

# Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne : l'étang de Thau

Sédiments  
Métaux lourds  
Lagune méditerranéenne  
Pollution

Sediments  
Heavy metals  
Mediterranean lagoon  
Pollution

Geneviève PÉNA <sup>a</sup>, Bernadette PICOT <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Laboratoire d'Hydrobiologie Marine, URA CNRS 1355, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, place Eugène Bataillon, 34060 Montpellier Cedex, France.

<sup>b</sup> Département Sciences de l'Environnement et Santé Publique, URA CNRS 1355, Faculté de Pharmacie, avenue Charles Flahault, 34060 Montpellier Cedex, France

Reçu le 5/01/91, révisé le 12/07/91, accepté le 19/07/91.

## RÉSUMÉ

Des analyses chimiques (aluminium, cadmium, chrome, cuivre, fer, manganèse, mercure, nickel, plomb, zinc, carbone organique, azote et phosphore total), granulométriques, minéralogiques et hydrodynamiques de sédiments superficiels ont été réalisées dans une lagune méditerranéenne française : l'étang de Thau.

Les répartitions spatiales des métaux traces sont étroitement liées aux paramètres environnementaux tels que la teneur en matière organique, la granulométrie du sédiment et l'existence de courant de fond qui crée au sein de la lagune des zones de piégeage de particules fines et des zones de forte érosion. La répartition spatiale de la pollution métallique globale est appréhendée par l'intermédiaire d'une analyse multivariée. Elle permet de distinguer une zone bordière pauvre en éléments métalliques, en particules fines, en matière organique et fortement érodée par les courants de fond, ainsi que plusieurs zones, au nord et au centre de la lagune, fortement chargées en micropolluants et en matière organique, correspondant aux zones de piégeage des particules fines.

L'analyse de deux fractions du sédiment - fraction inférieure à 2 mm et à 63 µm - ainsi que l'étude de profils verticaux, montrent l'origine naturelle de l'aluminium, du chrome, du fer, du manganèse, du mercure, du nickel et l'origine en grande partie anthropique du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc. Ces éléments constituent les principaux contaminants des sédiments ; si les concentrations en cuivre et en plomb ont tendance à diminuer depuis quelques années, il n'en est pas de même pour le cadmium et le zinc.

La qualité des sédiments de l'étang de Thau est à surveiller et à contrôler si l'on veut sauvegarder la vocation conchylicole du bassin.

*Oceanologica Acta*, 1991. **14**, 5, 459-472.

## ABSTRACT

Trace metals in Thau lagoon sediments (French Mediterranean coast)

Analyses of mineralogy, granulometry and chemistry - aluminium, cadmium, chromium, copper, iron, lead, manganese, mercury, nickel, zinc, organic carbon, total nitrogen and phosphorus - are carried out in a Mediterranean lagoon: Étang de Thau. Shell-fish breeding and tourism make the Thau basin an important place for studying the impact of pollution within a lagoon environment.

The spatial distribution of the metallic elements is related to the fine fraction ( $< 63 \mu\text{m}$ ) and to the organic matter concentration of the sediment. Multivariate analysis gives a global picture of the incidence of micropolluants. It reveals a boarder zone poor in metals and organic matter which is greatly eroded by the bottom current. Several zones in the north and centre of the lagoon are highly contaminated areas with important organic matter and very fine particle content.

Analyses of the two fractions of sediments - fraction below 2 mm and  $63 \mu\text{m}$  - and depth profile studies demonstrate the natural origin of aluminium, chromium, iron, manganese, mercury and nickel, and the anthropic input of cadmium, copper, lead and zinc into the lagoon.

The conclusion drawn is that monitoring and control of the quality of the sediment are important if the Thau lagoon is to remain a suitable area for shell-fish breeding.

*Oceanologica Acta*, 1991. 14, 5, 459-472.

## INTRODUCTION

Les sédiments d'estuaire ou de lagune côtière constituent le réservoir ultime de divers matériaux issus du continent. Beaucoup de ces substances, métaux traces par exemple, proviennent, soit du résultat de processus naturels, soit de l'activité humaine.

Depuis quelques décennies, la contribution d'apports anthropiques à l'enrichissement des sédiments a considérablement augmenté. Beaucoup d'écosystèmes aquatiques, dont les rives se sont urbanisées et industrialisées, se caractérisent par des sédiments riches en éléments métalliques. En quelques années, par exemple, le bassin d'Arcachon (France) a vu progresser ses concentrations en cuivre, plomb et zinc de 100 à 400 % (Carruesco *et al.*, 1982). Cet accroissement de micropolluants dans les sédiments a été observé un peu partout dans le monde : en Sicile, dans un chenal côtier (Castagna *et al.*, 1987), au Portugal, dans la lagune d'Aveiro (Hall *et al.*, 1987), en Italie, dans la lagune de Venise (Donazzolo *et al.*, 1981), au Québec, dans l'estuaire du Saint-Laurent (Jarry *et al.*, 1985), en bordure côtière du sud-ouest des Etats Unis (Windom *et al.*, 1989), en France, sur la côte méditerranéenne (Fernex *et al.*, 1984), dans l'étang de Berre (Giorgetti, 1981) et le golfe de Fos (Arnoux *et al.*, 1980 ; Diana, 1983), dans la baie de Marennes-Oléron (El Ghobary et Latouche, 1982)...

Une fraction importante des métaux traces présents dans les environnements aquatiques est associée, d'une manière réversible, aux sédiments superficiels (Förstner et Wittmann, 1981). Le stock de métaux traces peut atteindre des proportions si importantes qu'une soudaine désorption serait d'un grand danger (Förstner et Salomons, 1980). Il est donc indispensable d'étudier la dynamique de ces éléments dans les sédiments superficiels pour comprendre leur avenir dans l'ensemble de ces systèmes aquatiques.

Tout comme le bassin d'Arcachon ou la baie de Marennes-Oléron, l'étang de Thau, lagune méditerranéenne de la région Languedoc-Roussillon, est un système à vocation conchylicole et une zone touristique très fréquentée. D'un point de vue écologique et socio-économique, de fortes concentrations en micropolluants métalliques dans les sédiments par les phénomènes de sorption et désorption, peu-

vent engendrer des conséquences néfastes sur la faune et la flore de la lagune et sur l'ostréiculture en ce qui concerne l'embryogénèse des huîtres (stades larvaires ou calcification des coquilles).

Cette étude a pour but d'appréhender les processus qui régissent les répartitions spatiales des micropolluants métalliques (aluminium, cadmium, chrome, cuivre, fer, manganèse, mercure, nickel, plomb et zinc) dans les sédiments de l'étang de Thau. La nature minéralogique, granulométrique et la richesse en matière organique du dépôt sédimentaire, ainsi que l'hydrodynamique de la masse d'eau, essentiellement les courants de fond, constituent les éléments nécessaires à la compréhension de la dynamique de ces métaux traces au sein de la lagune. De plus, cette approche a pour avantage de localiser les zones sensibles à la micropollution métallique, où l'importance de la contribution anthropique dans la richesse en métaux traces sera déterminée par l'analyse de profils verticaux. L'estimation du degré de contamination des sédiments de l'étang et la comparaison avec d'autres écosystèmes méditerranéens permettent d'apprécier le niveau de pollution de la lagune, et de souligner l'impact d'une telle pollution sur un bassin à vocation conchylicole.

## MATÉRIELS ET MÉTHODES

### Caractéristiques générales du milieu (fig. 1)

L'étang de Thau est situé sur la côte méditerranéenne française. Il a été créé lors de la formation de cuvettes au cours de la transgression flandrienne au Quaternaire, et ensuite lors de la mise en place d'un cordon littoral qui s'appuie sur les éléments saillants du relief (Agde et Sète). Il s'allonge selon un axe Nord-Est à Sud-Ouest, du  $43^{\circ}20'$  au  $43^{\circ}28'$  de latitude Nord et du  $3^{\circ}31'50''$  au  $3^{\circ}42'30''$  de longitude Est. Sa superficie est de 7000 ha, sa profondeur moyenne de 4 m.

Les apports d'eau douce proviennent du canal du Midi au Sud-Ouest, du canal du Rhône à Sète au Nord-Est et du bassin versant au Nord (30 000 ha), drainé par un certain

nombre de petits ruisseaux, le principal étant La Vène. Les apports d'eau de mer proviennent des canaux de Sète à l'Est et du grau de Pisses-Saumes au Sud-Ouest (Amanieu *et al.*, 1989). L'hydrologie de l'étang est régie par les marées, les précipitations et les vents. Le renouvellement des eaux est plus ou moins rapide selon les conditions climatiques. Le temps de séjour des eaux de l'étang a été estimé de 1 et 5 mois suivant les années (Frisoni et Vaultot, 1981). La salinité moyenne des eaux de la lagune est de 35, elle augmente au printemps et en été sous l'effet de la montée de la température et de l'évaporation ( $S \approx 37$ ), et diminue en automne et en hiver du fait des fortes précipitations ( $S \approx 28$ ). Aucun gradient salin ni thermique n'a jamais été observé sur une longue période dans ce milieu peu profond et très venté (Millet, 1989).

## Prélèvements et analyses

### Localisation des stations de prélèvements

Trente et une stations ont été réparties uniformément sur l'étang selon un plan d'échantillonnage systématique (fig. 1).

### Prélèvements

Les sédiments superficiels sont récoltés en plongée à l'aide d'une drague à main de fabrication artisanale. Cette dernière permet de recueillir, par raclage continu du fond, les cinq premiers centimètres du sédiment sur une surface d'un mètre carré environ. Conservés à 4°C dans des piluliers pendant la campagne de prélèvements, les échantillons sont conditionnés dès leur arrivée au laboratoire. Après un tamisage humide sur toile de maille 2 mm pour séparer la fraction grossière du sédiment et sur toile de maille 63 µm pour séparer la fraction fine du sédiment, les échantillons sont lyophilisés.

