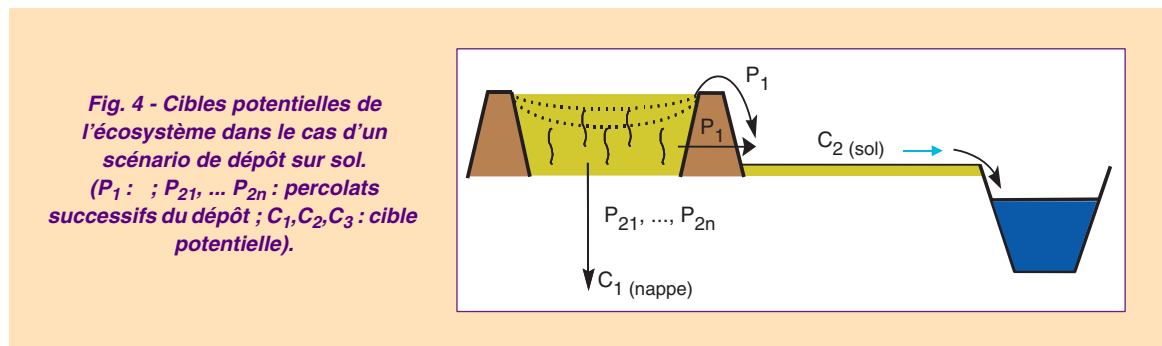
(avec : B : bactéries ; C Benth : crustacés benthiques ; I : insectes ; A : algues ; C Pél : crustacés pélagiques ; M : mollusques ; P : poissons. Les éléments en pointillé n'ont pas été retenus pour l'étape d'analyse).

L'évaluation de l'exposition nécessite la définition précise des ratios massiques/volumiques mis en jeu :

- ratio « volume eau de surface/volume sédiments » ( $V_{ES}/V_S$ ) ;
- ratio « volume eau de surface/volume eau interstitielle sédiments libérée » ( $V_{ES}/V_{EI}$ ) ; ce ratio sert à déterminer l'exposition des espèces de la colonne d'eau au-dessus du dépôt et, donc, à caler la gamme des dilutions testées ;
- ratio annuel « volume eau de nappe/masse brute sédiment traversé par percolation » ( $V_{EN}/M_{SP}$ ) ; ce ratio sert à calculer les concentrations dans la nappe et, par conséquent, permet de caler les volumes de percolats.

tiques. Le terme source est représenté par l'eau d'égouttage ( $P_1$ ), qui va ruisseler en direction du sol avoisinant et du cours d'eau situé à proximité, et par les percolats ( $P_{21} \dots P_{2n}$ ), issus de l'action de la pluie sur le dépôt, qui vont percoler vers la nappe. Les cibles potentielles qui ont été retenues sont représentées sur la figure 4.

- ❶ La première cible ( $C_1$ ), qui représente le risque pour les usages de l'eau, est testée de la même manière que dans le scénario « dépôt en gravière », en comparant une valeur limite pour la consommation d'eau potable à la concentration dans les percolats obtenus par les essais en colonne, divisée par un coefficient représentant la dilution du percolat par la nappe.
- ❷ La deuxième cible ( $C_2$  : risque pour les espèces végétales) est testée de manière semi-quantitative : on teste en effet la toxicité de l'eau d'égouttage en se plaçant directement dans les conditions d'exposition supposées (choix *a priori* d'une dilution de l'eau d'égouttage). On peut donc considérer qu'il y a un risque dès lors que l'on observe un effet toxique avéré.
- ❸ La troisième cible ( $C_3$  : risque pour les espèces aquatiques, exposées après ruissellement) est aussi traitée de la même manière que dans le scénario « dépôt en gravière » par un calcul du rapport entre la PNEC (CE10 pour l'espèce la plus sensible) et la concentration d'exposition (dilution de l'eau d'égouttage par une valeur caractéristique du débit du milieu récepteur) ; si ce rapport est supérieur à 1, il y a un risque pour l'écosystème.



