# COMPORTEMENT DES METAUX ET FONCTIONNEMENT D'UN ESTUAIRE EN ZONE SUB ARIDE : CAS DE L'ESTUAIRE DU SOUSS (COTE ATLANTIQUE MAROCAINE)

A. Elmouden\*, L. Bouchaou\*, M. Snoussi\*\*, W. Wildi\*\*\*

#### **RESUME**

Pour comprendre la distribution et le transfert des métaux lourds à l'interface eau douce - eau salée sous climat sub-aride, les métaux Pb, Zn, Cu, Ni et Cr ont été analysés dans les sédiments superficiels et dans deux carottes prélevées au niveau de la slikke de l'estuaire de l'oued Souss qui est soumis en plus au rejet d'un effluent urbain. La comparaison des concentrations en métaux dans les matières en suspension fluviatiles, celles de l'effluent urbain et dans les sédiments superficiels du bas estuaire montre que Cr et Ni ont une origine lithogénique alors que Pb, Zn et Cu auraient une origine anthropique. Les teneurs de la majorité des métaux montrent un appauvrissement vers l'aval en comparaison avec le fond géochimique naturel. Cet appauvrissement a été expliqué par un phénomène de solubilisation des métaux liés à la phase particulaire et au balayage par les courants de marées des particules sédimentées sur la slikke et appauvries en métaux. La distribution des teneurs en métaux dans les carottes montre un enrichissement dans les horizons à granulométrie fine attribué une migration des métaux par diagenèse précoce et leurs rétention dans les couches argileuses, et aussi probablement au contrôle par les conditions oxydo-réductrices du milieu.

L'estuaire du Souss ne joue pas donc un rôle de piége vis-à-vis des métaux polluants comme c'est le cas de nombreux estuaires des zones tempérées. Par contre, la colonne sédimentaire de la slikke enregistre une légère augmentation des teneurs en éléments métalliques qui pourraient constituer un risque pour la vie aquatique et pour la salubrité des plages environnantes, en cas de changement des conditions physico-chimiques du milieu

Mots-clés: Métaux lourds; Sédiments; Estuaire; Climat sub aride; Effluent; Oued Souss.

#### **ABSTRACT**

Selected trace metals (Pb, Zn, Cu, Ni and Cr) were studied in surface sediments and cores from the Souss wadi estuary. Trace metal concentrations in riverine and effluent SPM, and in down-the estuary, bed sediments, show that Cr and Ni have a geological origin, while, Pb, Zn and Cu apparently are anthropogenic. The concentration of most metals in down-the estuary sediments diminish in relation to the regional geochemical background by scavenging effects and desorption processes. The vertical distributions of trace metals show an enrichment in finer grained horizons ascribed to the diffusive flux of metals and their retention by the clay-rich layers. The estuary does not constitute a trap for polluting metals as occurs in wet climates. However, the mud flats sedimentary column records a slight increase in polluting elements. The transit of these metals towards the seawater could generate a risk for the aquatic life and for the surrounding beaches.

**Key words:** *Heavy metals; Sediments; Estuary; Subarid climate; Sewage waste; Souss wadi.* 

\*\*\* Institut FOREL, Université de Genève (Suisse).

<sup>\*</sup> Université Ibn Zohr, Faculté des Sciences, Laboratoire de Géologie Appliquée et Géo-Environnement (LAGAGE), BP. 8106 Agadir (Maroc).

<sup>\*\*</sup> Université Mohammed V, Faculté des Sciences, Département de Géologie, BP. 1014 Rabat (Maroc).

#### Introduction

Les sédiments estuariens jouent un rôle primordial dans les systèmes aquatiques car ils constituent non seulement des vecteurs importants, mais aussi les principaux réservoirs d'un grand nombre de métaux toxiques. Ces derniers peuvent être lithogéniques (naturels) ou anthropogéniques (effluents urbains et / ou industriels) et généralement une grande affinité pour les sédiments à granulométrie fine (Croudace et Cundy, 1995 & Negrel, 1997) et riche en matière organique.