Une carotte de sédiment est prélevée à la station 26 et découpée en tronçons de 5 cm. Les échantillons ainsi obtenus sont tamisés à 2 mm et lyophilisés.

### Méthodes d'analyses chimiques

L'analyse des éléments métalliques a été réalisée par spectrophotométrie d'absorption atomique après minéralisation du sédiment par un mélange d'acides nitrique et chlorhydrique en milieu fermé pendant 4 heures à 105°C (Péna, 1989). Les analyses des métaux ont été réalisées sur les fractions du sédiment inférieures à 2 mm et à 63 µm.

Une campagne de pré-échantillonnage, réalisée sur trois stations (Picot *et al.*, 1987), a permis de mieux définir notre stratégie d'étude. Une certaine homogénéité des dépôts sédimentaires est constatée sur une zone de quelques mètres de diamètre, permettant ainsi de ne réaliser qu'un seul prélèvement par station. Au niveau de la mesure, si le dosage au spectrophotomètre s'est avéré extrêmement fiable, il est apparu nécessaire de doubler les manipulations au niveau de la minéralisation du sédiment.

L'analyse minéralogique a été déterminée par diffraction aux rayons X. L'analyse granulométrique de la fraction fine est réalisée à l'aide d'un granulomètre à laser Cilas 715.

### Méthodes statistiques

Les répartitions spatiales des différents éléments métalliques sont cartographiées à l'aide d'une méthode univariée : le krigage. A partir d'un échantillonnage fragmentaire, ici un échantillonnage systématique comportant 31 stations, cette méthode d'analyse spatiale reconstitue la répartition par estimation et interpolation de la variable à tous les points de l'espace. Elle se base sur un variogramme expérimental (relation variance / distance entre observations) afin de cartographier l'information recueillie (Legendre et Fortin, 1989).

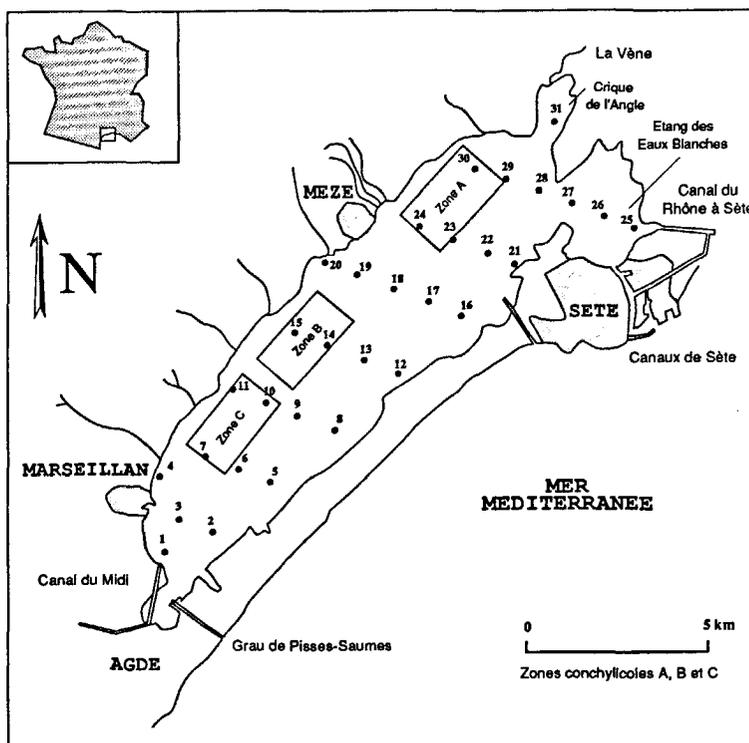


Figure 1

Situation générale de l'étang de Thau et localisation des 31 stations de prélèvements.

Geographical location of the Thau lagoon and map of the 31 sampling stations.

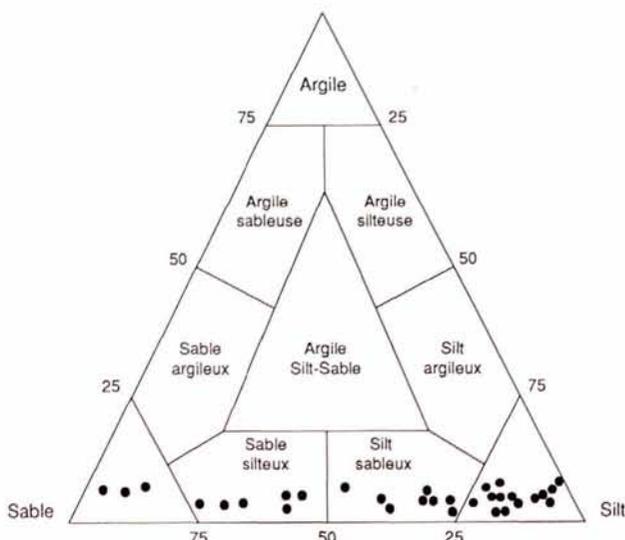


Figure 2

Classification triangulaire des sédiments superficiels de l'étang de Thau.  
*Thau lagoon sediment classification (according to Shepart).*

L'étude globale des répartitions des éléments métalliques au sein de la lagune est appréhendée à l'aide d'une analyse multivariée : l'analyse en composantes principales. Cette méthode d'ordination en espace réduit a pour but premier de représenter un phénomène multidimensionnel par un graphique à deux ou plusieurs dimensions, ces dimensions sont choisies de façon à rendre compte de la plus grande variabilité possible du tableau de données quantitatives. On résume ainsi l'information apportée par un grand nombre de variables, par un nombre plus restreint de variables nouvelles (Volle, 1985).

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### Caractérisation des sédiments

#### Analyse minéralogique

A l'échelle géologique, l'étang de Thau est une lagune de petite dimension. Il est donc normal que les sédiments récoltés soient de nature minéralogique semblable. Les teneurs moyennes en éléments majeurs sur l'ensemble de la lagune sont de  $[CaO] = 18,4 \%$ ,  $[MgO] = 1,97 \%$ ,  $[K_2O] = 1,71 \%$ ,  $[Na_2O] = 3,72 \%$ ,  $[Fe_2O_3] = 2,02 \%$ ,  $[Al_2O_3] = 8,54 \%$ . La teneur en CaO est légèrement plus élevée dans la fraction inférieure à  $63 \mu m$ , puisqu'elle atteint la valeur moyenne de  $21 \%$ . Les sédiments sont essentiellement formés de quartz, d'aragonite, de calcite et d'argiles (kaolinite, illite). Le quartz, d'origine détritique, est associé à une fraction granulométrique demi-fine. Il provient du continent, de la dégradation des plateaux calcaires du bassin versant et basaltique d'Agde. L'aragonite et la calcite sont d'origine interne à la lagune. L'aragonite est une particule minérale instable issue de la dégradation des coquillages qui se transforme en calcite, particule stable. Les argiles sont d'origine continentale ou fluviale et

proviennent donc d'un apport externe à la lagune.

La présence d'aragonite, particule minérale métastable, dans  $85 \%$  des sédiments de la lagune prouve que ces dépôts sont en train de se transformer, et qu'ils sont donc dépendants de la vie de l'écosystème. Les dépôts sédimentaires de l'étang de Thau sont jeunes et instables.

#### Analyse granulométrique

La classification triangulaire de Schepart (1954) permet de situer granulométriquement les sédiments (fig. 2). Les silts sont majoritaires, ils représentent  $45 \%$  de l'ensemble des dépôts. Les silts sableux, les sables silteux et les sables caractérisent respectivement  $26$ ,  $19$  et  $10 \%$  des sédiments. Les argiles sont présentes en quantité négligeable.

Les pourcentages de la fraction inférieure à  $63 \mu m$  par rapport au sédiment total sont toutefois extrêmement variables.  $29 \%$  des sédiments de la lagune sont pauvres en particules fines ( $\leq 50 \%$ ) tandis que  $23 \%$  sont extrêmement riches ( $\geq 90 \%$ ). L'ensemble des sédiments restants ( $48 \%$ ) sont également distribués, entre  $50$ - $80$  et  $80$ - $90 \%$  de particules fines. La répartition spatiale de la fraction inférieure à  $63 \mu m$  dans les sédiments permet de visualiser les dépôts de particules fines au sein de l'étang (fig. 3). Ces dernières sont abondantes au centre de l'étang et en aval du canal du Midi, de la Vène et du canal du Rhône à Sète. Les stations pauvres en particules fines se situent sur tout le pourtour occidental de l'étang.

Parallèlement à cette analyse granulométrique, Millet (1989) a mis en place un modèle hydrodynamique qui simule la localisation probabiliste d'un phénomène érosif dans le bassin. Il permet de localiser les endroits où la probabilité de remise en suspension du sédiment est la plus

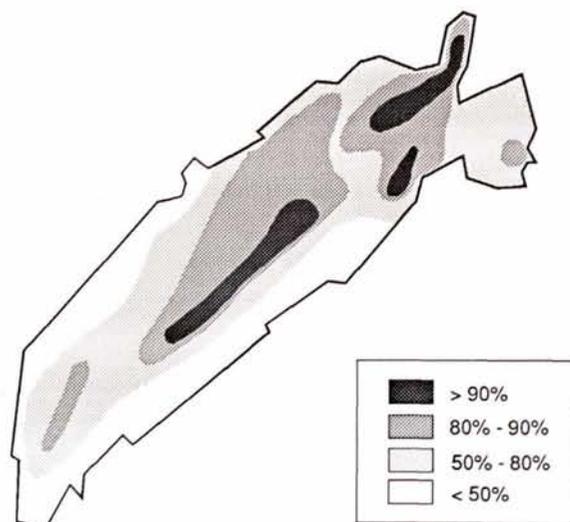


Figure 3

Granulométrie du sédiment superficiel (0-5 cm) de l'étang de Thau. Rapport en pourcents de la fraction inférieure à  $63 \mu m$  ramenée à la fraction  $< 2 mm$ .