### Les essais expérimentaux

Les effets sur les cibles retenues ont été évalués à l'aide de bioessais sur bactéries (Metplate®), sur algues unicellulaires, sur crustacés pélagiques (*Ceriodaphnia dubia*), sur amphibiens d'une part, et sur plantes supérieures (ray-grass, maïs, etc.) d'autre part. Le modèle conceptuel d'un tel scénario avec ces différents bioessais est représenté sur la figure 5. La microflore et la microfaune des sols n'ont pas été prises en compte dans cette première version de la méthodologie, mais devront l'être dans le futur. Pour les essais de lixiviation, des colonnes en PVC ( $\varnothing = 15$  cm,  $h = 10$  cm) sont remplies du matériau préalablement séché et la solution de saturation et de lixiviation est constituée par de l'eau de pluie, simulée par une eau distillée saturée en  $\text{CO}_2$ .

Dans les conditions décrites du dépôt fictif, les ratios décrits dans la figure 5 sont respectivement fixés à 0,01 pour  $P_{PR}$ , 0,025 pour  $V_{EEUS}$ , 0,2 pour  $V_{EPMS}$  et à 0,1 pour  $P_{PN}$ .

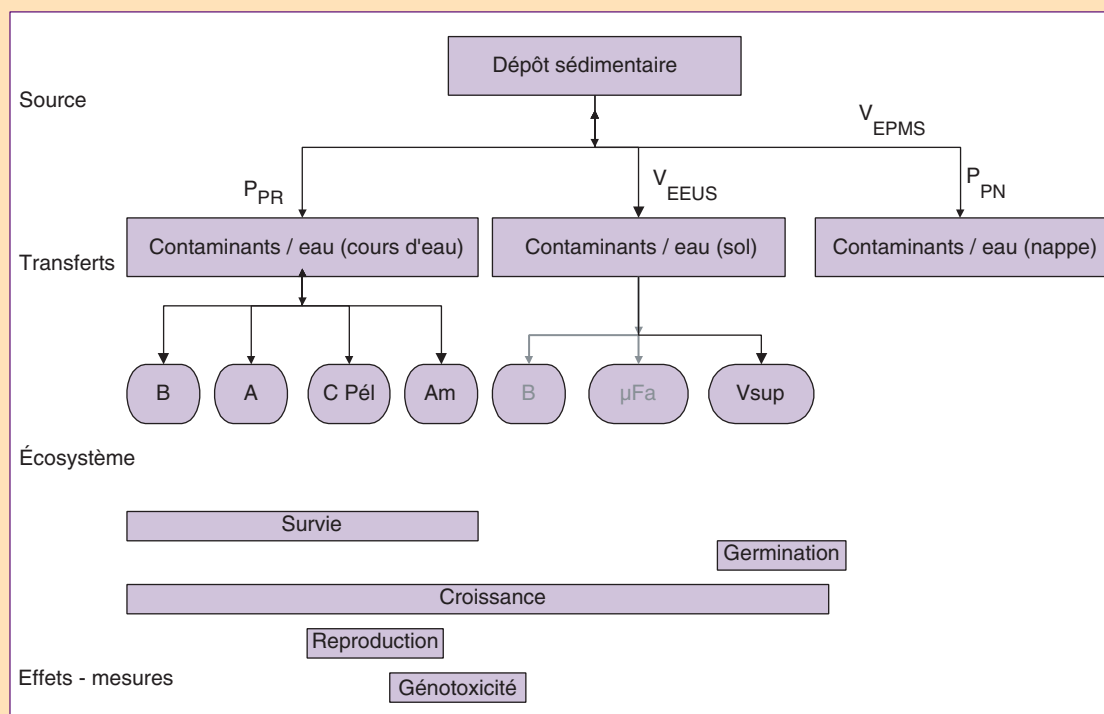
## Résultats de l'évaluation des trois sédiments

### Évaluation simplifiée des risques écologiques

Dans le cadre de l'approche simplifiée des risques écologiques (étape 1, fig. 1), le quotient,  $Q_{PECm}$ , de risque est calculé, selon l'équation, à partir des concentrations totales mesurées (cf. tableau I) et des valeurs de PEC (cf. tableau II) pour chaque bief (tableau III).

