

## Boue de curage

### Mise à jour de la version : novembre 2005

1. Définition .....	1
2. Textes spécifiques de références.....	1
3. Origine, formation et élaboration .....	2
4. Caractéristiques physico_chimiques.....	7
5. Caractéristiques géotechniques .....	13
6. Caractéristiques environnementales.....	15
7. Aspects sanitaires.....	19
8. Utilisation dans les infrastructures routières.....	20
9. Bibliographie.....	20
10. Auteurs et relecteurs.....	24

### 1. Définition

Le terme « boues de curage » désigne un ensemble de matériaux d'origines variées, qui résulte de la sédimentation de particules d'origine naturelle et anthropique et peuvent être assimilés à des sédiments plus ou moins pollués. Ces particules sont véhiculées par les eaux de ruissellement engendrées par les précipitations. On peut distinguer quatre catégories principales de boues de curage :

- les boues de curage de bassins de retenue d'eaux pluviales (en milieu routier ou urbain);
- les boues de curage de fossés;
- les boues de curage de canaux, cours d'eau, retenues;
- les boues de curage de réseaux d'assainissement.

Ces différentes catégories ont été sélectionnées car elles sont susceptibles, après traitement, d'être réutilisées en technique routière.

### 2. Textes spécifiques de références

Décret n° 2002-540 du 18 avril 2002 relatif à la classification des déchets : rubriques 17 05 03 à 17 05 06.

Circulaire n° 2001-39 du 18 juin 2001 relative à la gestion des déchets du réseau routier national.

Circulaire conjointe du MATE et du METL du 15 février 2000 sur la planification des déchets du bâtiment et des travaux publics.

Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.

Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau

Loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets

Arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage des déchets ménagers et assimilés.

Circulaire de 14 janvier 1977 relative à l'autorisation des déversements, écoulements, jets, dépôts et autres faits susceptibles d'altérer la qualité des eaux superficielles, souterraines et de la mer dans les limites territoriales.

### 3. Origine, formation et élaboration

Comme cela a été dit précédemment, les différentes catégories de boues identifiées résultent toutes de la sédimentation de particules d'origine naturelle et anthropique, transportées par les eaux de ruissellement, les eaux usées ou les cours d'eau.

#### Catégories de boues identifiées

Boues de curage de bassins, de fossés, de canaux, de réseaux d'assainissement

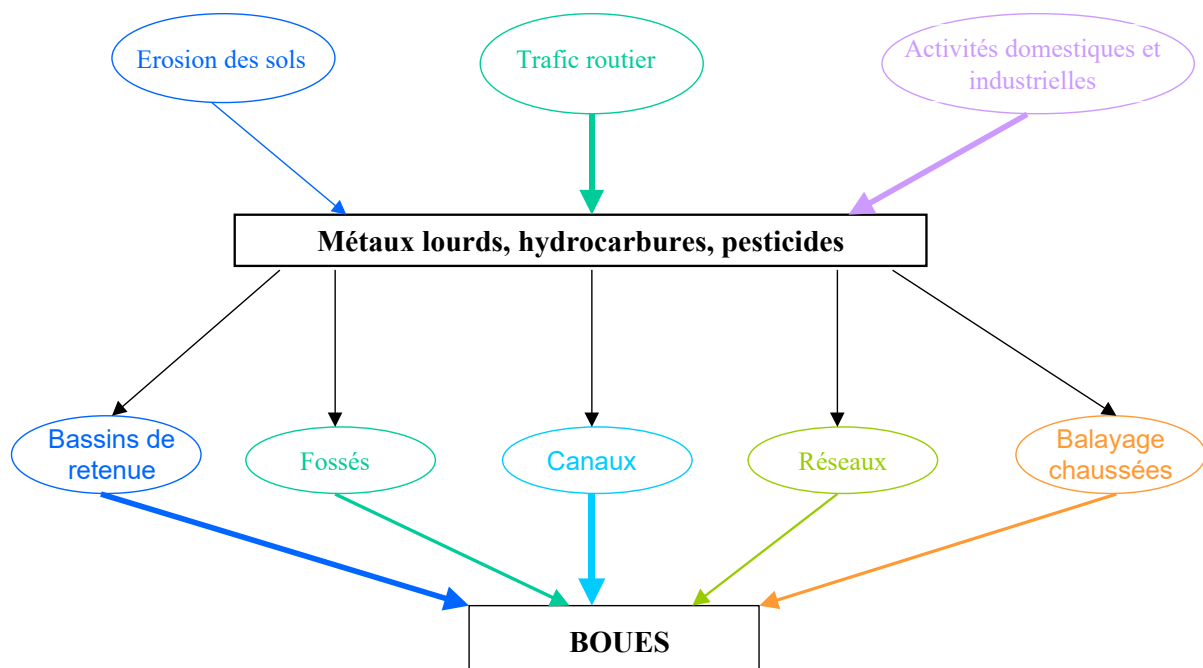


Figure 1 : Origine des boues : schéma récapitulatif

La taille des flèches tient compte de l'importance des différentes activités/facteurs

#### 3.1. Boues de bassins de retenue d'eaux pluviales

Les Figures 2 à 4 présentent des bassins de retenue des eaux pluviales.



**Figure 2** : Bassin de retenue des eaux pluviales de St Joseph de Porterie (Nantes)



**Figure 3** : Bassin d'infiltration des eaux pluviales de Ronchin (Lille)

Les bassins de rétention recueillent les particules de sol des bassins versants et les apports liés au trafic routier :



**Figure 4** : Bassin de retenue des eaux pluviales de Cheviré (Nantes)

\*les particules arrachées à la chaussée par les pneus (bitume, ciment, granulats), qui génèrent essentiellement des éléments majeurs (Si, Ca, Al, Fe) peu solubles et ne présentent pas de caractère polluant. Les glissières de sécurité sont source de zinc et de cadmium. L'usure des pneumatiques libère des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), ainsi que du zinc, du calcium, du soufre et pour les plus récents de la silice. Les garnitures de frein génèrent du zinc et du cadmium. La corrosion des carrosseries et des moteurs libère les métaux présents dans les aciers et alliages : nickel, cuivre et chrome. Cette corrosion est accentuée par les sels de déneigement. Enfin,

l'arrachement de particules de pots catalytiques disperse des éléments comme le platine et le palladium.

\*la combustion des essences qui produit des gaz et fumées (des particules de très petites tailles sont émises en particulier par les moteurs diesels) contenant différentes formes de carbone (CO, CO<sub>2</sub> et hydrocarbures). Depuis 1996, les émissions en plomb ont fortement diminuées, mais n'ont disparu complètement que très récemment.

Ces bassins de rétention recueillent également les apports atmosphériques des activités industrielles avoisinantes qui s'accumulent sur les surfaces imperméabilisées. Il en résulte des boues aux caractéristiques très variées aussi bien en terme de teneur en eau, distribution granulométrique, composition minéralogique, teneur en matière organique et en polluants.

### 3.2. Boues de curage de fossés

Leur origine est la même que celle des boues de bassins de retenue, les particules se déposent dans les fossés au lieu d'être recueillies dans les bassins. Les fossés sont souvent enherbés ce qui favorise la rétention des particules en suspension sur lesquelles est fixée l'essentiel de la pollution. De ce fait, ce type de fossé est de plus en plus utilisé comme technique alternative en assainissement pluvial.

### 3.3. Boues de curage de canaux, cours d'eau, retenues

La formation des boues (vases) de canaux, cours d'eau ou retenues (barrages hydroélectriques, plans d'eau) est liée à la sédimentation de particules provenant de l'érosion des sols et des roches. Plusieurs facteurs interviennent sur la décantation des particules et sont propices à l'envasement, particulièrement dans les canaux. Ainsi, la sédimentation est favorisée par une topographie plane, les faibles débits, les rejets industriels urbains, l'érosion. La présence d'éléments toxiques (métaux, pesticides, hydrocarbures) aggrave la situation principalement dans les zones urbanisées et industrielles. Le curage (Figure 5) est souvent nécessaire pour prévenir les risques d'inondation, rétablir le tirant d'eau pour la navigation et restaurer le milieu naturel.