*Granulometry of the Thau lagoon sediment layer (0-5 cm). Proportion (%) of the fraction below  $63 \mu m$  over the fraction below  $2 mm$ .*

forte, et d'orienter les tendances du mouvement des particules. La carte de la répartition spatiale fréquentielle des tensions de fond qu'il obtient (fig. 4) fait apparaître quatre zones où le piégeage des sédiments est favorisé par une énergie faible et la convergence des tensions de fond à l'Ouest, au centre et à l'extrémité orientale du bassin. Il ressort également une couronne d'érosion potentielle fréquente sur tout le pourtour occidental du bassin, ainsi qu'une bande d'érosion moins fréquente située dans le centre.

La superposition de la carte granulométrique (fig. 3) et celle des tensions de fond (fig. 4) confirme la bonne adéquation entre la répartition observée de la fraction fine du sédiment et la localisation des zones de piégeage au sein de la lagune. La seule différence se situe à l'aval du débouché de La Vène, cet apport continental n'ayant pas été pris en compte dans le modèle hydrodynamique.

#### Matière organique et nutriments

L'examen des répartitions du carbone organique, de l'azote kjeldahl et du phosphore total permet de distinguer un gradient de concentration au sein de la lagune (fig. 5) :

- une zone de très faibles teneurs dans la partie sud de l'étang (minima observés: [C org.] = 1,1 mg.g<sup>-1</sup>, [NK] = 0,4 mg.g<sup>-1</sup>, [PT] = 0,2 mg.g<sup>-1</sup>, [Corg.] / [NK] = 2,75) ;
- la partie centrale de la lagune avec des concentrations moyennes : [C org.] = 26,4 mg.g<sup>-1</sup>, [NK] = 2,9 mg.g<sup>-1</sup>, [PT] = 0,7 mg.g<sup>-1</sup>, [Corg.] / [NK] = 9,1) ;
- une zone de très fortes teneurs dans la partie nord de l'étang (maxima observés: [C org.] = 53 mg.g<sup>-1</sup>, [NK] = 7,9 mg.g<sup>-1</sup>, [PT] = 1,5 mg.g<sup>-1</sup>, [Corg.] / [NK] = 6,7).

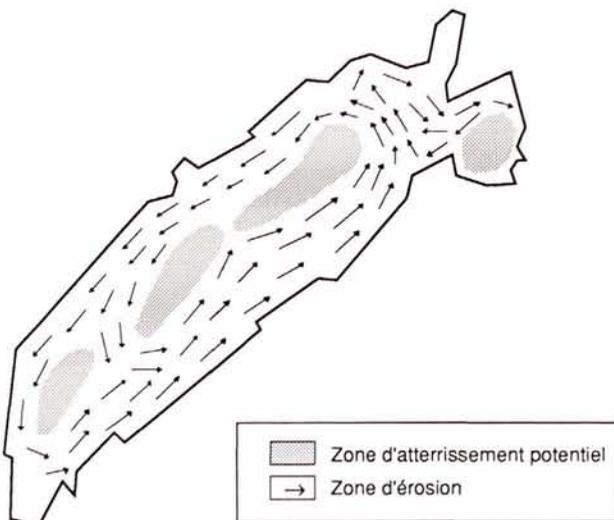


Figure 4

Étude hydrodynamique : répartition spatiale fréquentielle des valeurs des tensions de fond (Millet, 1989). Les flèches représentent l'orientation du mouvement potentiel des particules remises en suspension.

Hydrodynamic study : spatial and stochastic structures of the bottom stress (Millet, 1989). The arrows show the bottom current direction.

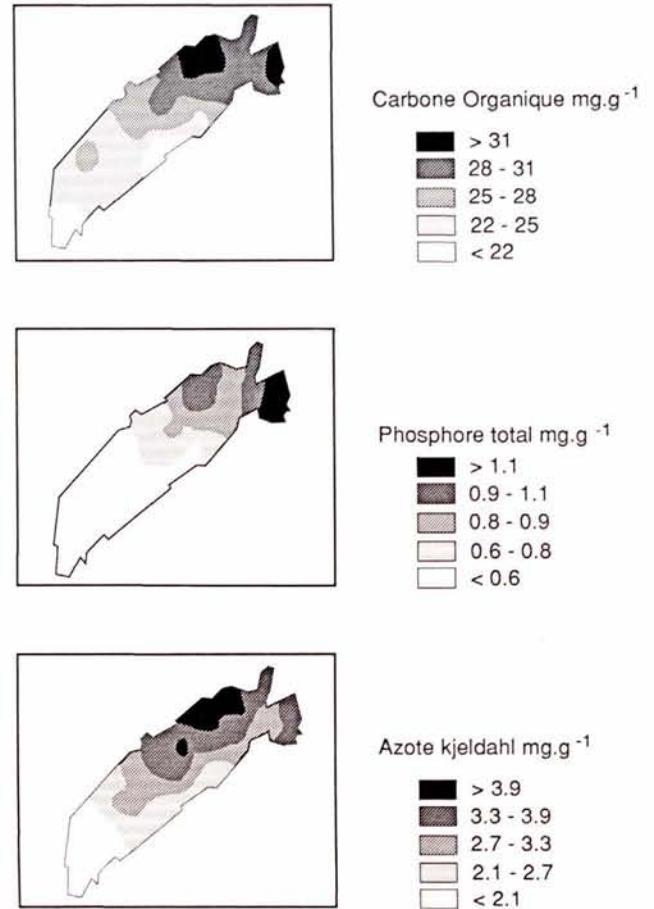


Figure 5

Répartitions spatiales du carbone organique (a), du phosphore total (b) et de l'azote kjeldahl (c) dans les sédiments superficiels de l'étang de Thau.

Spatial distributions of organic carbon (a), total phosphorus (b) and kjeldahl nitrogen (c) in the Thau lagoon sediments.

Les corrélations obtenues entre ces trois variables sont hautement significatives ( $p < 0,001$ ).

#### Répartition dans l'espace des éléments minéraux

Les moyennes, minima et maxima des concentrations obtenues pour chacun des éléments étudiés, sont récapitulés dans le tableau 1. L'examen de ce tableau révèle, d'une part que les teneurs mesurées dans la fraction fine sont plus importantes que celles mesurées dans la fraction inférieure à 2 mm - la fraction inférieure à 63  $\mu\text{m}$  est la fraction la plus chargée du sédiment (Ongley *et al.*, 1982) -, d'autre part que les corrélations entre les concentrations en un même élément mesurées dans les deux fractions sont très significatives.

L'analyse de ces répartitions permet de regrouper les éléments minéraux qui se caractérisent par des distributions spatiales similaires.

#### L'aluminium, le chrome, le fer et le nickel (fig. 6)

Pour ces quatre éléments, l'étude de la fraction inférieure à 2 mm met en évidence une répartition en gradient avec une

Tableau 1

Moyenne, minimum et maximum des différents éléments minéraux mesurés sur la fraction inférieure à 2 mm (fraction grossière) et à 63 µm (fraction fine) du sédiment superficiel de l'étang de Thau. Corrélation entre les teneurs en éléments de la fraction fine et grossière (\*\*\*)  $p < 0,001$ , \*  $p < 0,05$ ).

Mean, minimum and maximum values of heavy metals in the fractions of Thau lagoon sediment below 2 mm and 63 µm. Correlation between heavy metal concentrations in the two fractions (\*\*\*)  $p < 0,001$ , \*  $p < 0,05$ ).

		Fraction < à 2 mm			Fraction < à 63 µm			Coefficient de corrélation
		Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum	
Al	mg.g <sup>-1</sup>	14,3	2,7	26,4	18,8	5,8	33,4	0,92 ***
Cd	µg.g <sup>-1</sup>	0,33	0,02	0,87	0,42	0,08	1,42	0,81 ***
Cr	µg.g <sup>-1</sup>	28,3	8,9	53,6	38,1	24,2	62,3	0,70 ***
Cu	µg.g <sup>-1</sup>	56,7	3,2	129,2	72	9,6	144,8	0,97 ***
Fe	mg.g <sup>-1</sup>	14	2,6	25,8	18,5	5	33,3	0,88 ***
Hg	µg.g <sup>-1</sup>	0,13	0,02	0,47	0,31	0,05	1,49	0,40 *
Mn	µg.g <sup>-1</sup>	205,6	111,8	284,6	336,1	141,3	350,1	0,82 ***
Ni	µg.g <sup>-1</sup>	31,5	10,1	52,9	44,5	24,8	63,7	0,36 *
Pb	µg.g <sup>-1</sup>	54,9	11,9	106,5	66,9	20,2	116,2	0,92 ***
Zn	µg.g <sup>-1</sup>	136,6	17,3	466	168,8	20,1	536,8	0,97 ***