A leur entrée dans le système estuarien, les métaux lourds peuvent subir des phénomènes d'adsorption / précipitation ou désorption / relargage. Selon les conditions hydrodynamiques du milieu, ils peuvent être piégés dans les sédiments fins des zones de slikke et de schorre et représenter des sources potentielles de contamination, parfois même après la disparition de la cause d'origine de cette pollution (Lee & Cundy, 2001).

De ce fait, les estuaires font l'objet d'un grand nombre d'études, notamment surtout ceux des zones tempérées, alors que les études sur les estuaires des zones arides sont encore relativement rares (Icole *et al.*, 1982).

Cette étude est justement une contribution à la compréhension du fonctionnement de ce type d'estuaire. Le choix s'est porté sur l'estuaire du Souss pour deux raisons (i) ses conditions hydroclimatiques particulières et (ii) le rejet d'importants effluents urbains directement dans l'estuaire et qui ont donc un grand effet polluant. Il semblait donc nécessaire d'approcher le comportement et l'évolution spatio-temporelle de quelques éléments métalliques dans ce type d'environnement.

# Site d'etude

L'oued Souss est l'une des principales rivières du sud du Maroc qui se jettent dans l'océan Atlantique. Il draine un bassin versant d'environ 17.000 km² de superficie, constitué par le flanc sud du Haut Atlas occidental, le flanc nord de l'Anti-Atlas occidental, le dôme de Siroua et la plaine du Souss. Les types lithologiques dominants dans les affleurements de ce bassin sont les formations carbonatées des plateaux de l'Anti-Atlas et la zone sub-atlasique, les roches cristallophylliennes de l'ossature de l'Anti-Atlas et les massifs anciens du Siroua et du Haut Atlas, les affleurements schisto gréseux du flanc sud du Haut Atlas occidental, la couverture argilo gréseuse du couloir d'Argana et enfin les alluvions quaternaires dans la plaine.

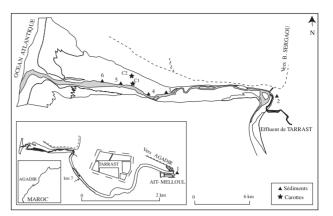


Fig. 1.—Site d'étude et localisation d'échantillonnage.

Le climat de la région est influencé par trois facteurs: le cadre montagneux, l'ouverture sur l'océan atlantique et la latitude sub-saharienne. Le Haut Atlas et le Siroua sont plus arrosés que l'Anti-Atlas et la plaine ce qui entraîne leur érosion mécanique amplifiée par la raideur des pentes.

L'oued Souss a un régime temporaire avec des crues violentes et espacées. Le débit liquide est estimé entre 126 et 315 x 10<sup>6</sup> m³/ an et la charge solide (matières en suspension) est évaluée de 1,57 x 10<sup>6</sup> t/an (Snoussi, 1988). Le bassin versant a fait l'objet d'un aménagement hydraulique par la construction de deux grands barrages (Abdelmoumen et Aoulouz) et de nombreux barrages collinaires qui ont réduit les apports à l'estuaire.

Le site étudié représente la partie estuarienne de l'oued Souss. Il est situé au sud de la ville d'Agadir entre 30ème et 31ème parallèles de latitude nord et entre 9° 40' et 9° 30' longitude ouest. C'est un écosystème d'une grande importance écologique et économique pour la région, car il fait partie du Parc National Souss Massa qui constitue un site d'hivernage pour de nombreux oiseaux migrateurs et une zone touristique renommée.

Toutefois cet estuaire reçoit de nombreux rejets urbains qui y sont déversés directement sans aucun traitement préalable, ce qui risque de compromettre sa viabilité en tant que site écologique.