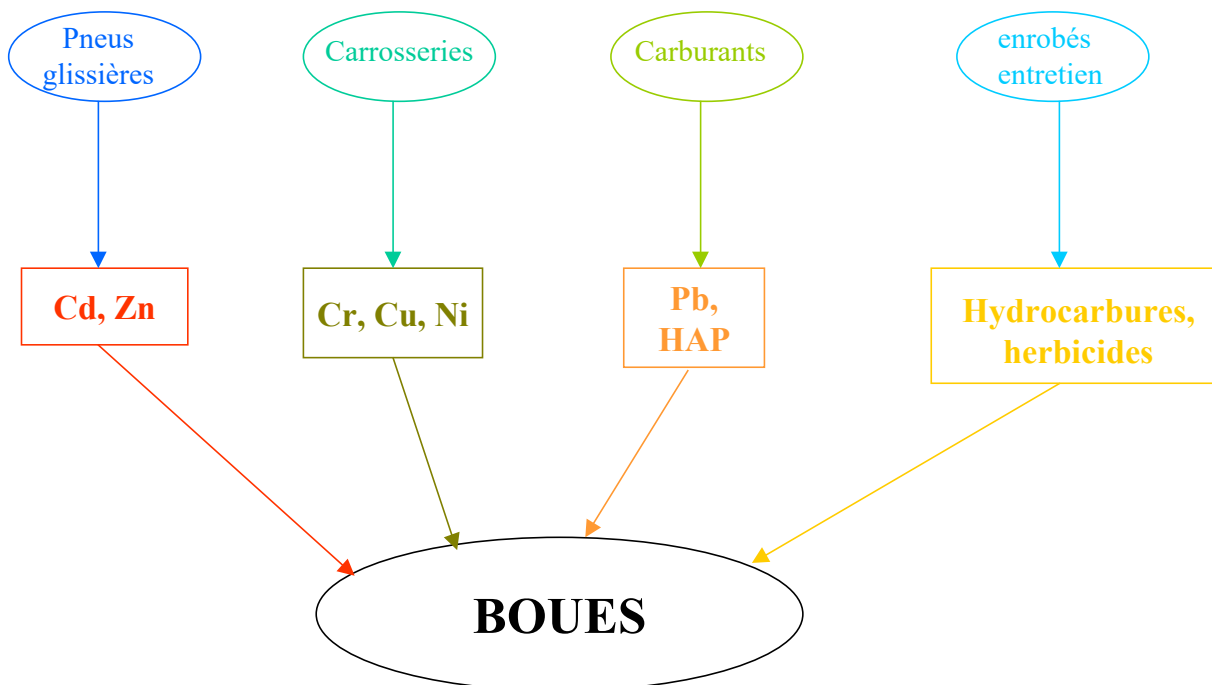
Figure 5 : exemple de curage

### 3.4. Boues de curage de réseaux d'assainissement

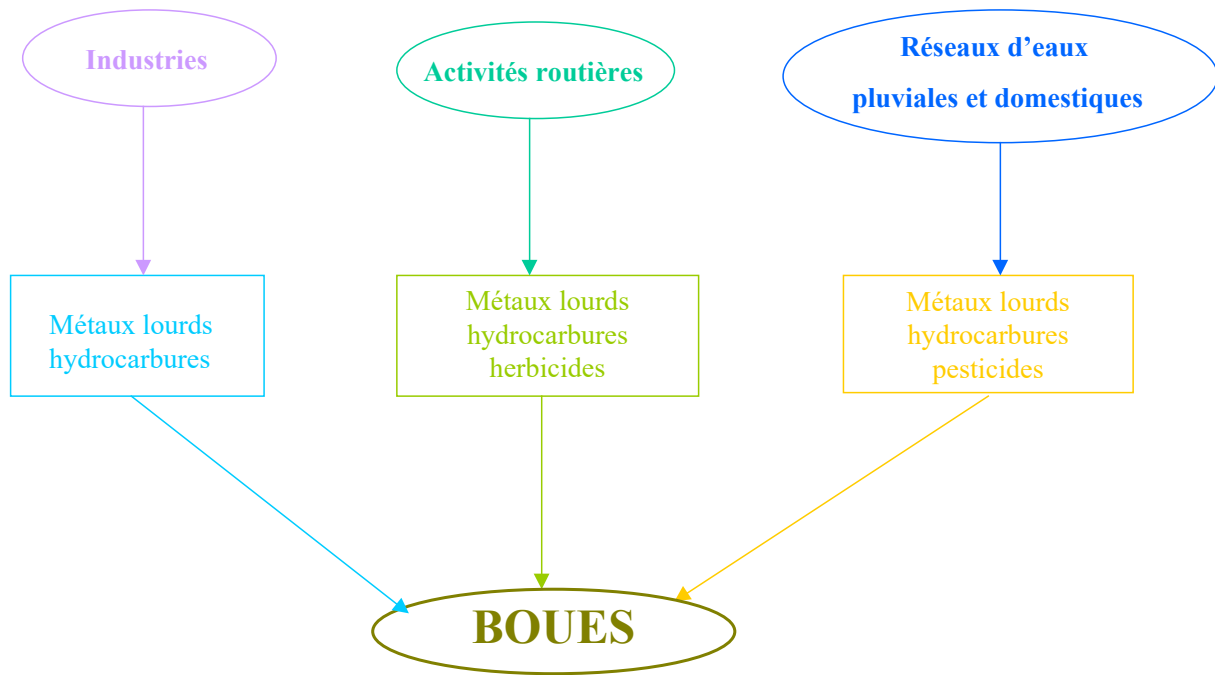
Les eaux résiduaires urbaines et pluviales transportent des matières en suspension qui décantent dans les réseaux d'assainissement. Ces boues (ou sables) sont constituées d'un amalgame de matières organiques et de sable en proportions très variables selon le type de réseau et la nature de l'ouvrage (collecteur, chambre à sable).

Les boues (sables) extraits des réseaux d'assainissement constituent une charge importante pour les exploitants. Leur nature particulièrement variable et hétérogène en font un produit pour lequel il est de plus en plus difficile de trouver une destination finale satisfaisante (AGHTM, 1994, 1996).

#### Origine des polluants rencontrés dans les boues



**Fig. 6a.** Nature des polluants rencontrés dans les boues de bassins, de fossés et les produits de balayage



**Fig. 6b.** Nature des polluants rencontrés dans les boues de canaux et de curage de réseaux

### 3.5. Traitement

Les traitements proposés visent principalement à isoler la fraction sableuse susceptible d'être valorisée ; les rares exemples concernent des boues de curage de réseau mais ce traitement peut s'appliquer aux différentes catégories de boues répertoriées ici.

#### *-Lavage des sables*

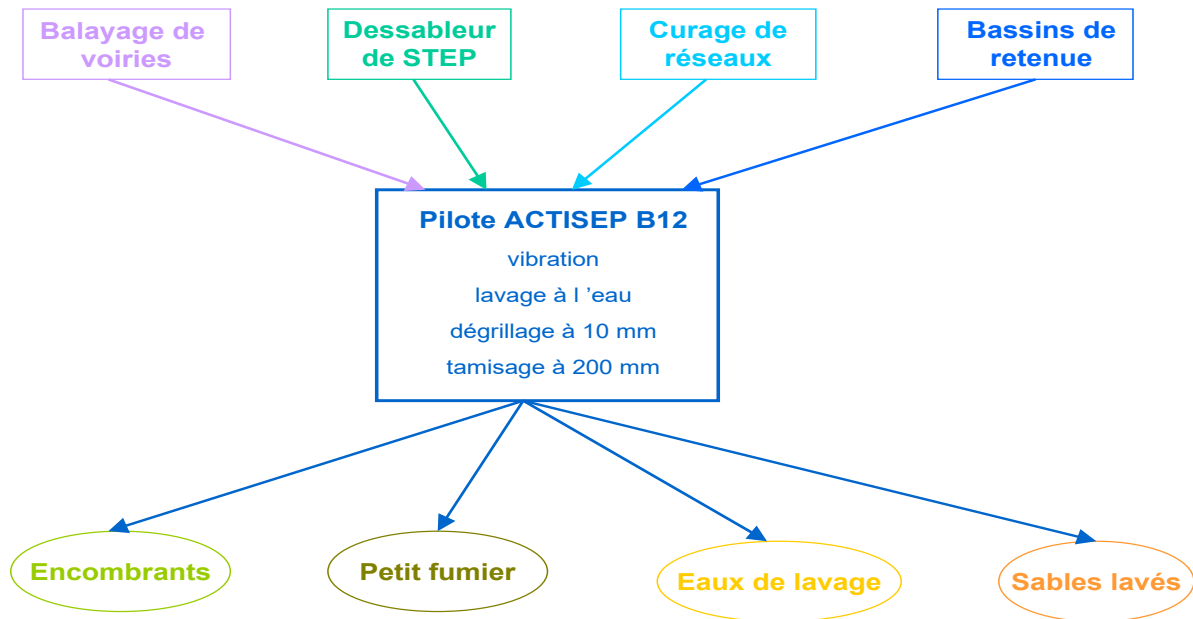
Le lavage à l'eau des sables d'assainissement est un procédé qui se pratique dans plusieurs villes françaises. La filière type de lavage des sables comporte 4 étapes : criblage, lavage, classification, essorage. Les installations de traitement de solides sont généralement implantées sur le site d'une station d'épuration afin d'utiliser l'eau traitée en sortie de clarificateur pour les différentes opérations de lavage, et de rejeter les eaux de lavage des solides en tête de station. Des essais ont été réalisés au LRPC de Bordeaux avec le pilote ACTISEP B12 simulant une unité de lavage réelle, quatre types de produits étaient récupérés en sortie (Fig 8):

- encombrants ;
- petit fumier ;
- eaux de lavage avec particules fines (< 200 µm) ;
- sables lavés.