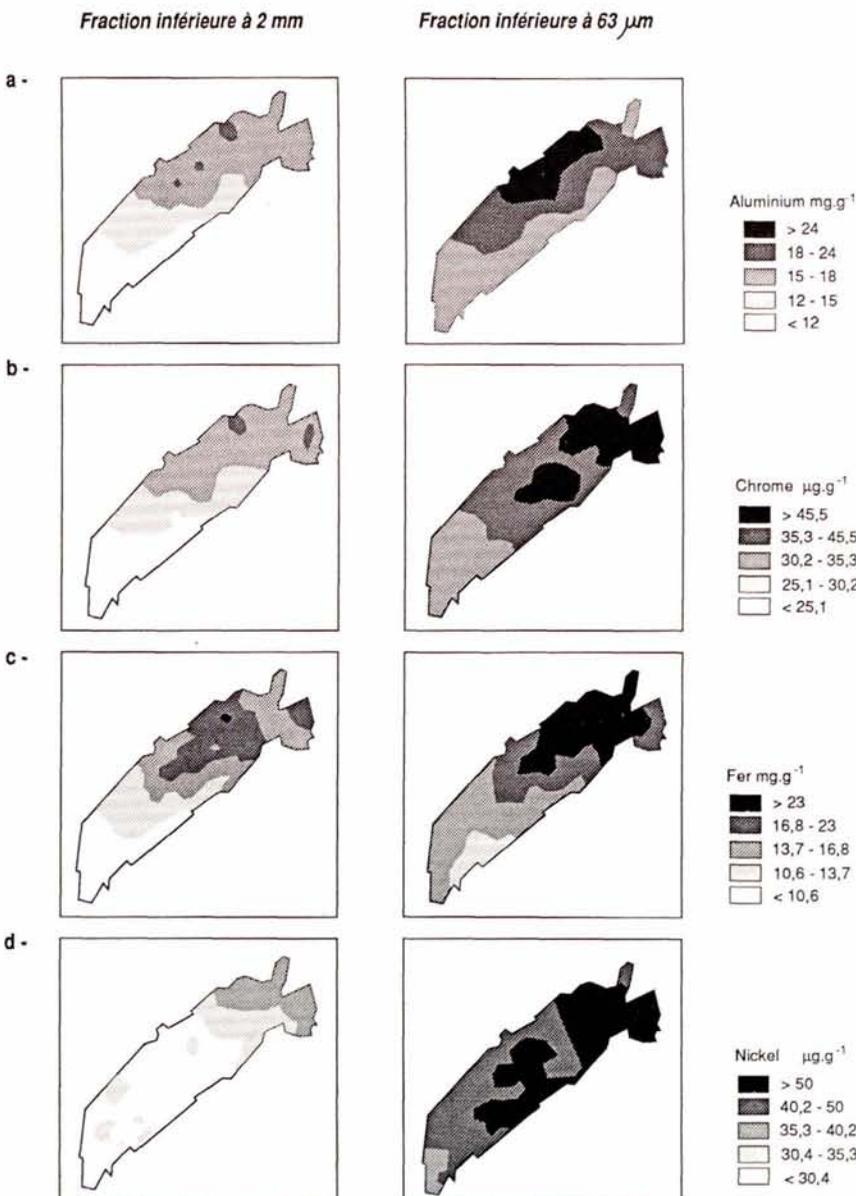


Figure 6

Répartitions spatiales de l'aluminium (a), du chrome (b), du fer (c) et du nickel (d) dans les sédiments superficiels de l'étang de Thau.

Spatial distribution of aluminium (a), chromium (b), iron (c) and nickel (d) in the Thau lagoon sediments.

Figure 7

Répartitions spatiales du cadmium (a), du cuivre (b), du plomb (c) et du zinc (d) dans les sédiments superficiels de l'étang de Thau.

*Spatial distribution of cadmium (a), copper (b), lead (c) and zinc (d) in the Thau lagoon sediments.*

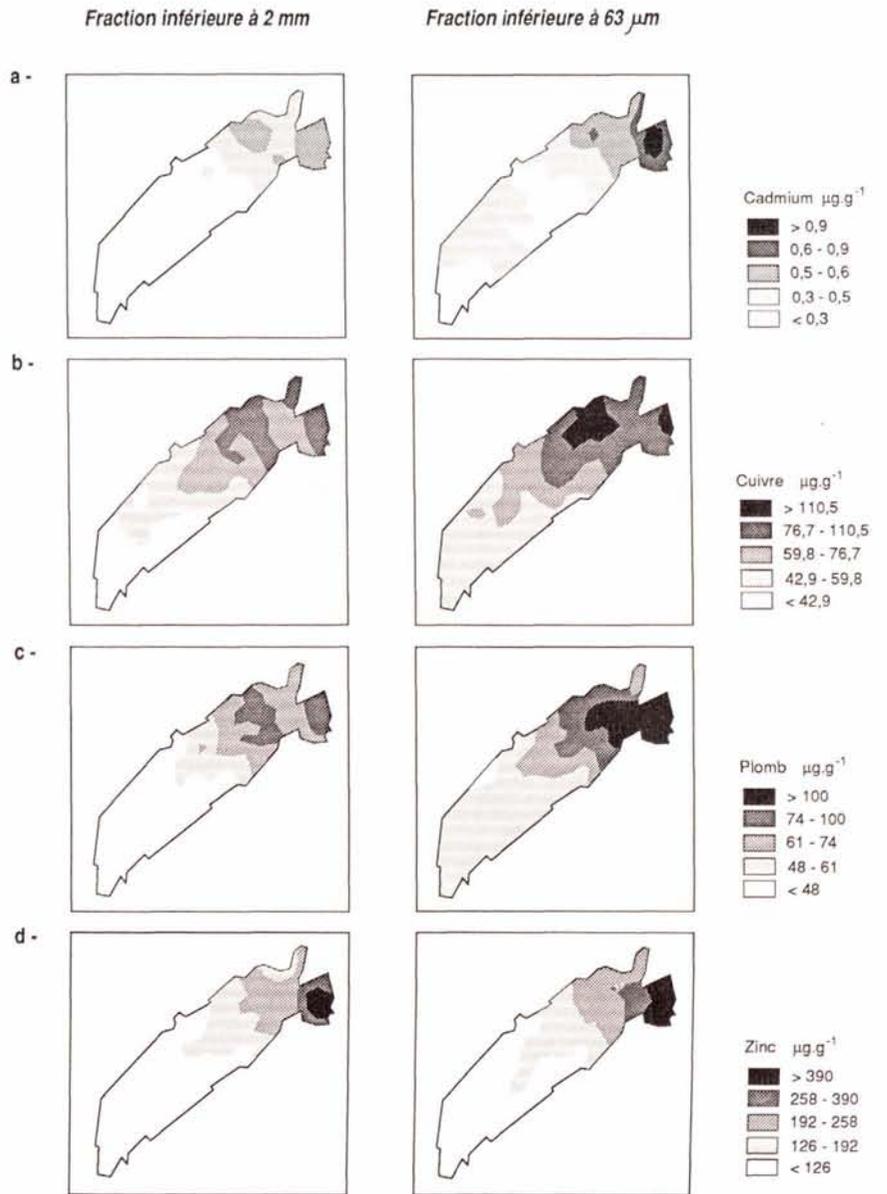
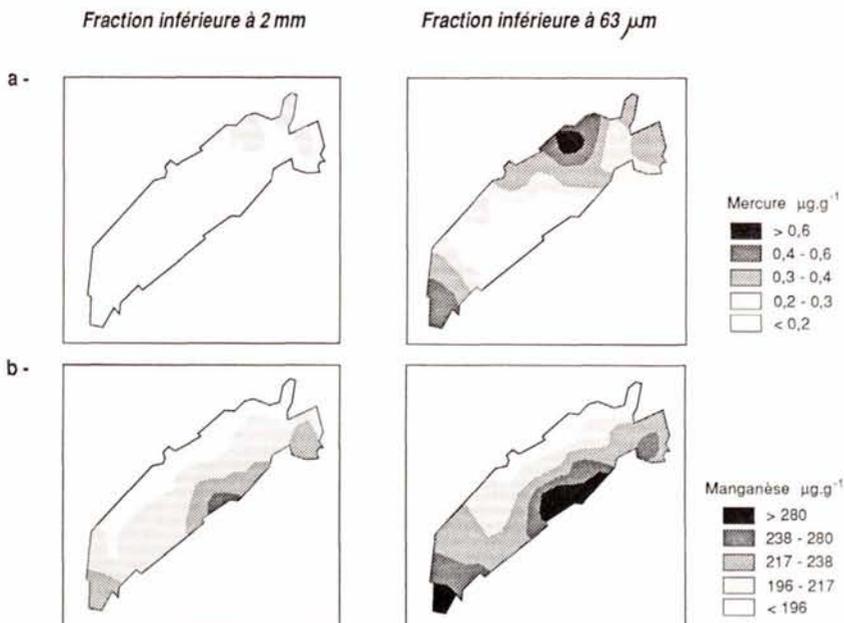


Figure 8

Répartitions spatiales du mercure (a) et du manganèse (b) dans les sédiments superficiels de l'étang de Thau.

*Spatial distribution of mercury (a) and manganese (b) in the Thau lagoon sediments.*



zone de fortes concentrations dans la partie nord, et une zone de faibles concentrations dans la partie sud de l'étang.

L'étude de la fraction fine met en évidence des teneurs assez homogènes sur l'étang avec des maxima essentiellement localisés dans la partie nord de la lagune.

La présence de teneurs relativement homogènes sur l'ensemble de l'étang dans la fraction fine fait penser que les éléments métalliques considérés ici sont liés à cette coupure granulométrique, et que leur origine semble être naturelle ; néanmoins, les maxima observés dans la région nord semblent dus à l'activité humaine. Espeut *et al.* (1982) ont montré, après minéralisations séquentielles, que le chrome n'est guère extrait par des attaques ménagées, mais est lié à la fraction résiduelle attaquable à l'acide fluorhydrique, du sédiment lagunaire. Ainsi, le chrome aurait pour l'essentiel une origine naturelle.

#### *Le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc (fig. 7)*

Ces quatre éléments se caractérisent par des répartitions spatiales à très forts gradients.

L'étude de la fraction grossière et de la fraction fine aboutit à une même distribution des concentrations de ces métaux lourds, avec des maxima dans la zone nord de l'étang, essentiellement dans l'étang des Eaux Blanches pour le cadmium et le zinc et près de la côte ouest, à proximité de la zone conchylicole A, pour le cuivre et le plomb.

Cette similitude entre les répartitions observées sur les deux fractions semble indiquer qu'il y ait un apport général d'origine allochtone en métaux lourds dans la région nord de l'étang. Les répartitions spatiales indiquent, par la localisation des maxima mesurés, une origine plutôt agricole provenant du bassin versant pour la micropollution en cuivre et en plomb, et une origine plutôt industrielle et portuaire pour le cadmium et le zinc.

#### *Le mercure (fig. 8 a)*

Les teneurs mesurées dans la fraction grossière sont inférieures à  $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . La distribution observée est relativement homogène sur l'ensemble de l'étang.