Selon les critères de classement proposés, le bief 13 apparaît comme le plus « à risque », l'ensemble étant relativement peu contaminé si l'on se réfère aux données citées par MacDonald et *al.* [2000 a,b] ou Kemble et *al.* [(1998)]. Les métaux représentent 83 à 90 % du risque total dans les trois biefs. Il conviendrait donc de réaliser une évaluation détaillée pour le bief 13 et de faire des bioessais sur sédiments pour les biefs 2 et 22. L'application du logigramme de la figure 1 conduirait à ne retenir





**Fig. 5 - Modèle conceptuel pour le scénario « dépôt sur sol »**  
 (avec : B : bactéries ; A : algues ; C Pél : crustacés pélagiques ; Am : amphibiens ; μFa : microfaune du sol ; Vsup : végétaux ; les éléments en gris/flèches en pointillé n'ont pas pu être retenus dans l'immédiat, mais devraient être pris en compte à l'avenir.

*L'évaluation de l'exposition nécessite par ailleurs la définition très précise des ratios massiques/volumiques mis en jeu :*

- ratio « volume annuel d'eau d'égouttage par unité de surface de sol périphérique affecté » (VEEUS) ; ce ratio détermine le volume d'eau d'égouttage ajouté dans les essais écotoxicologiques sur plantes ;
- ratio annuel « eau de pluie traversant le dépôt/masse brute sédiment traversé » (V<sub>EPMS</sub>) ; ce ratio permet de caler la gamme de volumes à percoler dans les colonnes ;
- proportion percolats issus du dépôt dans la rivière (P<sub>PR</sub>) ; ce ratio permet de calculer l'exposition des organismes aquatiques ;
- proportion percolats issus du dépôt dans le front de nappe en aval immédiat du dépôt (P<sub>PN</sub>) ; ce ratio permet de calculer les concentrations résiduelles dans la nappe sous le dépôt.

**TABLEAU III**  
**Quotients de risque multiparamètres Q<sub>PECm</sub>**

	Bief 2	Bief 13	Bief 22
Nombre de paramètres	10	10	10
Σ UT (conc./PEC)	1,982	12,502	4,372
Q <sub>PECm</sub>	0,198	1,250	0,437

que le bief 13 pour l'étape d'évaluation détaillée. Cependant, cette deuxième étape a été conduite sur les trois échantillons afin de vérifier la pertinence des propositions de seuil retenues pour les quotients.

### Évaluation détaillée des risques écologiques dans le cadre d'un scénario de dépôt dans une gravière en eau

Les essais sur sédiments (bioessais monospécifiques) et les essais en microcosmes permettent de conclure à un risque réduit pour les organismes benthiques sur l'ensemble des 3 sédiments testés, et décroissant dans l'ordre B13 > B22 > B2.

Les effets observés sur les organismes aquatiques sont dans l'ensemble peu accentués ; par exemple, le test le plus sensible est l'essai d'inhibition (survie et reproduction) sur le rotifère *Brachionus calyciflorus*. C'est le sédiment du bief 2 qui s'avère le plus toxique. Par comparaison entre les concentrations efficaces ou inhibitrices (CE10 ou CI10) et la concentration d'eau interstitielle dans la gravière (estimée à 4 %), on peut aussi conclure à un risque faible pour les organismes aquatiques. En effet, l'échantillon B2 est le plus toxique pour cet essai avec une CI10 de 14,5 % ; ce sont donc les eaux interstitielles du sédiment du bief 2 qui sont les plus toxiques pour cette espèce. De plus, les sédiments du bief 13 et du bief 2 ont montré une génotoxicité respectivement importante et faible sur les limnées mis dans les microcosmes.