De la même manière, la société ECOPUR a développé une filière de production de granulats à partir de boues de curage, pour permettre une valorisation du sable contenu dans ces boues. Soixante mille tonnes de boues sont traitées chaque année ce qui permet d'obtenir environ 15 000 tonnes de sable désigné sous le nom de Valori'sable®.

### -Criblage à sec

Des essais sur crible rotatif ont été menés à Bordeaux avec le concours de la Communauté Urbaine (Sermanson, 1998). L'objectif de cette filière est de séparer la partie minérale sableuse de la partie non minérale.



**Fig. 7.** Origine des sous-produits lavés et sorties obtenues avec le pilote ACTISEP B12 (d'après Sermanson, 1998).

Il convient de noter que du fait de leur très fort pourcentage en particules fines et de leur teneur en eau supérieure à 50 %, le lavage à l'eau n'est pas adapté au traitement des boues de bassins de retenue (risque de colmatage des tamis).

### -traitement des boues de dragage.

Le traitement proposé concerne l'élimination des boues de dragage, de fleuves, de rivières ou tous cours d'eau en général, d'origine minérale essentiellement, par valorisation en coulis auto compactant, utilisé pour le remblaiement en tranchées d'assainissement, d'adduction d'eau ou de différents concessionnaires, tels EDF, GDF etc.

### [Procédé Valoria de transformation des boues de dragage en coulis auto compactant pour remblaiement des tranchées d'assainissement ou autres.](#) [Brevet](#)

## 4. Caractéristiques physico\_chimiques

Les boues sont constituées d'une fraction solide (30 à 70 % selon qu'il s'agit de boues prélevées en milieu aqueux ou sec) comprenant des matières sableuses, des composés organiques dégradables et des substances issues de l'utilisation de la route, et d'eau (70 à 30 %).

## 4.1. Produit brut

### 1.1 Caractéristiques chimiques globales

Il existe peu de données concernant la caractérisation chimique globale des boues de curage, toutes catégories confondues. D'une manière générale, les auteurs ne font mention que des paramètres recherchés spécifiquement pour la pollution, notamment les métaux lourds. Les quelques valeurs trouvées dans la littérature internationale sont reportées dans le Tableau 1. Les paramètres le plus souvent analysés sont Mn, Fe, Al. On trouve une valeur relative au phosphore total, 2 valeurs concernant l'azote et une relative à la masse volumique.

L'examen de ces données montre qu'en règle générale, la teneur en eau des sédiments est très importante, souvent supérieure à 50 %. Le taux moyen de matières volatiles, et donc la teneur en matière organique, est relativement faible comparé aux boues de stations d'épuration (8 % /50-60 %), mais on rencontre des teneurs dépassant 30 %, notamment dans les boues de curage de canaux.

Chebbo (1992) note que les solides en réseaux visitables sont beaucoup plus organiques que les solides transférés en suspension par temps de pluie ou temps sec. Les dépôts formés dans les canalisations sont très hétérogènes. Les particules qui les constituent sont plus organiques et plus fines que dans les collecteurs. Une étude granulométrique des dépôts du réseau d'assainissement du Marais (Paris) a été réalisée par Gromaire (1998) ; conformément à ce qui a été observé dans d'autres réseaux, ces dépôts sont grossiers dans les collecteurs ( $D_{50}$  voisin de 1 mm).

Les teneurs en phosphore sont suffisamment élevées pour engendrer des risques d'eutrophisation par lessivage. Des bassins/pièces d'eau situés à proximité de remblais routiers constitués avec ces matériaux pourraient devenir eutrophes. Le pH est généralement neutre, voire légèrement basique, ce qui limite les risques de relargage des métaux.

	Concentration/valeur (référence)	Concentration/valeur (référence)
Teneur en eau (%)	45 (ASFA, 1993) <sup>b</sup>	
Matières volatiles (%)	8,2 (ASFA, 1993) <sup>b</sup>	6-68 (AGHTM, 1994) <sup>ré</sup>
$D_{50}$ ( $\mu\text{m}$ )	870 (Gromaire, 1998)	
pH	7,6 (ASFA, 1993) <sup>b</sup>	
Al ( $\text{g kg}^{-1}$ )	53-69 (Legret et al., 1995) <sup>b</sup>	7-14 (AGHTM, 1994) <sup>ré</sup>
Fe ( $\text{g kg}^{-1}$ )	20 (Lee et al., 1997) <sup>b</sup>	9,5-25,9 (AGHTM, 1994) <sup>ré</sup>
Mn ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	195 (Lee et al., 1997) <sup>b</sup>	100-200 (Revitt et Elis, 1979) <sup>ba</sup>
PT ( $\text{g kg}^{-1}$ )	0.1-1.6 (Yousef et al., 1994) <sup>b</sup>	

Tab. 1. Composition de différentes boues de curage. b: bassin, ré: réseau



- Teneurs en métaux lourds et hydrocarbures

On trouve dans la littérature un certain nombre de données relatives aux teneurs en métaux lourds dans les boues de curage. Le Tableau 2 présente les valeurs tirées de la littérature, pour des boues de bassins de décantation routiers et urbains et des vases de canaux. Il n'existe pas de norme spécifique pour ces matériaux, on compare habituellement les valeurs à la norme hollandaise pour les sols pollués ou aux teneurs limites dans les sols fixées en France pour les épandages de boues sur les sols agricoles (arrêté du 8 janvier 1998).

Référence	Cd mg kg <sup>-1</sup>	Cr mg kg <sup>-1</sup>	Cu mg kg <sup>-1</sup>	Ni mg kg <sup>-1</sup>	Pb mg kg <sup>-1</sup>	Zn mg kg <sup>-1</sup>	HCT mg kg <sup>-1</sup>
Lee et al. (1997)	4	-	-	-	55	130	-
Legret et al. (1995)	1-4	39-80	84-208	20-30	300-819	683-1980	-
Yousef et al. (1990)	2-28	19-68	4-73	7-29	30-1025	22-538	-
Jacopin et al. (1998)	0,2-1,8	-	15-118	-	47-250	45-630	-
ASFA (1993)	0,5-3,9	4-318	2-372	5-156	13-1417	27-4900	1-15087
Nightingale (1987)	-	-	24-39	22-40	130-1400	-	-
Marot (1998)	1	30	15	-	40	100	-
Norme hollandaise <sup>1</sup>	0,8	100	36	35	85	140	-
Norme hollandaise <sup>2</sup>	12	380	190	210	530	720	-
Norme française	2	150	100	50	100	300	-

**Tab. 2.** Teneurs en métaux lourds dans des boues de bassins de décantation routiers et urbains - Comparaison avec les normes françaises et hollandaises pour les sols pollués.  
1 : valeur cible, 2 : valeur d'intervention, HCT : hydrocarbures totaux

On constate une très grande variabilité des concentrations en métaux lourds et hydrocarbures totaux, certains sédiments étant peu contaminés alors que d'autres ont des teneurs très élevées. Plusieurs facteurs, liés au contexte, peuvent expliquer cette variabilité en particulier :

- la densité du trafic ;
- la configuration du bassin versant alimentant le bassin, notamment sa nature géologique ;

- le climat ;
- la conception du bassin.