La répartition spatiale des concentrations mesurées dans la fraction fine permet la différenciation de trois zones : la première dans la partie sud de l'étang, où les teneurs sont de l'ordre de  $0,4$  à  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , - ces teneurs proviennent certainement d'un apport dû au canal du Midi -, la deuxième dans la région centrale de l'étang où les teneurs sont faibles, la troisième dans la partie nord de l'étang, où les concentrations atteignent leur maximum de l'ordre de  $1,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  à la station 30.

Le mercure, par ses faibles teneurs et sa relative homogénéité spatiale, mise à part la zone de forte concentration aux environs de la station 30, semble avoir une origine naturelle.

#### *Le manganèse (fig. 8 b)*

La répartition spatiale du manganèse se différencie des autres répartitions par son gradient Ouest-Est. Les fortes concentrations se situent près de la côte Est. Le côté Ouest,

de Marseillan à Balaruc, est pauvre en manganèse. Fernex *et al.* (1984) montrent que, si la surface des sédiments est oxygénée, le manganèse n'est pas relargué, par contre si l'environnement est anoxique, la remobilisation de cet élément est très importante. Les tables conchylicoles, les agglomérations (Marseillan, Mèze, Bouzigues) se situent du côté ouest de l'étang et constituent des sources de rejets en matières organiques pouvant entraîner la réduction des sédiments. Par contre, côté est, le long du cordon littoral, aucun apport n'existe et les sédiments sont caractérisés par une matrice sableuse pauvre en matière organique. De plus, cette zone correspond à un site privilégié de contact et de mélange entre deux types d'eau, eau lagunaire et eau marine, par l'intermédiaire des différents graus et canaux. Or, les sédiments de la Mer Méditerranée sous influence rhodanienne constituent une importante source d'apport en manganèse (Diana, 1990). La répartition spatiale obtenue pour cet élément provient donc du caractère peu organique du sédiment le long du cordon littoral et d'apports d'origine marine.

Quelle que soit la fraction du sédiment analysée, toutes les répartitions spatiales observées sont assujetties à la présence d'un gradient : Ouest-Est pour le manganèse et Sud-Nord pour les autres éléments. Toutefois l'analyse simultanée des deux fractions du sédiment permet de mettre en évidence la différence de comportement de chacun des éléments étudiés. Ainsi, l'origine de l'aluminium, du chrome, du fer et du nickel dans les sédiments semble être principalement naturelle, alors que le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc, concentrés dans la partie nord de l'étang, semblent provenir d'apports anthropiques.

La répartition spatiale de la micropollution globale est appréhendée par une analyse multivariée. L'analyse en composantes principales permet de mettre en évidence une différence de comportement de groupes de stations vis-à-vis d'une ou de plusieurs des variables testées ; elle définit ainsi une zonation de l'étang et indique la ou les variables responsables de ce découpage. Les données exploitées sont de deux ordres : les caractéristiques principales du sédiment (matière organique et granulométrie) et les teneurs en éléments métalliques de la fraction inférieure à 2 mm. Cette fraction a l'avantage de refléter l'état global du dépôt sédimentaire ; les concentrations mesurées sont de plus très fortement corrélées avec celles de la fraction inférieure à  $63 \mu\text{m}$  (tab. 1).

L'analyse en composantes principales nécessite que les données soient distribuées de façon multinormale. Lorsque ces dernières s'éloignent de la normalité, nous avons utilisé la transformation normalisatrice :  $\sqrt{x}$ . Le tableau des résultats étudiés est formé de 31 lignes (stations) et de 12 colonnes (Al,  $\sqrt{\text{Cd}}$ , Cr, Cu, Fe,  $\sqrt{\text{Hg}}$ , Mn, Ni, Pb,  $\sqrt{\text{Zn}}$ , C org et % de la fraction fine par rapport à la fraction  $< 2 \text{ mm}$ ).

Les résultats de l'analyse montrent que les trois premiers axes représentent 84 % de l'inertie totale. L'examen de l'espace des variables, c'est-à-dire des cercles de corrélations, montre que l'on peut attribuer une signification simple aux axes principaux (voir fig. 10).

L'axe 1 (68,1 % de l'inertie totale) est un axe de taille, fonction de la teneur en éléments métalliques des échan-

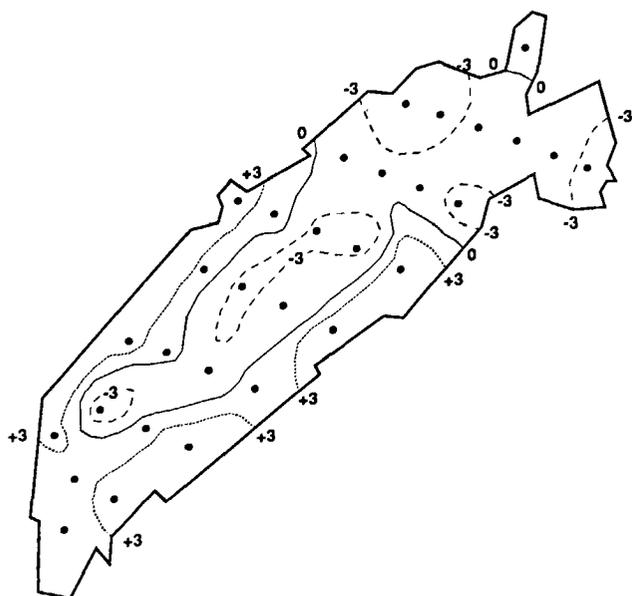


Figure 9

Distribution des stations par rapport au premier axe principal de l'ACP. L'axe 1 représente 68,1 % de l'inertie totale.

*Distribution of station scores for the first component of PCA. The first component gives 68,1 % of total inertia.*

tillons. L'analyse des coordonnées des stations sur le premier axe permet de découper l'étang en fonction d'une ligne zéro (fig. 9). Les stations caractérisées par des coordonnées positives (le pourtour occidental de l'étang, la Crique de l'Angle) sont pauvres en éléments minéraux. Les stations caractérisées par des coordonnées négatives (le centre et le nord de l'étang) sont riches en éléments minéraux. Elles correspondent aussi aux zones riches en particules fines et en matière organique.

Les axes 2 et 3 sont des axes de petites tailles par rapport au premier axe.

L'axe 2 (10,3 % de l'inertie totale) différencie les répartitions du mercure et du manganèse par rapport à l'ensemble des autres paramètres, il oppose aussi les variables manganèse et granulométrie (fig. 10 a). Les stations caractérisées par des coordonnées négatives sur le deuxième axe se situent le long du cordon littoral, où des fortes concentrations en manganèse et de faibles pourcentages de particules fines ont été mesurés et aux environs de la station 30 riche en mercure.

L'axe 3 (5,6 % de l'inertie totale) différencie la répartition du mercure (côté positif) de celle du manganèse (côté négatif ; fig. 10 b). Au centre du cercle de corrélation, l'ensemble des autres éléments minéraux se sépare en deux groupes suivant l'axe 3. Côté positif : le cadmium, le cuivre, le mercure, le plomb et le zinc ; et côté négatif : l'aluminium, le chrome, le fer et le nickel. Les stations ayant des coordonnées positives sur cet axe se situent dans le quart nord-est de l'étang : l'étang des Eaux Blanches, riche en cadmium et en zinc, et les environs de la station 30, riche en cuivre, en plomb et en mercure. Le cadmium, le cuivre, le mercure, le plomb et le zinc constituent les principaux micropolluants des écosystèmes lagunaires. Ces éléments métalliques sont souvent dépendants des activités agricoles, industrielles et portuaires (Henry *et al.*, 1989).

Les résultats de l'ACP montrent que les variables granulométrie et carbone organique se projettent sur les différents axes de la même manière que la plupart des éléments métalliques mis à part le mercure et le manganèse (fig. 10).

Dans le but de mieux visualiser les relations existant entre ces différentes variables, nous avons réalisé une nouvelle analyse en composantes principales en utilisant comme données les métaux uniquement. Les répartitions obtenues dans les cercles de corrélations sont conformes aux résultats précédents et les coordonnées des stations sur le premier axe synthétisent le même niveau d'information (70 % d'inertie) sur l'état de pollution du dépôt sédimentaire.

En utilisant cette nouvelle variable synthétique, nous avons obtenu une corrélation avec la matière organique très significative (coefficient de corrélation = 0,90,  $p < 0,001$ ). Cette relation a été mise en évidence par de nombreux auteurs (Hart, 1982 ; Ajmal *et al.*, 1987 ; Jing-Sheng *et al.*, 1989 ; Sly, 1989 *b...*). Les teneurs en mercure semblent plus faiblement liées aux teneurs en matière organique. Les faibles concentrations et l'homogénéité spatiale de cet élément en sont certainement les causes. Quant au manganèse, Carré et Welte (1986) ont montré lors de minéralisations sélectives que cet élément était très peu corrélé à la fraction organique du sédiment.

De la même manière, la corrélation avec la granulométrie est très significative (coefficient de corrélation = 0,80,  $p < 0,001$ ). Par sa grande surface d'adsorption et sa richesse en particules colloïdales, la coupure granulométrique à 63  $\mu\text{m}$  possède une très grande capacité à concentrer les éléments métalliques (Ongley *et al.*, 1982). Cette relation positive a été montrée par un grand nombre d'auteurs (Donazzolo *et al.*, 1984 ; Castagna *et al.*, 1987 ; Moriarty et Hanson, 1988 ; Sly, 1989 *a...*). D'autres auteurs, couplant l'analyse minéra-

Figure 10

Cercles de corrélation : axe 1 X axe 2 (a), axe 2 X axe 3 (b).