L'estuaire proprement dit est subdivisé en deux parties (fig. 1):

- l'estuaire fluvial, de Ait-Melloul au km 7 en amant de l'embouchure, est sous l'influence de la marée dynamique. Son lit est large et recouvert de sables et conglomérats et il est le siége des dragages abusifs de ces matériaux pour les besoins de construction;
- l'estuaire marin, du km 7 à l'embouchure, est essentiellement sous l'influence de la marée saline

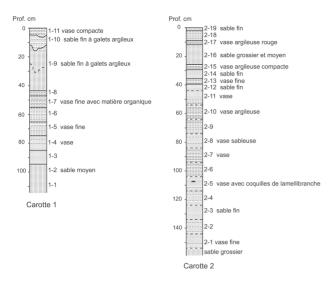


Fig. 2.—Description lithologique des carottes.

et des eaux usées. Les faciès sédimentaires sont constitués de sables bioclastiques dans les chenaux ; de vase, grise en surface mais souvent réduite en profondeur, dans la zone intertidale et enfin de sables vaseux très réduits au droit de l'effluent urbain vers l'amont.

Du point de vue hydrologique, la partie fluvial de l'estuaire est généralement à sec le long de l'année à l'exception de quelques crues qui sont généralement violentes et de courte durée. Cette partie reçoit aussi les eaux usées de l'agglomération urbaine d'Ait - Melloul.

L'estuaire marin est soumis à deux types d'apports :

- la marée dont le régime est de type semi diurne et le maximum est de +4,36 pour le flot et de -0,02 m pour le jusant (Obri, 1998). La distance de pénétration de la marée est fonction de la pente du lit et du marnage et correspond à la limite en eau située le plus en amont à 7 km de l'embouchure;
- les eaux usées : l'estuaire reçoit les eaux usées de Ben Sergaou et de Tarrast. Ce dernier est le mieux étudié, il a un débit de 235 1 / s soit 2000 fois les apports fluviaux. La concentration des matières en suspension est de 580 mg / 1 soit un débit solide de 4,4 x 10<sup>3</sup> t/an (Gillet *et al.*, 2003).

# Echantillonnage et methode d'analyse

Les sédiments superficiels ont été prélevés à la main pendant le jusant le long de la berge droite du chenal principal. Les matières en suspensions (M.E.S) ont été échantillonnées dans des bouteilles de 5litres. Les carottes ont été prélevées sur la

Tableau 1.—Fond géochimique régional

	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr
M.E.S d'Ait-Melloul (1986)	15	70	71	34	49
M.E.S d'Ait-Melloul (1991)	36	110	14	45	69
M.E.S d'Ait-Melloul (2000)	19	86	34	38	56
Fond géochimique régional (moyenne)	23	88	39	39	58
Fond géochimique naturel *	50	75	25	50	35
Fond géochimique naturel (M.E.S) **	100	250	100	90	100
Fond géochimique naturel (roches) **	16	127	32	49	71

Toutes les valeurs sont en mg/kg.

slikke de l'estuaire aval, l'une (110 cm) à proximité du chenal et l'autre (160 cm) à une dizaine de mètre au nord de la première (fig. 1). Le carottage est effectué à l'aide des tubes en PVC et d'une tarière pédologique.

Les échantillons, après décantation pour les M.E.S, ont été séchés pendant 48 h dans une étuve à 40 °C. Les analyses des métaux lourds ont été effectuées à l'Institut Forel de l'université de Genève en Suisse par Spectromètre de mass à excitation plasma (ICP/SM).Ces analyses ont été faites sur la fraction granulométrique inférieure à 63 µ afin d'homogénéiser les échantillons (Salomon & Forstner, 1984). La granulométrie et la calcimétrie ont été effectuées au laboratoire de Géologie Appliquée et Géo-environnement de l'université d'Agadir.