D'une manière générale, les concentrations en Ni et Cr ne dépassent pas les valeurs cibles de la norme hollandaise pour les sols pollués; ces deux métaux ne sont pas typiques de la pollution routière et il est donc logique que leur concentration dans les boues de bassins de retenue d'eaux pluviales en milieu routier soit relativement faible. Les teneurs en Cd sont supérieures à la teneur limite dans les sols fixée en France pour les épandages de boues sur les sols agricoles, et à la valeur cible de la norme hollandaise pour les sols pollués. Les concentrations en Pb et Zn sont très élevées et dépassent fréquemment la norme d'intervention hollandaise.

Une étude relative aux boues de curage de fossés a été réalisée par les LRPC de St Briec et Aix- en -Provence (Sadowy et Lerestif, 1998) et porte sur la caractérisation de sédiments prélevés dans des fossés à 3 m environ de la chaussée, sur une profondeur de 10 cm. Il s'agit dans un cas d'un trafic moyen (5 à 20 000 veh/j), dans l'autre cas d'un trafic faible (< 5 000 veh/j). Les Tableaux 3a et 3b montrent que dans l'ensemble, les sédiments sont beaucoup moins contaminés que ceux issus du curage de bassins.

Réf. de la route	Pb mg kg <sup>-1</sup>	Zn mg kg <sup>-1</sup>	Cr mg kg <sup>-1</sup>	Cu mg kg <sup>-1</sup>	Ni mg kg <sup>-1</sup>	Cd mg kg <sup>-1</sup>
<b>RN 570</b>	20,6	85,5	20,9	18,6	24,0	0,4
<b>RN 100 (site 1)</b>	47,5	45,5	9,0	32,0	8,5	<0,1
<b>RN 100 (site 2)</b>	18,4	33,5	10,5	5,0	7,5	0,5
<b>RN 98</b>	97,6	108,8	26,2	33,8	19,8	0,8
<b>RN 94 (montagne)</b>	60,0	63,0	9,9	28,1	15,4	0,2
<b>RN 85 (montagne)</b>	63,0	100,5	22,4	28,0	34,0	0,5
<b>RD 900 (montagne)</b>	41,5	109,0	15,3	25,5	31,3	0,2
<b>RD 99</b>	25,0	61,0	18,6	18,6	17,8	0,3
<b>Moyenne</b>	46,7	75,9	16,6	23,7	19,8	0,4

**Tab. 3a.** Teneurs en métaux lourds totaux dans les sédiments de fossés routiers du sud est de la France (d'après Sadowy et Lerestif, 1998).

*Routes départementales à 2 voies et trafic moyen (5 à 20 000 veh/j)*

Réf. de la route	Pb mg kg <sup>-1</sup>	Zn mg kg <sup>-1</sup>	Cr mg kg <sup>-1</sup>	Cu mg kg <sup>-1</sup>	Ni mg kg <sup>-1</sup>	Cd mg kg <sup>-1</sup>
<b>RN 35</b>	15,7	64,0	20,0	100,0	21,0	0,3
<b>RD 30</b>	12,9	41,6	16,1	7,6	17,6	0,4
<b>RD 5</b>	24,3	44,6	10,8	19,6	12,2	0,2
<b>RD 4</b>	28,0	76,5	16,5	29,0	27,0	0,3
<b>Moyenne</b>	20,2	56,7	15,9	39,1	19,5	0,3

**Tab. 3b.** Teneurs en métaux lourds totaux dans les sédiments de fossés routiers du sud est de la France (d'après Sadowy et Lerestif, 1998).

*Routes nationales et départementales à 2 voies et trafic faible (< 5 000 veh/j)*

Le Tableau 4 présente les concentrations en métaux lourds et hydrocarbures totaux rencontrées dans les boues de curage de réseaux. La comparaison de ces valeurs avec les concentrations en métaux lourds mesurées dans les boues de bassins de retenue (Tab. 2) montre que dans les deux cas les teneurs sont comparables et élevées. Les concentrations en Cu sont plus fortes dans les boues de curage de réseau. La teneur en Zn atteint 4 040 mg kg<sup>-1</sup> dans les dépôts du Marais à Paris (toitures en zinc). Les teneurs en hydrocarbures totaux sont très variables mais du même ordre de grandeur que celles rencontrées dans les boues de bassins.

	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>HCT (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	4207	-	-	-	886	3385	15700	-
<b>Cd (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	12	4	4	4	9	5	16	4
<b>Cr (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	77	42	50	40	63	47	73	-
<b>Cu (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	191	260	530	131	300	114	426	870
<b>Ni (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	48	37	26	35	45	25	35	-
<b>Pb (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	396	487	221	232	2250	483	301	1870
<b>Zn (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	951	911	1076	1048	1027	394	641	4040
<b>Hg (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	2	11	5	1	2	3	5	-

**Tab. 4.** Caractérisation de boues d'assainissement (d'après AGHTM, 1994).  
HCT :hydrocarbures totaux

- 1- réseaux unitaires agglomérations parisienne et marseillaise
- 2- réseau eaux usées agglomération marseillaise
- 3- prétraitement stations d'épuration
- 4- lagune
- 5- chambre à sable chaussée à fort trafic
- 6- réseaux pluviaux agglomération parisienne
- 7- bassin d'orage agglomération parisienne
- 8- réseau d'assainissement du Marais, Paris (Ahierre, 1999).

Une caractérisation détaillée des dépôts dans le réseau d'assainissement du Marais à Paris a mis en évidence : des dépôts grossiers sableux représentant l'essentiel du stock, des biofilms peu importants en masse mais dont la concentration en polluants est très élevée (Cd :13 mg kg<sup>-1</sup>, Cu : 2900 mg kg<sup>-1</sup>, Pb 3900 mg kg<sup>-1</sup>, Zn : 21 000 mg kg<sup>-1</sup> , une couche organique à l'interface eau-sédiment (Ahyerre, 1999).

- **Caractéristiques minéralogiques**

Les analyses minéralogiques conduites sur les boues de curage sont pratiquement inexistantes. Les seules informations trouvées dans la littérature concernent la caractérisation minéralogique de boues de dragage (Marot, 1998) et les boues de bassins de décantation (Lee, 1996).

L'identification minéralogique est effectuée par diffractométrie des rayons X. Une simple observation à la loupe binoculaire permet néanmoins d'identifier rapidement les principaux minéraux qui constituent les composants inorganiques de la boue, tels que le quartz, les feldspaths, les carbonates. Une caractérisation spécifique sur lame

orientée permet de déterminer les argiles, les principales étant la kaolinite, l'illite et les smectites. La fraction organique se présente sous des formes très variées : débris végétaux, micro-organismes, colloïdes etc. L'étude de Lee (1996) montre logiquement que la composition minéralogique varie en fonction de la nature des bassins versants. Les minéraux les plus fréquemment rencontrés dans les sédiments de bassins sont le quartz, la kaolinite, la montmorillonite, l'illite, les feldspaths et la calcite. L'abondance relative des minéraux varie d'un bassin à l'autre. Si on ne peut déduire le comportement mécanique ou hydraulique d'une simple observation minéralogique, la connaissance de l'abondance et de la nature des minéraux argileux permet une première approche de leurs caractéristiques principales. Entre autres, la présence d'argiles gonflantes (montmorillonites) peut entraîner des modifications du matériau et doit être prise en compte en cas de réutilisation en technique routière.

## 4.2. Produit élaboré

- Après traitement

Les paragraphes précédents ont montré que les boues de curage, fréquemment contaminées par les métaux lourds et les hydrocarbures, avec des teneurs en eau et matières organiques élevées, ne sont pas compatibles avec une utilisation directe en technique routière.

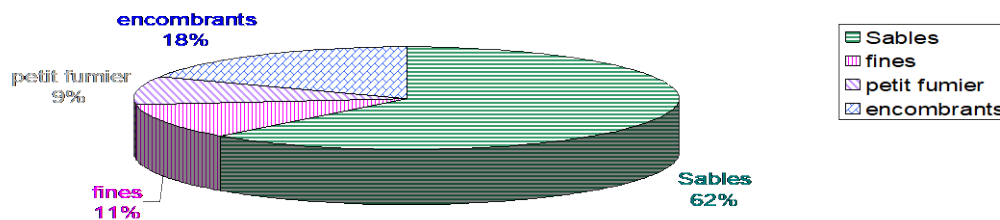


Fig. 8. Composition relative des sous-produits de l'assainissement

La Figure 8 montre la répartition des sous-produits d'assainissement à l'issue du lavage sur pilote. Il apparaît que ces sous-produits sont composés à 70 % environ de matière minérale et contiennent 30 % de matière organique.