*Correlation circles in the principal plans defined by PCA: axe 1 X axe 2 (a), axe 2 X axe 3 (b).*

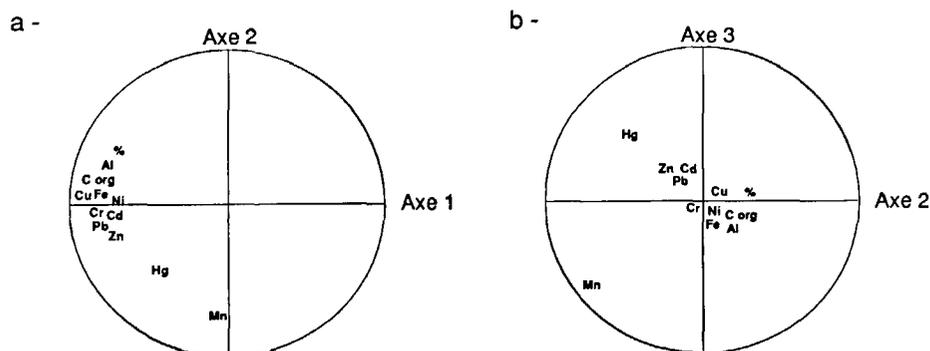
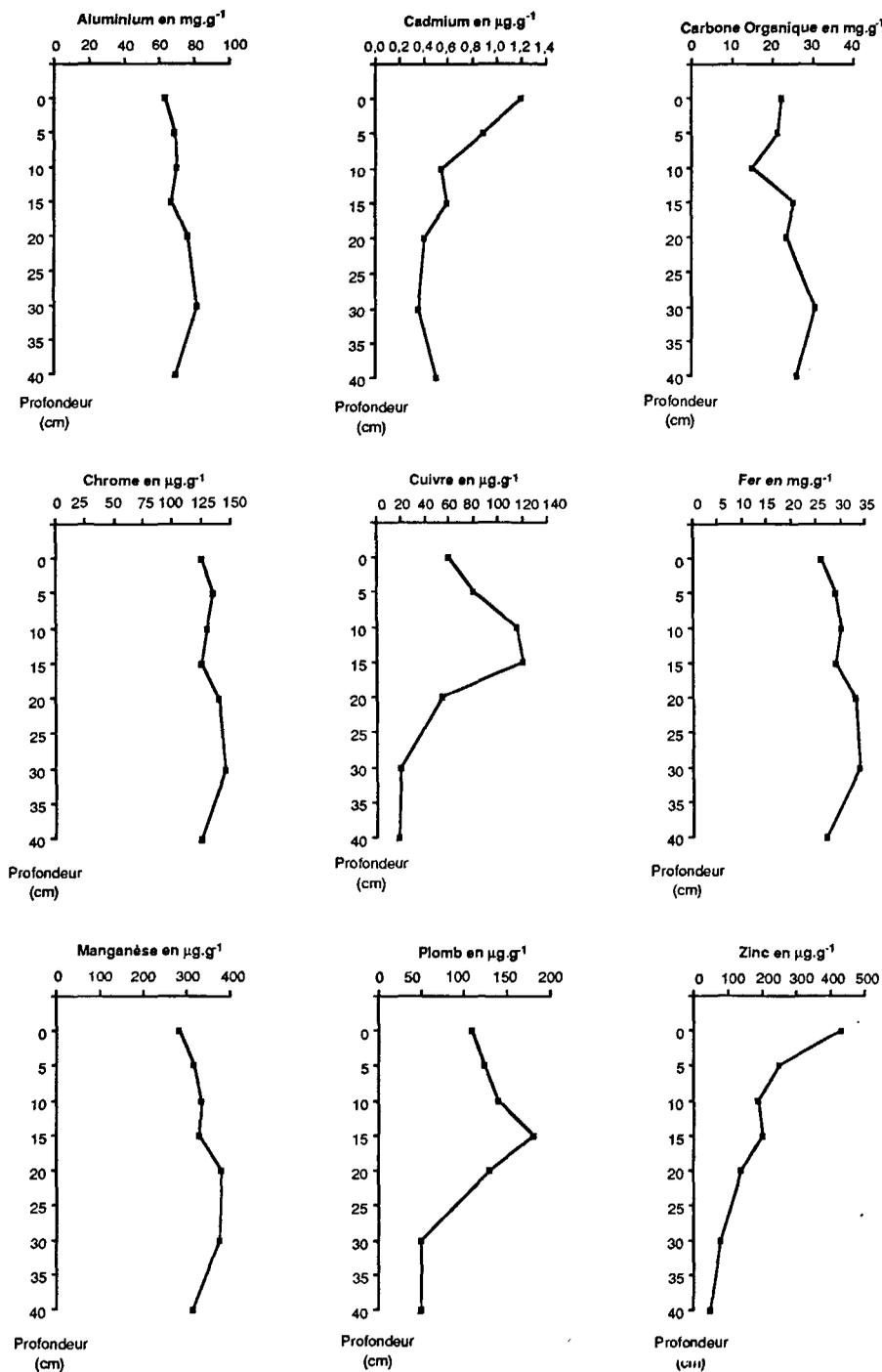


Figure 11

Profils verticaux des teneurs en Al, Cd, C. Org., Cr, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn de la carotte prélevée dans l'étang de Thau, à la station 26.

Core profiles of Al, Cd, Org. C., Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn values in the Thau lagoon, at station 26.



logique à l'analyse granulométrique, montrent par exemple que le cadmium est préférentiellement fixé sur l'illite (Comans, 1987), que le zinc s'associe aussi bien à l'illite qu'à la montmorillonite (Péres, 1984), tandis que le nickel est fixé par la kaolinite (Helios-Rybicka et Förstner, 1984). Pour le mercure, la bibliographie met en évidence une fréquente corrélation positive entre cet élément et la fraction fine (Marcovecchio *et al.*, 1986). Les très faibles teneurs mesurées semblent être à l'origine des projections opposées de ces deux variables sur l'axe 2 (fig. 10). Aucune relation n'existe entre le manganèse et la fraction fine, la distribution spatiale de cet élément, caractérisée par un gradient Est-Ouest, le différencie de toutes les variables étudiées.

La nature du sédiment (teneur en matière organique, minéralogie, granulométrie), plus ou moins induite par l'hydrodynamique du milieu, joue un rôle essentiel dans la répartition spatiale des micropolluants au sein de l'étang de Thau. L'analyse met en évidence deux grandes zones bien différenciées ainsi qu'un site particulier :

- le pourtour occidental de la lagune (stations 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 11, 12, 15, 16 et 20), qui se caractérise par des sédiments grossiers riches en quartz, subissant une érosion importante due aux forts courants de fond. Tous ces phénomènes sont à l'origine des faibles concentrations en éléments mesurés ;
- le centre et le nord de l'étang, dont les sédiments possèdent de fortes teneurs en éléments métalliques. Les

zones de piégeage des particules fines correspondent bien aux zones les plus chargées : stations 7, 14, 17, 18, 21, 25 et 30 ;

• la station 31, située dans la crique de l'Angle, qui se caractérise par une matrice sédimentaire assez riche en matière organique et en particules fines. Bien que localisée dans le nord de l'étang et devant l'embouchure de la Vène, cette station apparaît peu contaminée par les éléments métalliques.

### Évolution temporelle des éléments minéraux

L'étude d'une carotte de sédiment prélevée à la station 26, au coeur de l'étang des Eaux Blanches, permet de déterminer pour un sédiment les teneurs naturelles et de connaître par différence les quantités de métaux provenant de l'activité humaine. Les profils verticaux des concentrations renseignent sur l'évolution de la pollution au cours du temps, évolution allant vers une amélioration ou une dégradation du sédiment.

Ces profils verticaux (fig. 11) montrent que, pour la plupart des éléments étudiés : Al, Cr, Fe et Mn, aucune variation significative des teneurs entre le fond et le sommet de la carotte n'est constatée. Ainsi les teneurs de ces éléments, observées en surface, à la station 26, proviennent d'apports naturels.

Par contre pour le Cd, Cu, Pb et Zn, il existe une évolution des teneurs entre le fond et le sommet de la carotte mettant en évidence des apports métalliques provenant d'activités humaines.

Les profils verticaux du cuivre et du plomb se scindent en trois parties : une zone entre 25 et 40 cm de profondeur, où les concentrations en métaux lourds sont faibles, une zone entre 25 et 15 cm de profondeur, où les concentrations en métaux lourds ont augmenté très rapidement pour atteindre leur maximum, et une zone entre 10 et 0 cm de profondeur, où les concentrations en métaux lourds diminuent modérément pour le plomb, plus rapidement pour le cuivre. Le taux de sédimentation estimé dans les lagunes languedociennes est de 3 mm/an. L'utilisation de produits traitants, surtout à base de cuivre, dans l'activité agricole du bassin versant a évolué depuis une cinquantaine d'années, pouvant ainsi expliquer l'évolution des profils verticaux observés dans la carotte.

Les profils verticaux des teneurs en cadmium et en zinc sont particuliers. Si de fortes concentrations ont été mesurées aux environs de 15 cm de profondeur, ces teneurs ne cessent d'augmenter à mesure que l'on s'approche de la surface, témoignant ainsi d'un important apport en cadmium et en zinc dans l'étang des Eaux Blanches. La forte similitude entre les profils verticaux de ces deux éléments est certainement due au fait que le cadmium est généralement associé au zinc en tant qu'impuretés (Robbe, 1981).

Le dosage du carbone organique dans la carotte étudiée, donne un profil irrégulier bien qu'assez homogène. A la station 26, les fortes teneurs en cadmium, cuivre, plomb et zinc ne sont pas dues à de fortes concentrations en matière organique mais bien à des apports provenant de l'activité humaine.

L'étude des répartitions spatiales a permis de différencier ces quatre métaux lourds : Cd, Cu, Pb et Zn de part leur dynamique particulière et différente des autres éléments. Leurs fortes concentrations dans les sédiments de la partie Nord de l'étang, les différences observées entre les teneurs mesurées au fond et au sommet de la carotte tendraient à prouver que dans cette région de l'étang où les activités industrielles et agricoles sont développées, il existe un apport allochtone non négligeable en éléments métalliques.