#### Resultats et discussion

Description des carottes

L'analyse granulométrique des différentes couches des deux carottes montre une alternation des faciès grossiers (sable fin à moyen) et des faciès plus fins (vase et argile). Les couches argileuses et vaseuses ont une coloration rougeâtre indiquant leur l'origine fluviatile au moment des crues de l'oued Souss. Cette structure est bien marquée sur la partie supérieure des carottes (0-50 cm) et relativement perturbée vers le bas en raison de l'utilisation de la tarière pédologique (fig. 2).

## Le fond géochimique naturel

A Ait-Melloul, l'entrée du système estuarien, les teneurs en métaux lourds dans les matières en suspension (M.E.S) sont comparées au fond géologique donné dans la littérature (tableau 1). Ces teneurs sont comparables au fond géochimique mondial et sont plus bas que les teneurs mesurées dans les matières en suspension des cours d'eau non pollués (Martin & Meybeck, 1979). Ainsi on peut considérer ces teneurs comme fond géochimique naturel régional.

<sup>\*</sup> Vernet, J.P. et al. (1976).

<sup>\*\*</sup> Martin, J. M et Meybeck (1979).

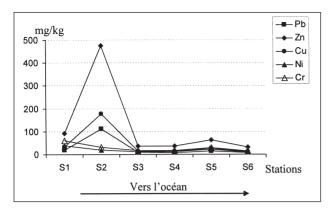


Fig. 3a.—Variation amont aval des teneurs en éléments métalliques.

## La distribution amont aval des teneurs en métaux lourds

La figure 3a donne l'évolution amont aval des teneurs en métaux lourds mesurées dans les sédiments superficiels de l'estuaire et comparées au fond géochimique (S1). Cette évolution montre que les teneurs en métaux dans les sédiments estuariens sont plus basses que celles des M.E.S fluviatiles, et que à l'exception de la station S5, il n'y a pas de tendance significative de cette évolution. Les teneurs élevées de la station S5 sont dues probablement à la granulométrie plus fine des sédiments (76% de la fraction < 63  $\mu$ ) (fig. 3b et tableau 2). Les M.E.S de l'effluent principal ont des teneurs en Zn, Cu et Pb largement supérieures à celles des sédiments de l'estuaire aval.

La distribution quantitative des teneurs en métaux dans les matières en suspension fluviatiles est dans l'ordre : Zn > Cr > Ni > Cu > Pb, alors que dans l'effluent l'ordre est : Zn >> Cu > Pb > Cr > Ni. Ces ordres pourraient traduire l'origine lithogé-

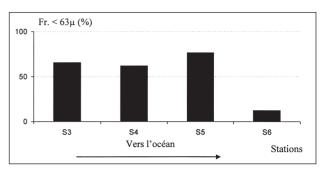


Fig. 3b.—Variation amont aval de la fraction inférieure à 63 µm.

nique de Cr et Ni et anthropogénique pour Zn, Cu et Ni. Les éléments Cr et Ni sont généralement associés au réseau cristallin des aluminosilicates des sédiments et sont caractérisés par une faible mobilité (Boust et al., 1981 & Dassenakis et al., 1995). Les fortes teneurs en Zn, Pb et Cu dans les M.E.S de l'effluent sont attribuées aux teneurs élevées en matières organiques (perte au feu : 53%). En effet, de nombreuses études sur les processus estuariens montrent que ces éléments sont préférentiellement associés à la fraction organique et aux oxydes de fer et manganèse (Sergio, 1992; Mark et al., 1994; Dassemakis et al., 1995 & Leoni et Satori, 1997), et qu'ils semblent souvent avoir une origine anthropogénique (Robbe, 1984; Negrel, 1997 & Jouanneau et al., 1998). On peut donc les utiliser comme marqueurs de pollution dans l'estuaire du Souss.