### \* Criblage à sec

Après criblage sur crible rotatif (Sermanson, 1998), les résultats témoignent d'un abattement important de la matière organique : de 26 % au départ à 7 % pour le produit criblé. Les résidus du criblage à sec sont représentés par les matériaux minéraux (encombrants) et la partie minérale. Les teneurs en micropolluants du

produit criblé restent identiques à celles du produit de départ ; la partie sableuse ne peut donc pas être utilisée en remblai technique routier.

Parmi les autres techniques de traitement on peut citer :

- la séparation solide-liquide, différentes techniques de réduction de la teneur en eau existent : lits de séchage, filtration, ajouts de flocculants ou coagulants ;
- le traitement des boues visant à immobiliser les polluants par encapsulation et/ou piégeage chimique;
- le traitement des boues visant à extraire les polluants par des techniques de tri : séparation granulométrique en voie sèche ou humide, séparation gravimétrique ;
- un séchage suivi d'une incinération ;
- des traitements complexes couplant séchage, incinération et stabilisation chimique (le procédé Novosol<sup>®</sup> de Solvay).

- Caractéristiques globales

Les seules données disponibles concernent le Valori'sable<sup>®</sup> produit par la société ECOPUR à Tremblay en France, et plus précisément un Valori'sable<sup>®</sup> ayant subi une maturation pendant 6 mois (Domas *et al.*, 2000). Le sable mûri a une teneur en matière organique de l'ordre de 5 %, une teneur en ions sulfates de 3 300 mg kg<sup>-1</sup> et une granulométrie uniforme entre 0,2 et 5 mm. Ce matériau est dépourvu de particules argileuses, les principaux minéraux constitutifs sont le quartz (70 %), la calcite (15 %) et les feldspaths.

- Teneurs en métaux lourds et hydrocarbures

Les teneurs en métaux lourds et HAP sont reportées dans le Tableau 5. Les concentrations en métaux lourds, si elles sont inférieures à la valeur d'intervention de la norme hollandaise pour le diagnostic des sols pollués, sont supérieures à la valeur cible de cette même norme, et donc relativement élevées. En conséquence, il convient d'étudier le comportement environnemental de ces sables lorsqu'ils sont mis en place dans le milieu naturel.

Cd mg kg <sup>-1</sup>	Cr mg kg <sup>-1</sup>	Cu mg kg <sup>-1</sup>	Ni mg kg <sup>-1</sup>	Pb mg kg <sup>-1</sup>	Zn mg kg <sup>-1</sup>	As mg kg <sup>-1</sup>	Hg mg kg <sup>-1</sup>	HAP mg kg <sup>-1</sup>
1,5	218	370	22	125	660	<1	1,2	7,1-9
0,8	100	36	35	85	140	29	0,3	1
12	380	190	210	530	720	55	10	40

**Tab. 5.** Concentration en métaux lourds et hydrocarbures d'un Valori'sable<sup>®</sup> mûri (d'après Domas *et al.*, 2000)

## 5. Caractéristiques géotechniques

Deux études ont été identifiées dans la littérature concernant le comportement mécanique de boues traitées. L'une est relative à la fraction sableuse d'une boue issue du curage de réseaux d'assainissement (Domas *et al.*, 1999), l'autre a trait à des vases de canaux (Marot, 1998).

## 5.1. Caractéristiques géotechniques du Valori'sable®

Le Valori'sable®, dont les principales caractéristiques géotechniques sont reportées dans le Tableau 6, a été utilisé pour un chantier de remblayage de canalisation.

Observation visuelle	sable foncé, à odeur organique de terre de bruyère, peu cohérent
Granulométrie	tamisé à 2 mm > 80 % tamisé à 0,08 mm < 5 %
Valeur au bleu de méthylène % carbonates	0,01 à 0,08 g/100 g de sol 15 à 20 % selon les fractions
Minéralogie par diffraction RX	quartz + feldspaths + calcite > 95 % de la phase minérale
Matière organique (P94-055)	4-5 %
Essai Proctor normal (OPN)	$\gamma_{dOPN} = 1,53 \text{ t m}^{-3}$ , $W_{OPN} = 21 \%$
Essai Proctor modifié (OPM)	$\gamma_{dOPM} = 1,64 \text{ t m}^{-3}$ , $W_{OPM} = 19 \%$
Classement (P11-300)	D <sub>1</sub> (faiblement organique)
Caractères principaux	sables propres : sols sans cohésion et perméables (faiblement organiques)

**Tab. 6.** Principales caractéristiques géotechniques du Valori'sable (Domas *et al.*, 1999)

Les caractéristiques géotechniques du Valori'sable® permettent de le classer dans la catégorie F11 des sables faiblement organiques (3-10%) de la classification NF P11-300 des matériaux utilisables en infrastructure routière ; il est assimilable géotechniquement à un matériau D1, c'est à dire à un sable alluvionnaire propre. La forte proportion de la fraction minérale granulaire (quartz + feldspaths + calcite) et la faible teneur en particules argileuses permettent une excellente tenue au compactage. Le Valori'sable® semblerait donc pouvoir être utilisé en remblayage de tranchées et d'une manière plus générale en techniques routières et dans d'autres domaine du BTP (Domas *et al.*, 1999).

## 5.2. Etude du comportement mécanique de vases

Le comportement mécanique de boues traitées issues du curage de canaux a été étudié par Marot (1998). Il est en effet important de connaître leur comportement mécanique pour une meilleure gestion des matériaux dans l'hypothèse d'une réutilisation.

L'étude de la consolidation sous poids propre de matériaux provenant du traitement de boues de curage se heurte à une difficulté majeure : en raison du pourcentage élevé de fines particules et de la forte teneur en eau ces produits ont des temps de consolidation très longs. On a donc recours à des modèles réduits auxquels on applique de fortes gravités pendant quelques heures, en faisant des essais en centrifugeuse. Le suivi du tassement est mesuré au fur et à mesure de la consolidation, et des lois de similitude permettent de transposer les résultats du modèle réduit à des résultats sur site. Trois types de matériaux ont été étudiés : un sédiment tamisé à 5 mm et les fractions fine et grenue de ce même sédiment. Les résultats mettent en évidence la complexité de ces matériaux, la consolidation des

échantillons brut et fin est très lente, même en condition drainée. Les valeurs de résistance mécanique mesurées dans les éprouvettes après essais sont faibles.

### Trois types de matériaux

Les essais en macro gravité simulant la consolidation sous poids propre de sédiments de dragage ont été réalisés avec la centrifugeuse du LCPC Nantes. Les essais ont été menés pour 2 valeurs d'accélération de la pesanteur : 50 g et 70 g. Les valeurs déterminées varient de 3 à 6 % ce qui correspond à la précision de la mesure ; les deux gravités semblent donc peu influentes sur la consolidation des matériaux étudiés. Ces résultats concordent avec ceux de Balay *et al.* (1988).

Les résultats mettent en évidence la complexité de ces matériaux, la consolidation des échantillons brut et fin est très lente, même en condition drainée. Les valeurs de résistance mécanique mesurées dans les éprouvettes après essais sont faibles. Les tassements mesurés ou calculés en fin de consolidation sont très différents selon les matériaux. L'épaisseur de la couche est réduite de 25 % pour l'échantillon grenu, de 43 % pour l'échantillon brut et de 70 % pour l'échantillon fin. Après 525 jours simulés, la consolidation de l'échantillon grenu est terminée alors que les échantillons brut et fin ont des degrés de consolidation de 0,8 et 0,7, respectivement. Pour ces derniers, la consolidation devient de plus en plus lente ; après une simulation de 400 jours supplémentaires à 70 g, les degrés de consolidation n'augmentent que de 10 à 15 %.

Ces essais, réalisés en laboratoire doivent être validés par des essais sur pilotes. L'étude des matériaux de dragage est récente et les données sur l'évolution des profils des couches de dépôt sont rares et concernent des sédiments marins (Ringeling, 1996).

## 6. Caractéristiques environnementales

Les processus de mobilisation et de fixation des polluants dans les sédiments sont régis par les caractéristiques physico-chimiques de l'environnement, par les propriétés du sédiments et par l'activité microbiologique. Toute modification de ces paramètres est susceptible de provoquer une rupture d'équilibre et d'engendrer un relargage des polluants.