### Estimation du degré de contamination des sédiments de l'étang de Thau

A partir des teneurs naturelles mesurées à 40 cm de profondeur à la station 26 et des concentrations en éléments minéraux mesurées dans le sédiment de surface sur l'ensemble de l'étang, nous avons calculé le degré de contamination ( $C_d$ ) des dépôts sédimentaires selon la formule d'Hakanson (1980) définie pour les sédiments lacustres. Ce coefficient se base sur six éléments métalliques : le mercure, le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb et le zinc. Pour chacun de ces micropolluants, le facteur de contamination calculé correspond au rapport des concentrations mesurées à la surface des sédiments sur les concentrations naturelles mesurées dans le fond de la carotte. Le degré de contamination du sédiment  $C_d$  est la somme de tous ces facteurs de contamination. L'utilisation des teneurs naturelles mesurées à la station 26 constitue une approximation inexacte de

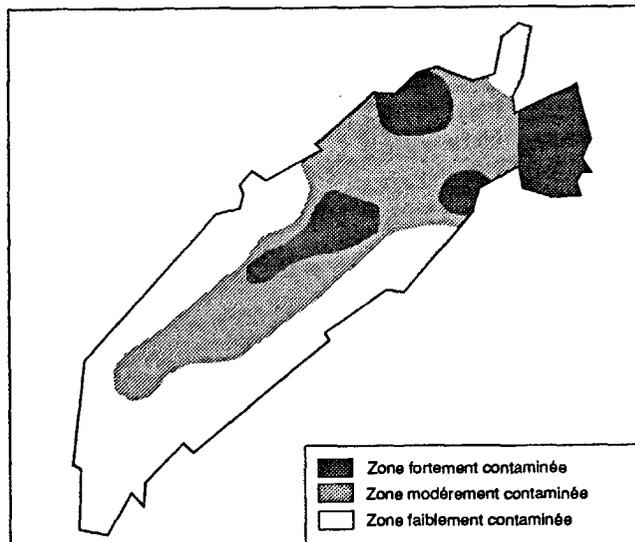


Figure 12

Découpage de l'étang de Thau en fonction du degré de contamination des sédiments. Le degré de contamination représente la somme des facteurs de contamination calculés pour six éléments métalliques : Cd, Cu, Cr, Hg, Pb et Zn. Ces facteurs correspondent aux rapports des concentrations mesurées dans le sédiment superficiel sur les concentrations naturelles mesurées en profondeur.

*Geographical distribution of Thau lagoon sediment after the determination of the degree of contamination. The degree of contamination takes into account only Cd, Cr, Cu, Hg, Pb and Zn. It is the sum of all contamination factors. These factors are defined as the ratio between the concentration of a pollutant in the superficial sediment and the natural background concentration.*

Tableau 2

Moyennes et valeurs extrêmes des teneurs en micropolluants des sédiments de divers écosystèmes méditerranéens (exprimées en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).  
*Mean, minimum and maximum values of heavy metals in the sediment of different Mediterranean ecosystems (expressed in  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).*

	<b>CADMIUM</b> · Moyenne · Valeurs extrêmes	<b>CHROME</b> · Moyenne · Valeurs extrêmes	<b>CUIVRE</b> · Moyenne · Valeurs extrêmes	<b>MERCURE</b> · Moyenne · Valeurs extrêmes	<b>NICKEL</b> · Moyenne · Valeurs extrêmes	<b>PLOMB</b> · Moyenne · Valeurs extrêmes	<b>ZINC</b> · Moyenne · Valeurs extrêmes
<b>Étang de Thau, France</b>	0,42 0,08-1,42	38,1 24,2-62,3	72 9,6-144,8	0,31 0,05-1,49	44,6 24,8-63,7	66,9 20,2-116,2	168,8 20,1-536,8
<b>Mer Méditerranée (Giorgetti, 1981)</b>	- -	44,2 26-77,5	39,7 21-49,5	0,24 0,12-0,57	- -	23,1 16,1-32,8	160 130-180
<b>Mer Adriatique (Donazzolo <i>et al.</i>, 1984)</b>	- 0,05-5,6	- 3,7-273	- 2,3-58,1	- 0,10-16,9	- 7,3-70,9	- 5,3-96	- 1,7-870
<b>Canal de Sicile (Castagna <i>et al.</i>, 1987)</b>	- < 0,2	- 2,5-16,3	- 4-15	- 0,03-2,02	- 6-26	- 5-20	- 7-26
<b>Lagune d'Oualidia, Maroc (Bidet et Carruesco, 1982)</b>	- -	- -	23 6-37	- -	21 3-31	8 4-20	63 18-107
<b>Bassin des îles Pontine, Italie (Damiani <i>et al.</i>)</b>	3 0,07-0,6	29 9-52	23 2-42	0,23 0,05-1	36 8-58	48 9-105	88 14-195
<b>Lagune de Venise, Italie (Donazzolo <i>et al.</i>, 1981)</b>	1,2 -	21 -	15 -	1 -	20 -	23 -	49 -
<b>Golfe de Fos, France (Arnoux <i>et al.</i>, 1980)</b>	- -	28,1 10-69	30,8 6-109	0,6 0,07-2,99	- -	28,81 6-69	181 105-251
<b>Étang de Berre, France (Giorgetti, 1981)</b>	- -	35,8 6-88	43,5 3-125	0,82 0,03-3,16	- -	73 2-314	283 53-708

ce calcul aux sédiments de l'ensemble de la lagune. Toutefois, la station 26 se situe dans une zone fortement chargée en éléments métalliques, et le calcul correspond donc aux conditions les plus défavorables, le degré de contamination ne pourra être que surévalué. Ce dernier permet une classification des sédiments de l'étang de Thau en fonction de leur contamination. Le découpage obtenu est tout à fait semblable à celui issu de l'analyse multivariée (fig. 12) :

- une zone de faible contamination ( $C_d \leq 6$ ), correspondant au pourtour occidental de l'étang et à la crique de l'Angle :  $C_d$  moyen = 3,2 ;
- une zone de contamination modérée ( $6 \leq C_d \leq 12$ ) correspondant à la zone centrale de l'étang :  $C_d$  moyen = 10 ;
- une zone de contamination considérable ( $12 \leq C_d \leq 24$ ), correspondant aux stations 14, 17, 18, 21, 25, 26, 29 et 30 :  $C_d$  moyen = 15,2. Les plus forts degrés de contamination calculés sont de l'ordre de 18, ils correspondent aux stations localisées dans l'étang des Eaux Blanches et aux environs de la station 30 (ex. :  $C_d = 17,6$  à la station 26).

### Comparaison avec différents écosystèmes méditerranéens

L'étang de Thau possède donc des zones fortement contaminées en éléments métalliques. Ces zones, parfaitement délimitées, correspondent à des processus d'accumulation naturels ou artificiels.

Par rapport au milieu marin : Mer Méditerranée (Giorgetti, 1981), Mer Adriatique (Donazzolo *et al.*, 1984), chenal sicilien (Castagna *et al.*, 1987), les sédiments de l'étang de Thau sont plus riches en micropolluants (tab. 2).

En zone côtière: baies ou lagunes, la classification des sédiments, contaminés ou pas, se fait en fonction du niveau d'urbanisation et d'industrialisation du bassin versant. Ainsi, le bassin de Pontine Islands en Italie (Damiani *et al.*, 1984) et la lagune d'Oualidia au Maroc (Bidet et Carruesco, 1982) se caractérisent par des sédiments peu chargés en éléments métalliques (tab. 2). Alors que le bassin de Thau est à rapprocher de la lagune de Venise en Italie (Donazzolo *et al.*, 1981), au golfe de Fos et à l'étang

de Berre en France (Giorgetti, 1981). Ces écosystèmes sont fortement urbanisés (lagune de Venise) et industrialisés (golfe de Fos et étang de Berre). Les sédiments de l'étang de Thau possèdent de très fortes concentrations en cuivre (tab. 2). Utilisé comme anticryptogamique dans le traitement de la vigne, le cuivre provient essentiellement de l'activité agricole du bassin versant. Si le mercure joue un rôle important dans la contamination des sédiments de l'étang de Berre, du golfe de Fos (Giorgetti, 1981) de la lagune de Venise (Donazzolo *et al.*, 1981) et de la lagune d'Aveiro au Portugal dont les valeurs extrêmes sont de l'ordre de 0,2 à 9,2  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Hall *et al.*, 1987), les teneurs mesurées dans l'étang de Thau sont faibles (tab. 2). Il en est de même pour les teneurs en cadmium, qui sont trois fois plus importantes dans les sédiments de la lagune de Venise que dans ceux de l'étang de Thau. Cette constatation rassurante est à pondérer, puisque la carotte étudiée montre une augmentation importante et continue de cadmium dans les sédiments superficiels.

## CONCLUSION

Cette étude menée sur les sédiments superficiels de l'étang de Thau montre que les éléments métalliques peuvent apparaître comme des « traceurs sensibles » des phénomènes sédimentaires. En effet, l'analyse de leurs répartitions spatiales au sein de la lagune permet de distinguer trois zones principales :

- la zone occidentale, d'un degré de contamination très faible, pauvre en particules fines, en matière organique et fortement érodée par les courants de fond ;
- la zone centrale, d'un degré de contamination modéré ; les courants de fond créant des zones de piégeage de particules fines sont à l'origine de la richesse en micropolluants métalliques de cette région de l'étang ;
- la zone Nord, d'un degré de contamination considérable. La présence de zones de piégeage riches en particules fines et en matière organique ([Corg] moyenne = 35  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) dans cette région de l'étang est responsable des fortes

teneurs en métaux lourds mesurées. Toutefois, le bassin Nord constitue la région la plus urbanisée et la plus industrialisée de la lagune. Aux environs de la station 30 et dans l'étang de Eaux Blanches, les apports métalliques d'origine anthropique semblent être responsables du fort taux de contamination des sédiments.