Les sédiments superficiels du bas estuaire (stations 3 à 6) montrent de faibles concentrations en métaux. Leur distribution quantitatives des métaux suit l'ordre suivant : Zn > Cr > Cu > Ni > Pb qui est très proche de celui des sédiments fluviatiles, malgré le rejet de l'effluent urbain très riche en métaux anthropogéniques.

Tableau 2.—Teneurs en métaux lourds dans les sédiments superficiels et profonds de l'estuaire du Souss

	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Fr < 63 µm (%)
S1 (M.E.S, Ait-Melloul)	18,74	91,9	34,3	37,9	61,5	_
S2 (M.E.S, Effluent)	110,73	476,8	176,6	18,7	31,6	_
S3 `	8,5	37	14,9	11,9	16,9	65,5
S4	8,24	36,8	14,7	12,1	17,3	62
S5	15,06	63,3	26,6	21,6	29,9	76
S6	7,65	32,5	13,3	10,9	14,3	13
1-11	9,26	44,6	17,5	20,4	27,2	83
1-7	10,15	58,2	25,1	19,4	26,3	71
1-5	9,94	52,7	21,6	19,6	25,9	39,5
2-17	7,08	34,9	11,5	17,6	20	81
2-15	21,45	80,4	32,8	30,3	46,1	93
2-13	5,43	27,7	10,6	10,5	13,8	84
2-10	7,92	34,2	14,3	12,7	17,6	71
2-6	7,32	32,5	13,4	14,4	21,9	57
2-4	8,17	32,2	13,4	13,3	20,4	22
2-1	6,01	29,1	11,6	11,9	15	30

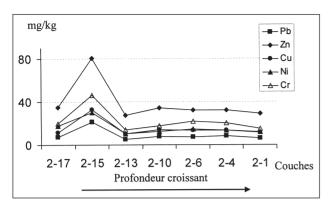


Fig. 4Aa.—Variation des teneurs en métaux dans la carotte 2.

Ce comportement des métaux traces dans l'estuaire du Souss pourrait s'expliquer par deux mécanismes : (i) l'appauvrissement des métaux, en particulier les anthropogéniques (Pb, Cu et Zn) qui serait attribué aux processus de solubilisation de ces métaux liés à la phase particulaire et / ou au mélange des sédiments estuariens appauvris avec des particules fluviatiles fraîches et donc plus riches en métaux. La croissance amont aval des métaux traces a été montrée dans de nombreux estuaires bien ou partiellement mélangés des zones tempérées (Salomons et al.; 1988, Jouanneau et al.; 1988 & Snoussi, 1992). (ii) la remise en suspension des particules sédimentées sur les berges et balayées vers l'embouchure par les courants de marées (Buscal et al., 1984). Ces particules ayant longuement séjourné dans l'estuaire seraient appauvries en métaux et dilueraient les teneurs des sédiments estuariens.

Dans l'estuaire du Souss, la solubilisation aurait lieu dès l'entrée des particules fluviatiles dans le milieu estuarien. La faiblesse du débit fluvial en dehors des fortes crues, entraîne une sédimentation de ces particules sur les berges et leurs balayage par les courants de marées (Salomons *et al.*, 1984 & Min Yang *et al.*, 1998). C'est ainsi que malgré le rejet d'un effluent directement dans l'estuaire, il n'y a pas de contamination métallique des sédiments du bas estuaire, et ceci du fait probablement de la mobilisation des métaux à partir des M.E.S surtout organiques de l'effluent, dès leur contact avec les eaux salées.

# Distribution des teneurs en métaux dans la colonne sédimentaire

Les teneurs en métaux lourds et le taux de la fraction fine sont donnés au tableau 2 et leur évolution représentée dans les figures 4A et 4B. Seule la carotte 2, la plus représentative, sera analysée ici. La répartition des teneurs est semblable pour tous

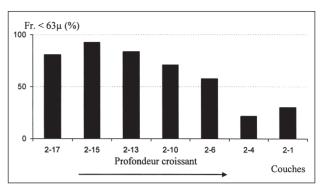


Fig. 4Ab.—Variation de la fraction inférieure à 63 µm dans la

les métaux avec une concentration au niveau de la couche 2-15 et une élévation des teneurs en Zn et Cr par rapport aux autres éléments.