### 6.1. Transferts vers les sols

Quelques études ont été réalisées concernant la migration des polluants (principalement les métaux lourds) d'origine routière dans les sols en bordure de route ou dans les bassins de retenue des eaux pluviales. En règle générale, ces travaux montrent que la migration excède rarement 10 à 20 cm de profondeur et que la décroissance des teneurs est très rapide. Le cadmium et le zinc semblent être les métaux les plus mobiles (Legret *et al.*, 1995). Le Tableau 7 présente les résultats d'analyses de métaux effectuées dans un sol sous un bassin de décantation recevant des eaux pluviales.

	Profondeu r (cm)	Pb mg kg <sup>-1</sup>	Cu mg kg <sup>-1</sup>	Cd mg kg <sup>-1</sup>	Cr mg kg <sup>-1</sup>	Ni mg kg <sup>-1</sup>	Zn mg kg <sup>-1</sup>
Amont	sédiment	300	90	1,17	44	20	683
	0-1	146	33	0,43	28	14	244
	1-5	29	5	0,11	20	13	90
	5-10	27	5	0,10	21	11	81
	10-20	27	5	0,08	20	13	83
	20-30	26	5	0,08	19	8	49
	30-40	30	5	0,07	19	11	47
	40-50	29	5	0,06	17	13	52
Aval	sédiment	819	208	3,73	80	30	1980
	0-1	54	15	0,30	24	11	195
	1-5	36	8	0,16	22	7	112
	5-10	32	7	0,15	22	9	114
	10-20	27	6	0,06	20	8	74
	20-30	25	5	0,06	20	13	67
	30-40	27	5	0,07	18	12	53
	40-50	27	5	0,07	16	13	52

**Tab. 7.** Concentrations en métaux traces dans les sédiments et le sols sous le bassin de décantation des eaux pluviales de Chevire (d'après Legret *et al.*, 1995).

Des constatations analogues concernant la migration relativement faible des métaux dans les sols ont été faites par Ruban *et al.* (1998) suite à des épandages de boues de curage de canaux sur des sols agricoles.

### Ruban *et al.* (1998)

Les variations sont faibles ou inexistantes pour Pb, de même que pour Cu et Ni. En revanche, on constate un accroissement pour Zn (jusqu'à 30 cm et Cd (20 cm). Le cadmium et le zinc apparaissent donc comme les métaux les plus mobiles, ce qui confirme les études réalisées par d'autres auteurs. Cette relativement faible migration des métaux s'explique par le pH élevé des solutions de sol, la présence d'un pourcentage important d'argiles (smectites  $\approx 20\%$ ) dans les sols et probablement aussi par la présence d'une biomasse bactérienne importante. Des modifications du pH (acidification) sont susceptibles d'entraîner une mobilisation des métaux.

Des protocoles d'extractions séquentielles ont été utilisés par différents auteurs afin de déterminer la mobilité des métaux. Les études réalisées par Legret *et al.* (1995) sur des sols et des sédiments de bassins routiers montrent que les métaux présents dans la couche superficielle du sol peuvent être mobilisés par une variation du pH et du potentiel d'oxydo-réduction. Des risques de transfert existent donc, notamment en cas de pollution accidentelle pouvant entraîner une acidification du milieu.

Par ailleurs, Yousef *et al.* (1990) ont montré que le potentiel de relargage des sédiments est faible si le pH est supérieur à 5 mais devient possible pour des valeurs inférieures. Il semblerait, selon cet auteur, que les variations du potentiel redox jouent un rôle peu important sur la mobilisation des métaux.



Une séquence de mobilité a été établie (Ruban *et al.*, 1998) pour les métaux contenus dans des boues de curage de cours d'eau épandues sur des terres agricoles ; elle confirme les observations faites sur le terrain : Cd>Zn>Ni>Cu>Pb>Cr.

Enfin, des travaux menés par Delolme *et al.* (1999) sur les sols de bassins d'infiltration des eaux pluviales ont montré que l'alternance de phases de séchage et d'humidification n'a pas d'influence sur le transport ou la rétention du zinc. Toutefois, ce résultat ne peut être généralisé car il concerne un sol sableux, peu sensible aux modifications d'humidité, et peu riche en matière organique (impliquée dans les modifications structurales du sol lors de changements de teneurs en eau). De plus, seul le zinc a été étudié.

## 6.2. Transferts dans les eaux

Des études ont été menées sur des sédiments de bassins de retenue autoroutiers, afin de mettre en évidence la mobilité éventuelle des métaux.

Des résultats des extractions séquentielles (schéma de Tessier) montrent que les fractions « échangeable » et « résiduelle » sont négligeables par rapport aux autres. Les essais en milieu acides confirment que Cd et Zn sont plus facilement mobilisés que Pb quand le milieu s'acidifie. En conséquence, les sédiments contaminés, s'ils étaient épandus le long des autoroutes, pourraient se comporter comme une source de Cd et Zn en cas d'acidification du milieu. Un ajout de calcaire broyé permettrait de remédier au problème et offrirait une gestion durable de ces matériaux pollués (Lee *et al.*, 1997).

Une autre étude concerne le suivi à long terme du transfert hydrique des métaux traces dans un sol amendé avec des boues de curage de cours d'eau (Ruban et Lumière, 1999). Une parcelle agricole expérimentale (200 m<sup>2</sup>) a reçu un épandage de boues provenant du curage d'un cours d'eau avoisinant dans lequel se déversaient des effluents domestiques et industriels. L'eau d'infiltration était recueillie par l'intermédiaire de bougies poreuses implantées dans la zone non saturée du sol à des profondeurs de 0,40, 1,20 et 1,80 m. Les concentrations en métaux (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) dans les eaux ont été suivies pendant 7 ans avec une fréquence bimensuelle la première année, mensuelle la deuxième année et tous les six mois jusqu'à la fin.

On distingue deux groupes de métaux en fonction de leur comportement au cours du temps dans les eaux superficielles à 40 cm de profondeur. Le cuivre, le plomb et le zinc se caractérisent par des concentrations assez élevées au début qui diminuent rapidement pour atteindre un pallier. Ce pallier se poursuit jusqu'à la fin pour Cu et Pb alors qu'on note un accroissement de la teneur en Zn à partir du printemps 1993 (cf fig. 5). Les pics enregistrés correspondent à des périodes très pluvieuses durant lesquelles le niveau de la nappe est remonté très haut, faisant passer le sol en zone saturée, même à 0,40 m. Les fortes concentrations mesurées au départ peuvent s'expliquer par une déstabilisation des métaux au moment de l'épandage, par suite de modifications du pH et du potentiel redox lors de l'exondation de la boue. Les teneurs en Pb et Cu sont très faibles, et même les concentrations en Zn restent inférieures aux [normes guides recommandées par l'OMS](#) pour les eaux de boisson. Les concentrations en Cd sont très faibles et fluctuantes, sans tendance nette.

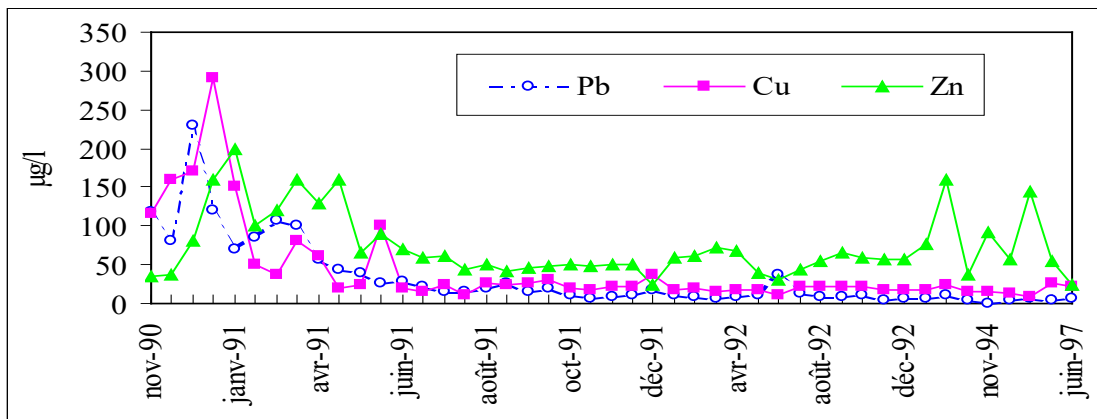
D'une manière générale, les concentrations sont plus fortes à 0,40 m qu'à 1,20 m ou 1,80 m. On observe par ailleurs un accroissement des teneurs en Zn, après plusieurs