Pour le risque d'altération de la potabilité de l'eau de la nappe, on compare les concentrations dans les percolats des sédiments mis en colonnes dont le ratio L/S\* cumulé correspond au facteur d'exposition, aux valeurs limites de potabilité. Ainsi, le sédiment du bief 13 relargue des concentrations en cadmium et zinc très supérieures aux limites de potabilité ; dans ce cas, le quotient de risque pour ce bief 13 est alors compris entre 10 et 20 (selon le métal considéré et en tenant compte de la variabilité dans les percolats).

Les réponses obtenues pour les trois cibles visées sont résumées dans le tableau IV. La manière de combiner ces réponses pour arriver à une conclusion opérationnelle est en dehors du champ de cette étude. Cette approche adaptée aux dépôts en gravière en eau doit par ailleurs être validée, notamment par des suivis de site, avant d'être préconisée dans les schémas opérationnels des organismes en charge de la gestion des cours d'eau.

**TABLEAU IV**  
**Synthèse des réponses obtenues pour le scénario « gravière »**

Cible	Bief 2	Bief 13	Bief 22
Organismes benthiques	Risque négligeable	Risque modéré	Risque faible
Organismes pélagiques	Risque négligeable	Risque négligeable	Risque négligeable
Usages de la nappe	Risque négligeable	Risque important	Risque négligeable

### Évaluation détaillée des risques écologiques dans le cadre d'un scénario de dépôt des matériaux sur le sol

Pour tester le risque d'altération de la potabilité de l'eau de la nappe, on compare les concentrations limites réglementaires de potabilité avec la concentration des polluants dans les percolats issus des colonnes de percolations, pour un ratio L/S cumulé correspondant au facteur d'exposition, et en prenant en compte la dilution de ces percolats par la nappe avant leur arrivée en aval du site (cf. fig. 5). Dans le contexte de l'étude, le risque est négligeable dans tous les cas ; toutefois, la marge de sécurité est plus réduite dans le cas du zinc pour le bief 13.

Les eaux d'égouttage des sédiments ont été utilisées pour la réalisation des tests de germination et de croissance des végétaux directement à la dilution correspondant à l'exposition estimée. Par construction, si un effet est observé, il y aura un risque pour les plantes. C'est le cas des eaux d'égouttage issues des sédiments des biefs 13 et 22. Cela dit, ce risque est non quantifiable dans le contexte de cette étude, dans la mesure où une seule dilution a été testée.

Pour les organismes aquatiques exposés suite au ruissellement, les effets observés, exprimés en CE10 ou CI10, sont comparés à la concentration d'eau d'égouttage dans le milieu récepteur, estimée dans le cas présent à 0,01 %. Le risque est ici extrêmement faible ; néanmoins, cette partie du scénario est très sensible au facteur d'exposition (en d'autres termes, aux caractéristiques du milieu récepteur).

Les réponses obtenues sont résumées dans le tableau V ; sans préjuger de la principale suite opérationnelle\*\*, dont la responsabilité relève de l'autorité en charge de la gestion du dossier, les recommandations suivantes peuvent être formulées :

\* L, volume percolé et S, la masse de sédiment sec dans la colonne de percolation.

\*\* C'est-à-dire l'autorisation ou non du dépôt sur sol comme modalité de gestion des matériaux de dragage de ces biefs.

- affiner l'évaluation de l'exposition et des effets vis-à-vis des plantes : tester plusieurs concentrations, ainsi que des eaux d'égouttage de différents âges ;
- prévoir des mesures de surveillance, en particulier dans la première année suivant le dépôt. Vraisemblablement, ces mesures pourront être espacées par la suite ;
- collecter les eaux d'égouttage de façon à éviter qu'elles s'épandent vers les surfaces cultivées.