D'une manière générale, les teneurs en métaux dans les couches analysées sont plus faibles comparées au fond géochimique régional, reflétant ainsi leur origine à partir de la décantation des particules fluviatiles et l'absence de contamination par l'effluent urbain.

Dans la carotte 2, prise au centre de la slikke où la sédimentation est importante, la répartition des métaux dans les niveaux analysés suit l'ordre : Zn > Cr > Cu ~ Ni > Pb. Ce classement rappelle celui des M.E.S fluviatiles ce qui montre bien que ces couches de couleurs rouge et granulométriquement fines ont été déposées lors des crues de l'oued Souss (fig. 4Ab), avec comme support la phase organique et/ou les oxydes de Fe ou de Mn (Ruiz-Fernandez *et al.*, 2003)

L'évolution verticale des teneurs en métaux montre que les plus fortes concentrations sont notées dans le niveau 2-15, et sont en moyenne 2 à 3 fois plus élevés que dans les niveaux inférieurs. Cette distribution pourrait être expliquée par le flux diffusif des métaux et leur rétention par les couches plus argileuses lors de la compaction (Lee et Gundy, 2001). En effet, la couche 2-15 est surmontée par une épaisse couche sablo-limoneuse de 14 cm; par conséquent, les eaux interstitielles, vectrices des métaux, percolent ces sables et les métaux transportés seront captés par les argiles avec lesquels ils ont une grande affinité (Leoni et Sattori, 1997). Le flux vertical des métaux dans la colonne sédimentaire a été déjà démontré dans les lacs alcalines et dans les environnements estuariens (Salomons et al., 1988 & Lee et Gundy, 2001). Cette distribution pourrait également s'expliquer par des phénomènes de relargage / précipitation liés aux conditions physico-chimiques et notamment oxydo-réductrices du milieu. En effet, le développement des conditions réductri-

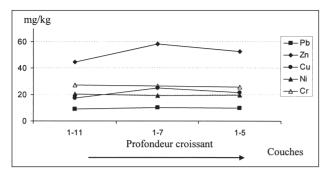


Fig. 4Ba.—Variation des teneurs en éléments métalliques dans la carotte 1.

ces dans les sédiments profonds, favoriserait la mobilisation des métaux liés aux oxydes de fer et de manganèse et leur transport par les eaux interstitielles vers les niveaux supérieurs où règnent des conditions plus oxydantes qui leur permet de précipiter et d'être incorporés dans le sédiment. Ce phénomène de mobilisation, migration et re-précipitation a déjà été noté par de nombreux auteurs dans différents écosystèmes et synthétisé par Rabot (1985).

#### Conclusion

L'analyse des concentrations en métaux lourds Pb, Zn, Cu, Cr et Ni dans les sédiments superficiels et profonds de l'estuaire de l'oued Souss nous a permis de retenir les résultats suivants :

- L'estuaire du Souss se caractérise par un climat sub-aride, des conditions hydrodynamiques particulières et par des effluents urbains qui y rejetés directement.
- La distribution des teneurs en métaux dans les matières en suspension de l'oued et de l'effluent, ainsi que dans les sédiments superficiels de l'estuaire montre que Ni et Cr ont une origine lithogénique alors que Pb, Zn et Cu peuvent être considérés comme anthropogéniques et indicateurs de pollution.
- La concentration des métaux traces montre une diminution de l'amont vers l'aval de l'estuaire attribuée probablement à un phénomène géochimique d'appauvrissement, et ensuite un phénomène physique de mélange et de dilution
- Les carottes de sédiments prélevées dans la slikke de l'estuaire montrent une alternation des couches granulométriquement fines et grossières reflétant les périodes de crues et des périodes où les marées sont dominantes. La distribution des teneurs en métaux dans la colonne sédimentaire reflète (i) une ressemblance de l'ordre des concentrations en métaux dans les couches argileuses et dans celles des apports, (ii) le contrôle de la distribution des