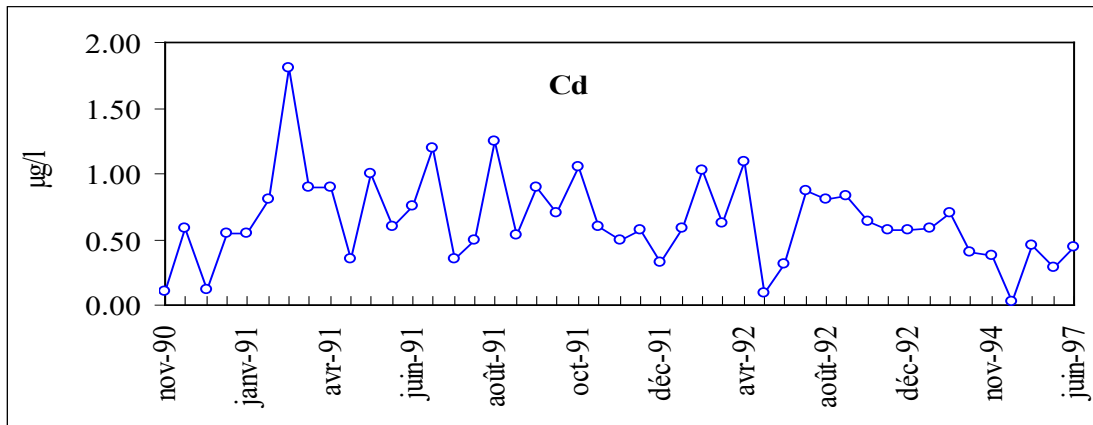
années, dans les bougies témoins situées à un mètre à l'extérieur de la parcelle (40 cm T), ce qui suggère un transfert latéral qui n'avait pas été mis en évidence au départ.

Dans le même domaine, une étude réalisée par Darmendrail *et al.* (1991) sur le devenir des produits de curage de la Marque (cours d'eau du nord de la France) a mis en évidence des teneurs en métaux traces trop importantes pour envisager un épandage sur des terres agricoles, les métaux pouvant être mobilisés par simple contact avec l'eau. Le stockage de ces boues sans aménagement préalable des sites n'est pas sans risques pour l'environnement. Le battement de la nappe de la Marque est à l'origine de modifications des paramètres physico-chimiques (passage d'un milieu réducteur à un milieu oxydant et vice-versa) pouvant entraîner un relargage des métaux.

Par ailleurs, le transfert des métaux contenus dans des vases a fait l'objet d'études de percolation en colonne (Marot, 1998). Il apparaît, au vu des essais, que le sédiment étudié (boues de curage de canaux) présente un risque majeur de contamination par relargage des métaux en cas de régalage. Les teneurs sont particulièrement élevées dans les eaux de percolation. Le phénomène est très lent mais l'oxydation se traduit par des relargages importants sur de longues périodes. Les conditions d'oxydation (notamment des sulfures) peuvent également favoriser l'activité des microorganismes qui ont un rôle important sur la dissolution des métaux et leur bioaccumulation.

**Fig. 9.** Variations temporelles des concentrations en métaux traces dans les eaux d'infiltrations prélevées à 0.40 m sous une parcelle agricole expérimentale ayant reçu un épandage de boues curage de cours d'eau (d'après Ruban et Lumière, 1999).





D'autres travaux concernent le Valori'sable® ; des tests de lixiviation selon la norme X 31 210 ont été réalisés. De même, des essais en cases lysimétriques de 1 m<sup>3</sup>, contenant du Valori'sable® compacté à l'aide d'un marteau vibrant pilonneur ont été effectués. La simulation des pluies était faite par arrosage régulier à l'aide d'eau déminéralisée, les eaux de percolation étaient récupérées et analysées. Les valeurs obtenues au cours des différents essais sont comparables (Domas *et al.*, 2000).

Les concentrations en hydrocarbures totaux sont de l'ordre de 1 mg L<sup>-1</sup>, les HAP ont des teneurs inférieures à 0,07 µg L<sup>-1</sup>; ces valeurs sont inférieures aux valeurs limites fixées par les agences de l'eau pour des eaux de rivière de bonne qualité (SEQ Eau). Les teneurs en sulfates et métaux lourds ne posent pas non plus de problème, à l'exception de Pb et Hg qui montrent quelques valeurs élevées.

L'examen des concentrations dans les eaux de percolation n'apporte pas une réponse complète concernant l'impact environnemental qu'aurait la mise en place d'un matériau tel que le Valori'sable® dans le milieu naturel. Pour ce faire, il convient d'étudier les quantités relarguées dans le milieu par unité de surface et de temps (flux). Les résultats montrent que dans des conditions normales d'utilisation, correspondant à un écoulement discontinu, l'utilisation de Valori'sable® entraîne des flux de polluants relargués très faibles.

## 7. Aspects sanitaires

Pour ces matériaux, les risques de transfert vers l'air apparaissent négligeables. Il y a en revanche, des transferts possibles vers les sols et vers l'eau.

Les risques environnementaux et sanitaires imputables aux boues de curage concernent les transferts de polluants contenus dans les boues de curage vers la flore, la faune et éventuellement vers l'homme. Peu d'études ont été réalisées sur le sujet, davantage de travaux concernent les risques liés à l'épandage de boues d'épuration.

Une étude récente relative à la toxicité des boues de bassins décanteur-deshuileurs en vue de leur épandage sur les emprises routières a été réalisée au CETE de l'Est (Gigleux, 2000). Les résultats préliminaires ont montré que l'épandage de sédiments autoroutiers sur un talus présentait certains risques pour l'environnement et ne devait pas être réalisé sans précautions. La fraction mobilisable des polluants organiques et métalliques présents dans les sédiments est

faible (moins de 5 % du total initial) ; la migration des polluants vers les zones limitrophes et les exutoires (nappes, cours d'eau) semble donc limitée. Les polluants présents dans la matrice initiale restent majoritairement fixés dans celle-ci ou dans l'horizon superficiel de la terre végétale. Cependant, des essais de percolation ont montré que les eaux qui s'infiltrent au travers des boues présentent des concentrations en métaux sont relativement élevées dans les premières eaux. Les tests toxicologiques réalisés sur les percolats n'ont pas mis en évidence de toxicité aiguë de ces eaux.

Les essais sur plantes ont montré que les boues brutes sont toxiques pour certaines espèces. La combinaison des analyses chimiques et des essais toxicologiques constitue un moyen d'étude fiable pour l'évaluation du danger que représentent les boues.

Enfin, les résultats ont permis de définir quelques mesures simples à appliquer qui permettraient aux équipes d'entretien de limiter les risques pour l'environnement si des épandages de boue étaient réalisés. Il s'agirait de prévoir :

- des aires d'égouttage avec récupération des premières eaux ;
- l'épandage de ces boues sur des zones non vulnérables prédéterminées et dans des secteurs à faible pente ;
- le mélange des boues avec de la terre végétale et le régalage sur environ 20 cm d'épaisseur ;
- l'ensemencement immédiat de ces dépôts avec un mélange de graminées.

Par ailleurs, une ébauche d'évaluation de la toxicité des sables lavés susceptibles d'être utilisés en technique routière a été faite (Lissalde, 2002). L'étude est incomplète (elle ne porte que sur le cadmium) mais elle montre qu'il est prudent de ne pas utiliser les sables lavés dans les zones vulnérables à la pollution (ressource en eau susceptible d'être utilisée pour la production d'eau potable ou l'irrigation).

## **8. Utilisation dans les infrastructures routières**

Le choix de la filière de destination des boues repose sur plusieurs critères parmi lesquels : la conformité réglementaire, la meilleure pratique environnementale, la meilleure technique disponible, le coût.

### *Remblaiement*

Cette solution semble être une voie de valorisation intéressante car elle ne nécessite pas de matériaux nobles et pourrait être adaptée aux boues de curage une fois traitées (après élimination de la fraction fine chargée en micropolluants).

## **9. Bibliographie**

### **9.1. Publications**

AEAP, 2001. « Méthodes de gestion et de réutilisation des sédiments pollués. » CD rom Agence de l'Eau Artois-Picardie.

AGHTM, 1994. « Devenir des produits extraits des réseaux d'assainissement et des ouvrages de prétraitement. » TSM 12, pp 704-710.