**TABLEAU V**  
Synthèse des réponses obtenues pour le scénario « sol »

Cible	Bief 2	Bief 13	Bief 22
Usages de la nappe	Risque négligeable	Risque négligeable	Risque négligeable
Plantes	Risque négligeable	Risque important	Risque important
Organismes pélagiques	Risque négligeable	Risque négligeable	Risque négligeable

## Discussion-conclusion

Les résultats obtenus sur les trois biefs à l'issue de l'évaluation détaillée sont conformes à ce que l'on pouvait en attendre d'après l'évaluation simplifiée des risques : seul le sédiment du bief 13 présentait un score > 0,5 justifiant la mise en œuvre d'une évaluation détaillée (tableau VI).

**TABLEAU VI**  
Synthèse des réponses obtenues pour les deux scénarios envisagés

Scénario	Bief 2	Bief 13	Bief 22
Gravière	Effet négligeable	Effet modéré sur le benthos et important pour la nappe	Effet faible à négligeable
Sol	Effet négligeable	Effet important sur les plantes	Effet important sur les plantes

Cependant, il ressort de l'évaluation détaillée un risque important dans les deux cas de scénario envisagés, notamment pour l'eau de la nappe dans le cas d'un dépôt en gravière (tableau VI). Avec un score compris entre 0,1 et 0,5, le sédiment du bief 22 aurait été testé avec *Chironomus riparius* et *Hyalella azteca*, conduisant en l'espèce à la décision de ne pas poursuivre par une évaluation détaillée, puisque les effets observés ne sont pas significatifs. Cette décision peut cependant paraître erronée, dans la mesure où un risque lié au relargage de polluants dans la colonne d'eau a été mis en évidence pour les sédiments des trois biefs (scénario gravière). Le problème est inhérent à la relation entre le score  $Q_{PECm}$  et la toxicité des sédiments, puisque même des sédiments dont le score est < 0,1 peuvent s'avérer toxiques [MacDonald et al., 2000b]. À l'inverse, il n'est pas envisageable de procéder systématiquement à une évaluation détaillée des risques. Le choix des valeurs des seuils relève donc d'un compromis, dont la pertinence ne pourra être évaluée qu'avec un plus grand nombre d'applications et des suivis de sites de dépôt.

L'étude présentée ici constitue une première approche, qui doit maintenant être appliquée sur différents sites, de façon à obtenir un retour d'expériences et à l'améliorer comme, par exemple, par ajout d'une étape intermédiaire ou bien d'essais de toxicité dès l'évaluation première du sédiment. En effet, nous avons intentionnellement privilégié la variété des essais écotoxicologiques, en étant conscients que celle-ci était trop grande pour des situations opérationnelles courantes. C'est cependant la seule façon, d'après nous, de démontrer quelle est la batterie optimale d'essais écotoxicologiques à appliquer pour chaque scénario, et de préciser leurs conditions d'utilisation.

Des améliorations sont également souhaitables en ce qui concerne les critères de danger utilisables pour l'étape d'évaluation simplifiée, ainsi que pour les « modèles d'effet » – dans la mesure où des catégories d'espèces comme les poissons (scénario gravière), la microflore et la microfaune des sols (scénario sol) ne sont actuellement pas étudiées, et où les risques de transfert trophique ne sont pas véritablement pris en compte. Enfin, l'incertitude sur le risque déterminé devrait être mieux explicitée.

---

**Remerciements-précision.** Cet article reprend en partie les travaux qui ont été réalisés dans le cadre de l'étude Cetmef/ENTPE/Cémagref financée en 2000 par le ministère de l'Équipement (Direction de la Recherche et des Affaires Scientifiques et Techniques) et Voies Navigables de France. Le rapport d'étude complet, constitué de trois volumes, est disponible en version téléchargeable (format pdf) à l'adresse suivante :  
<http://www.lyon.cemagref.fr/bea/tox/Presentation.html>