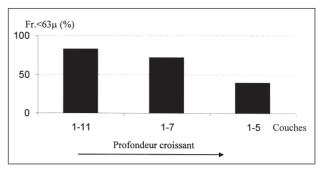


Fig. 4Bb.—Variation de la fraction inférieure à 63 µm dans la

teneurs métalliques par des phénomènes de diffusion et d'adsorption sur les particules fines mais probablement aussi par des conditions redox du milieu

L'estuaire du Souss pourrait donc être considéré comme un «mobilisateur» des métaux polluants qui seraient évacués en mer sous forme dissoute, alors que les sédiments estuariens joueraient le rôle de piège pour les métaux ; mais ce piège est temporaire et risque de se transformer en source de métaux polluants si les conditions physicochimiques du milieu changent. C'est le principe de «Chemical Time Bomb» préconisé par Stigliani *et al.* (1991).

Cette interprétation pourrait être vérifiée prochainement par l'analyse de la phase dissoute (eaux surnageantes et interstitielles) et une spéciation des métaux par l'analyse séquentielle.

# REMERCIEMENTS

Ce travail a été financé par la municipalité d'Agadir. Les auteurs remercient vivement l'institut forel pour les analyses et les relecteurs dont les remarques ont permis d'améliorer le manuscrit.

## References

Boust, D.; Jouanneau, J. M. et Latouche, C. (1981). Méthodologie d'interprétation des teneurs totales en métaux traces contenues dans les sédiments estuariens et littoraux. *Bull. Inst. Bassin d'Aquitaine*, 30: 71-86.

Buscail, R.; Cauwet, G. et Cambon, J. P. (1984). Apports des éléments métalliques par les fleuves côtiers méditerranéens: importance du piégeage dans les étangs et devant les embouchures (littoral du Languedoc-Roussillon—golfe du Lion—France). VII Journées, Etude, Pollutions, Lucerne, C.I.E.S.M, 31-43.

Croudace, I. W. et Cundy, A. B. (1995). Heavy metal and hydrocarbon pollution in recent sediments from Southampton Water, Southern England: a geochemical and isotopic study. *Environ. Sci. Technol.*, 29: 1288-1296.

Dassenakis, M.; Degaita, A. et Scoullos, M. (1995). Trace metals in sediments of a Mediterranean estuary affected by human activities (Acheloos river estuary, Greece). *Sci. Total Environ.*, 168: 19-31.

Gillet, P.; Gorman, E.; Tallec, P.; Moukrim, A.; Mouloud, M.; Ait Alla, A.; Bergayou, H. et Kaaya, A. (2003). Impacts des rejets urbains sur les communautés benthiques intertidales de l'embouchure de l'wadi Souss, baie d'Agadir, Maroc. 5ème Congrès International de Limnologie-Océanographie, Paris, 2002. J. Rech. Océanogr. (accepté).

Hatje, V.; Birch, G. F. et Hill, D. M. (2001). Spatial and temporal variability of particulate trace metals in Port Jackson estuary, Australia. *Estuar.*, *Coastal Shelf Sci.*,

53: 63-77.

Icole, M.; Gac, J. Y.; Monteillet, J. et Faure, H. (1982). Marqueurs biogéochimiques d'aridité dans l'estuaire du Sénégal et le Manga nigérien, *Bull. l'Association Géographes français*, 484: 61-68.

Jouanneau, J. M.; Weber, O.; Grousset, F. E. et Thomas, B. (1998). Pb, Zn, Cs, Sc and rare earth elements as tracers of the Loire and Gironde particles on the Biscay shelf (SW France). *Oceanol. Acta*, 21: 233-241.