AGHTM, 1996. « Devenir des produits extraits des réseaux d'assainissement et des ouvrages de prétraitement. Trois cas concrets. » TSM, 5, pp 345-351.

Ahyerre M., 1999. « Bilans et mécanismes de migration de la pollution organique en réseaux d'assainissement unitaire. » Thèse doctorat université Paris 6, 250 p.

ASFA, 1993. « Composition et gestion des boues provenant des ouvrages de dépollution routiers. » Etude N° 93-7-2-14, 65 p.

Balay J., Berdat R. et Harfouche L., 1988. « Etude en centrifugeuse de la consolidation sous poids propre de sols très lâches. » Laboratoire central des ponts et chaussées, Nantes, France – centrifugeuse 88, Corté (éd.) – 1988 Balkema, Rotterdam, ISMN 90 61 91 8138, pp 193-200.

Chebbo G., 1992. « Solides des rejets urbains de temps de pluie : caractérisation et traitabilité. » Thèse de doctorat ENPC, 413 p.

Darmendrail D., Prez J.P. et Six P., 1991. « Devenir des produits de curage d'un cours d'eau pollué. » Exemple de la Marque (Nord). TSM, 2, pp 75-87.

Delattre C., Bertrand-Krajewski J.L., Picard V., Berga P. et Baladès J.D., 1998. "Characteristics and treatability of deposits from urban catchments, sewer systems and storage tanks." Proc. NOVATECH'1998, 1, pp 559-566

Delolme C., Winiarski T., Crosnier J., Février L., Hébrard C. et Plassard F., 1999. « Le transfert des métaux lourds dans les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales. Approche physico-chimique et biologique. » Bulletin du GFHN 43-44, pp 101-105.

Domas J., Struillou R., Lapeyre C., Lefebvre F. et Hélaine D., 1999. « Valorisation en tranchées ou en chaussées de sables issus de boues de curage des réseaux d'assainissement. » Bulletin du GFHN, 42-43, pp 43-50.

Domas J., Struillou R., Lapeyre C., Méchin J.M., Lefebvre F. et Hélaine D, 2000. « Valorisation de sables issus de boues de curage de réseaux d'assainissement : exemple de remblayage de tranchée. » TSM, 9, pp 91-99.

Gigleux M., Leglize P. et Claire J., 2000. « Etude préliminaire physico-chimique et toxicologique des boues de bassin décanteur-deshuileur en vue de leur épandage. » Rapport SETRA-CETE, 67 pages.

Gromaire M.C., 1998. « La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire, caractéristiques et origines. » Thèse doctorat ENPC, 507 p.

Helaine D., 2000. « Les boues de curage des réseaux d'assainissement; caractéristiques et techniques de traitement/valorisation. » TSM, 4, pp 44-48.

Jacopin C., Bertrand-krajewski J.L. et Desbordes M., 1998. « Caractérisation et décantation des solides de rejets urbains séparatifs pluviaux dans un bassin de retenue enherbé. » Proc. NOVATECH'1998, 1, pp 551-558.

Lee P.K., 1996. « Contribution à l'étude de la contamination de l'hydrosphère par les métaux lourds en domaine autoroutier. » Thèse doctorat, univ. Orléans, 284 p.

Lee P.K., Touray J.C., Baillif P, Ildefonse J.P., 1997. "Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France." The Science of the total Environment, 201, pp 1-15.

Legret M., Divet L. et Juste C., 1988. « Migration et spéciation des métaux lourds dans un sol soumis à des épandages de boues de stations d'épuration à très forte charge en Cd et Ni. » Wat. Res. 22, pp 953-959.

Legret M., Le Marc C., Demare D., Colandini V., 1995. « Pollution par les métaux lourds dans un bassin de décantation recevant des eaux de ruissellement d'origine routière. » Environ. Technol., 16, pp 1049-1060.

Lissalde A.M, 2002. « Caractérisation traitement et valorisation des sous-produits d'assainissement pluvial. » Mémoire de fin d'études, ENSP, 82 p.

Marot F., 1998. « Caractérisation et traitement de sédiments de dragage contenant des polluants métalliques. » Rapport BRGM n° 278, 330 p.

Nightingale H., 1987. "Accumulation of As, Ni, Cu, and Pb in retention and recharge basins soils from urban runoff." Water Resources Bulletin, 23, 4, pp 663-672.

ONR, 2001. « Enquête sur les déchets. Bassins et fossés, propreté des aires d'arrêt et des abords de la route, les produits de démolition. » 36 p.

Pagotto C., Remy N., Legret M., Le Cloirec P., 2001. "Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway." Environmental Technol., 22, pp 307-319.

Ruban V., Parlanti E., Riffé C., Amblès A. et Jambu P., 1998. « Migration of micro-pollutants in a dredging amended soil in Northern France." Agrochimica, XLII, pp 1-2,59-71.

Ruban V. et Lumière L., 1999. « Transfert hydrique des métaux traces dans un sol amendé avec des boues de curage de cours d'eau – suivi à long terme. » Bulletin du GFHN, 42-43, pp 152-157.

Ringeling R., 1996. "Soil remediation in the port of Rotterdam- Physical processing of contaminated soil by the Delft University of Technology within the framework of the ECEPA-life project." September 1996, 49 p. Department of Raw Materials Technology of the Delft University of technology. TU Delft, Applied Earth Sciences.

Sadowy S. et Lerestif A., 1998. « Caractérisation et réemploi des terres issues de l'entretien routier. » Rapport LRPC Aix en Provence, LRPC St Brieux, SETRA.

Sermanson A., 1998. « Définition et optimisation de filières de traitement et de valorisation de sous-produits d'assainissement au sein de la Communauté Urbaine de Bordeaux., » projet de recherche A5, GARIH, 47 p.

Yousef YA, Hvitved-Jacobsen T, Harper HM et Lin LY., 1990. "Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff." Sci. Total Environ. 93, pp 433-440.

Yousef YA, Hvitved-Jacobsen T, Sloat J et Lindeman W., 1994. « Sediment accumulation in detention or retention ponds. » Sci. Total Environ. 146-147, pp 451-456

## 9.2. Documents techniques

SETRA, 1995. « Produits de curage des fossés et des bassins routiers : quantification, caractérisation et filières d'élimination, » rapport d'étude B9531, juillet 1995.

SETRA-LCPC, 2000. « Guide technique pour la réalisation des terrassements et couches de forme » (GTR). SETRA-LCPC, juillet 2000, 2<sup>ème</sup> édition, 99p.

## 9.3. Normes

AFNOR NF EN 12 457-1, NF EN 12 457-2, NF EN 12 457-3, NF EN 12 457-4 , 2002. « Caractérisation des déchets. Lixiviation - Essai de conformité pour lixiviation des déchets fragmentés et des boues. », AFNOR (Ed), Paris, France, Norme européenne. Remplace la norme XP X 31-210 de 1998.

AFNOR NF P11-300, septembre 1992. Exécution des terrassements - Classification des matériaux utilisables dans la construction des remblais et des couches de forme d'infrastructures routières. 24 p.

Norme Hollandaise pour les sols pollués. 9 mai 1994. Valeurs cibles et valeurs d'intervention.

## 9.4. Sites internet

Site des recommandations de OMS : <https://www.who.int/fr/publications-detail/9789241549950>

Site de l'agence de l'eau en France, la qualité de l' eau des rivières :

<https://agence.eau-loire-bretagne.fr/home.html>

<https://www.eaurmc.fr>

<http://www.eau-seine-normandie.fr>

<https://www.eau-artois-picardie.fr>

<https://www.eau-grandsudouest.fr>

<https://www.eau-rhin-meuse.fr>

## 10. Auteurs et relecteurs

Auteurs OFRIR1	Véronique Ruban (LCPC)
Relecture d'experts OFRIR1	Jean-Claude Auriol (LCPC), Yves Brosseaud (LCPC), François de Larrard (LCPC), Jérémie Domas (INERIS), Guillaume Gay (INERIS), Agnès Jullien (LCPC), Vincent Lédée (LCPC), Patrice Piantone (BRGM)
Relecture comité de pilotage	Laurent Château (ADEME), Pierre Dupont (SETRA), Jean-Pierre Lemesle (FNTP), Frédéric Leray (Ministère de l'environnement), Patrice Piantone (BRGM), Hervé Vanlaer (Ministère / DPPR),
Date de mise en ligne, version finale	Août 2003, révision novembre 2005, puis avril 2006