---

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

- ALZIEU C., *Dragage en estuaire et milieu marin*. Colloque d'hydrotechnique, 166<sup>e</sup> session du Comité Scientifique et Technique, Lyon, 28 et 29 mars 2001, Société hydrotechnique de France, mars **2001**, pp. 159-164.
- BABUT M., BREUZIN C., LASCOMBE C., PEREIRA-RAMOS L., *Sediment quality assesment of three rivers and streams in France : the Moselle, the Rhone and the Seine*. International Symposium Sediment quality Assesment, Berlin, 20-22 April **1999**.
- BOGUSZ D., *Gérer les sédiments pollués*. Colloque d'hydrotechnique, 166<sup>ème</sup> session du Comité Scientifique et Technique, Lyon, 28 et 29 mars 2001, Société hydrotechnique de France, mars **2001**, pp. 111-118.
- BRGM, *Mise en liaison Basias-Basol – Examen de la compatibilité des bases de données*. Commandité par le Ministère de l'écologie et du développement durable. BRGM/RP-5219-FR, **2003**, 110 p.
- BRICHE N., DUFRAISSE C., FLACQUET-LACOUX V., GEAI C., LEFUR J.P., MAROTTA K., PAVAGEAU P., SARTHOU J.M., *Guide d'intervention pour la pratique des dragages*. VNF, avril **1998**, 50 p.
- CASTANY G. (1986), *Principes et méthodes de l'hydrogéologie*. Edition Dunot, Paris, 236 pages.
- DOUTRIAUX E., *Point de vue du concessionnaire: gestion des sédiments du Rhône*. Colloque d'hydrotechnique, 166<sup>e</sup> session du Comité Scientifique et Technique, Lyon, 28 et 29 mars 2001, Société hydrotechnique de France, mars **2001**, pp. 101-107.
- EPA, *The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States. Volume 2. Data summaries for areas of probable concern*. Report. EPA 823/R-97/007, **1997**.
- HESTER R.E., HARRISON R.M., *Risk assessment & risk management-Issues in environmental Science & Technology*, The Royal Society of Chemistry, London, **1998**.
- IMBERT Py. C., DUCHENE M., *Enlèvement des sédiments – Guide méthodologique – Faut-il curer ? Pour une aide à la prise de décision*. Pôle de compétence sur les sites & sols pollués Nord/Pas de Calais – Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, **1998**.
- INGERSOLL C.G., MACDONALD D.D., WANG N., CRANE J., FIELD L.J., HAVERLAND P.S., KEMBLE N.E., LINDSKOOG R., SEVERN C., SMORONG D., *Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines*, Report 905-Rxx-XXX. Draft. US-EPA, GLNOP, **2000**.
- KEMBLE N.E., BRUNSON E.L., CANFIELD T.J., DWYER F.J., INGERSOLL C.G., Assessing sediment toxicity from navigational pools of the upper Mississippi river using a 28-day *Hyalella azteca* test, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **35**, **1998**, pp. 181-190.
- MACDONALD D.D., DIPINTO L.M., FIELD J., INGERSOLL C.G., LONG E.R., SWARTZ R.C., Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychloro-biphenyls (PCBs), *Environmental Toxicology Chemistry*, **19**, **2000a**, pp. 1403-1413.
- MACDONALD D.D., INGERSOLL C.G., BERGER T.A., Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **39**, **2000b**, pp. 20-31.
- MAROT F., *Caractérisation et traitement de sédiments de dragage contenant des polluants métalliques*. Thèse de doctorat spécialité Génie civil et environnement : université du Havre, 12 novembre **1997**, 330 p.
- US-EPA, USACE, *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the United States. Testing manual*. (draft) Report U.S. Environment Protection Agency – U.S. Army Corps of Engineers, Washington, Duluth , USA, EPA-823/B-94/002, **172**, **1994**.
- US-EPA, USACE, *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the United States. Testing manual*. U.S. Environment Protection Agency – U.S. Army Corps of Engineers, Washington, D.C., USA, EPA-823/B-98/004, **1998a**.
- US-EPA, USACE, *Great Lakes dredged material testing and evaluation manual*. U.S. Environmental Protection Agency/U.S. Army Corps of Engineers, **62**, **1998b**.