Lee, S. V. et Cundy, A. B. (2001). Heavy metal contamination and mixing processes in sediments from the Humber estuary, Eastern England. *Estuar.*, *Coastal Shelf Sci.*, 53: 619-636.

Leoni, L. et Satori, F. (1997). Heavy metal and arsenic distributions in sediments of the Elba-Argentario basin, southern Tuscany, Italy. *Environ. Geol.* 32: 83-92.

Mark, A.; Williamson, Roderic, A. et Parnell, Jr. (1994). Partitioning of copper and zinc in the sediments and porewaters of a high-elevation alcaline lake, east-central Arizona, U.S.A. *Applied Geochem.*, 9: 597-608.

Martin, J. M. et Meybeck, M. (1979). Elemental mass balance of material carried by major world rivers. *Mar*.

Chem., 7: 173-206.

- Min Yang; Sergio, A. et Sanudo-Wilhelmy (1998). Cadmium and manganese distributions in the Hudson River estuary: interannual and seasonal variability. *Earth Planet. Sci. Letters*, 160: 403-418.
- Negrel, Ph. (1997). Multi-element chemistry of Loire estuary sediments: anthropogenic vs. natural sources. *Estuar.*, *Coastal Shelf Sci.*, 44: 395-410.
- Obri, A. (1998). Hydrologie et hydrodynamique des côtes marocaines: milieux paraliques et zones côtières. OKAD ed., Lisbonne, 68 pp.

Rabot, T. (1985). Contribution à l'étude biogéochimique du cadmium à l'interface eau - sédiment. Mémoire de DEA présenté à l'université de Bordeaux I, France, 88 pp.

Robbe, D. (1984). Interprétation des teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments. Rapp. Lab. Série

Env. et Génie Urbain EG-1, 149 pp.

Ruiz-Fernandez, A. C.; Hillaire-Marcel, C.; Paez-Osuna, F.; Ghaleb, B. et Soto-Jiménez, M. (2003). Historical trends of metal pollution recorded in the sediments of the Culiacan river estuary, Northwestern Mexico. *Applied Geochem.*, 18: 577-588.

Salomons, W. et Forstner, U. (1984). Metals in the hydrocycle. Springer, Berlin-Heidelberg-NewYork,

379 pp.

- Salomons, W.; Kerdijk, H.; Klomp, R. et Schreur, A. (1988). In: *Metals in Coastal Environments of Latin America*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York-London-Tokyo, 157-198.
- Sergio, A.; Sanudo-Wllhelmy et Russell Flegal, A. (1992). Anthropogenic Silver in the Southern California Bight: A New Tracer of Sewage in Coastal Waters. *Environ. Sci. Technol.*, 26: 2147-2151.

Snoussi, M. (1992). Modalités de transfert des métaux à l'interface continent —océan— quelques exemples. *Hydroécologie Appliquée*, Tome 4, vol. 2, 215-226.

Snoussi, M. (1988). Nature, estimation et comparaison des flux de matières issus des bassins versants de l'Adour (France) du Sebou, de l'Oum-Er-Rbia et du Souss (Maroc). Impact du climat sur les apports fluviatiles à l'océan. *Mém. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, 22, 459 pp.

22, 459 pp.
Stigliani, W. M.; Doelman, P.; Salomons, W.; Shulin, R.; Smidt, G. R. B. et Van der Zee, S. (1995). *Chemical time bombs-predicting the unpredictable*. Environment, 33: 4-9 et 26-30, Meidelberg, New York, 343 pp.

Vernet, J. P.; Scolari, G. et Rapin, F. (1976). Teneurs en métaux lourds des sédiments de rivières suisses, du Rhône français et de ses principaux affluents. *Bull. B.R.G.M.*, Section III, 1/2, 31-45.

Recibido el 7 de mayo de 2005 Aceptado el 30 de junio de 2005