Si l'état de contamination de l'ensemble des sédiments de l'étang n'est pas alarmant, la zone Nord mérite, en tant que zone critique, une étude plus approfondie. Très urbanisée et très industrialisée, cette région, portuaire de surcroît, est soumise à des apports provenant d'activités humaines. Mais c'est aussi l'aire économiquement la plus intéressante de l'étang, car la zone A des tables conchylicoles possède une productivité supérieure à celles des zones B et C (Hamon et Tournier, 1986). Des travaux réalisés par Calvario *et al.* (1989) sur la macrofaune benthique de l'étang de Thau, montrent que l'indice de diversité présente de très faibles valeurs dans le quart Nord de l'étang, essentiellement aux environs de la zone A des tables conchylicoles. L'extrême richesse en matière organique de cette zone, les potentiels d'oxydo-réduction très bas (RE = - 415 mv) attestent des mauvaises conditions de vie pour les peuplements benthiques. Les micropolluants peuvent, eux aussi, avoir une incidence sur la répartition de ces organismes qui se nourrissent partiellement de sédiment et qui peuvent donc ingérer directement les métaux. Ainsi, une analyse des potentialités de relargage des métaux par les sédiments, apparentée à des études d'écotoxicologie, permettrait d'évaluer la toxicité potentielle des éléments métalliques vis-à-vis des organismes vivants (coquillages, macrofaune et flore benthique).

## Remerciements

Cette étude a été réalisée dans le cadre du programme Écothau, financé par le PIREN, l'IFREMER et le Ministère de l'Environnement. Nous tenons à remercier Mme Casellas pour l'aide qu'elle nous a apportée lors de la rédaction de ce manuscrit.

## RÉFÉRENCES

- Ajmal M., M.A. Khan et A.A. Nomani (1987). Monitoring of heavy metals in the water and sediments of the Ganga river, India. *Wat. Sci. Tech.*, **19**, 9, 107-117.
- Amanieu M., P. Legendre, M. Troussellier et G.-F. Frisoni (1989). Le programme Écothau. Théorie écologique et base de la modélisation. *Oceanologica Acta*, **12**, 2, 189-199.
- Arnoux A., J.-L. Monod, J. Tatossian, A. Blanc et F. Oppetit (1980). La pollution chimique des fonds du Golfe de Fos. *Vèmes Journées Études Pollution, Cagliani, CIESM*, 447-458.
- Bidet J.-C. et C. Carruesco (1982). Étude sédimentologique de la lagune de Oualidia (Maroc). Actes du Symposium International sur les lagunes côtières. SCOR/IABO/Unesco, *Oceanologica Acta*. vol. sp. n° 3, 29-37.
- Calvario J., E. Dutrieux, B. Gout, O. Guelorget et J.-P. Perthuisot (1989). La macrofaune benthique des substrats meubles de l'étang de Thau (Hérault, France). *Colloque anniversaire UOF, Paris*.
- Carré J. et B. Welte (1986). Spéciation des métaux lourds présents dans les boues d'un bassin de lagunage naturel. *Environ. tech. Letts*, **7**, 351-362.
- Carruesco C., J.-M. Jouanneau et Y. Lapaquellerie (1982). Sources et diffusion des oligo-éléments métalliques dans le bassin d'Arcachon (côte méditerranéenne française). Actes du Symposium International sur les lagunes côtières. SCOR/IABO/Unesco, *Oceanologica Acta*. vol. sp. n° 3, 87-93.
- Castagna A., F. Sinatra, A. Zanini, N. De Sanctis et R. Giardinelli (1987). Surface sediments and heavy metals from the Sicily Channel. *Coast. mar. pollut. Bull.*, **18**, 3, 136-140.

- Comans R.N.J.** (1987). Adsorption, desorption and isotopic exchange of cadmium on illite : evidence for complete reversibility. *Wat. Res.*, **21**, 1573-1576.
- Damiani V., E. Ambrosano, S. De Rosa, R. De Simone, O. Ferretti, G. Izzo et G. Zurlini** (1984). Sediments as a record of the input dispersal and settling processes in a coastal marine environment. Sediments and water interactions. *Proceedings of the third International Symposium on interactions between sediments and water, Geneva, Switzerland, 27-31 August, 1984*. P.G. Sly, éditeur, Springer-Verlag, 13-25.
- Diana C.** (1983). Étude de la qualité des eaux du golfe de Fos. *Thèse de Pharmacie, Université de Marseille, France*. 132 pp.
- Diana C.** (1990). Utilisation de modules expérimentaux dans l'étude «in situ» de l'évolution et de la régénération de sédiments pollués. *Thèse, Université Montpellier I, France*. 293 pp.
- Donazzolo R., O. Hieke Merlin, L. Menegazzo Vitturi, A.A. Orio, B. Pavoni, G. Perin et S. Rabittis** (1981). Heavy metals contamination in surface sediments from the Gulf of Venice. *Mar. Pollut. Bull.*, **12**, 417-425.
- Donazzolo R., O. Hieke Merlin, L. Menegazzo Vitturi et B. Pavoni** (1984). Heavy metal content and lithological properties of recent sediments in the Northern Adriatic. *Mar. Pollut. Bull.*, **15**, 3, 93-101.
- El Ghobary H. et C. Latouche** (1982). Metal early diagenesis and pollution in the tidal flats of the Marennes Oleron Bays : application of metal sequential extraction. Actes du Symposium International sur les lagunes côtières. SCOR/LABO/Unesco, *Oceanologica Acta*. vol. sp. n° 3, 119-128.
- Espeut S., B. Picot, A. Rambaud et J. Bontoux** (1982). Étude des sites de fixation des métaux dans les sédiments. Apports des méthodes d'attaques sélectives. *J. fr. Hydrol.*, **3**, 39, 289-297.
- Fernex F.E., D. Span, G.N. Flatau et D. Renard** (1984). Behavior of some metals in superficial sediment of the Northwest Mediterranean continental shelf. Sediments and water interactions. *Proceedings of the 3rd International Symposium on interactions between sediments and water held in Geneva, Switzerland, 27-31 August, 1984*. P.G. Sly, éditeur, Springer-Verlag, 353-370.
- Förstner U. et G.T.M. Wittmann** (1981). *Metal pollution in the aquatic environment*, 2nd ed., Springer-Verlag, 486 pp.
- Förstner V. et W. Salomons** (1980). Trace metals analysis on polluted sediments. Part 1 : Assessment of sources and intensities. *Environ. tech. Letts*, **1**, 494-505.
- Giorgetti C.** (1981). Étude de l'état de pollution des sédiments de l'étang de Berre. 2<sup>ème</sup> partie : La pollution inorganique. *Thèse d'Université, Faculté de Pharmacie, Université de Marseille, France*. 132 pp.
- Hakanson L.** (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Wat. Res.*, **14**, 975-1001.
- Hall A., A. Da Costa Duarte, M.T. Matos Caldeira et M.F. Batista Lucas** (1987). Sources and sinks of mercury in the coastal lagoon of Aveiro, Portugal. *Sci. total Environment*, **64**, 75-87.
- Hamon P.Y. et H. Tournier** (1986). Évolution de la biomasse de mollusques en élevage dans l'étang de Thau de 1980 à 1984. *Revue Trav. Inst. Pêches marit.*, **48**, 33-44.
- Hart B.T.** (1982). Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates : a review. Sediment/freshwater interaction. *Proceedings of the 2nd International Symposium, Kingston, Ontario, 15-18 June, 1982*. P.G. Sly, et W. Junk, éditeurs, Springer Verlag, La Haye, Boston, London, 299-313.
- Helios-Rybicka E. et V. Förstner** (1984). Effect of oxyhydrate coatings on the binding energy of metals by clay minerals. Sediments and water interactions. *Proceedings of the 3rd International Symposium on interactions between sediments and water, Geneva, Switzerland, 27-31 August, 1984*. P.G. Sly, éditeur, Springer-Verlag, 381-385.
- Henry J.L., S. MacGibbon, G. Davis, R.M. Mackay et G.S. Moldan** (1989). Heavy metals, carbon, and hydrocarbons in the sediments of Table Bay Harbour. Special report. Republic of South Africa. Department of Environment Affairs. Sea Fisheries Research Institute, 1-26.
- Jarry V., P. Ross, L. Champoux, H. Sloterdijk, A. Mudroch, Y. Couillard et F. Lavoie** (1985). Répartition spatiale des contaminants dans les sédiments du Lac St Louis (Fleuve St Laurent). *Wat. Pollut. Res. J.*, **2**, 75-99.
- Jing Sheng C., L. Dong et B. Deng** (1989). A study on heavy metal partitioning in sediments from Poyang lake in China. *Hydrobiologia*, **176-177**, 159-169.
- Legendre P. et M.-J. Fortin** (1989). Spatial analysis and ecological modelling. *Vegetatio*, **80**, 107-138.
- Marcovecchio J.E., R.J. Lara et E. Gomez** (1986). Total mercury in marine sediment near a sewage outfall. Relation with organic matter. *Environ. tech. Letts*, **7**, 501-507.
- Millet B.** (1989). Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Écothau). *Oceanologica Acta*, **12**, 1, 37-47.
- Moriarty F. et H.M. Hanson** (1988). Heavy metals in sediments of the river Eccles Boume, Derbyshire. *Wat. Res.*, **22**, 4, 475-480.
- Ongley E.D., M.C. Bynoe et J.B. Percival** (1982). Physical and geochemical characteristics of suspended solids, Wilton Creek, Ontario. Sediment/freshwater interaction. *Proceedings of the 2nd International Symposium, Kingston, Ontario, 15-18 June, 1982*. P.G. Sly, et W. Junk, éditeurs, Springer Verlag, La Haye, Boston, London, 41-57.
- Péna G.** (1989). Sels nutritifs et micropolluants métalliques dans un écosystème lagunaire : l'étang de Thau. *Thèse, Université Montpellier II, France*, 143 pp.
- Péres J.-M.** (1984). Distribution de six radioéléments entre la phase soluble et particulaire à l'interface eau douce-eau de mer. *Thèse de 3ème cycle, Océanologie, Université de Luminy, Aix-Marseille II, France*.
- Picot B., G. Péna, C. Pittaluga, C. Casellas et J. Bontoux** (1987). Évaluation de la micropollution minérale de l'étang de Thau : choix d'une stratégie d'échantillonnage. *J. fr. Hydrol.*, **18**, 2 et 3, 91-102.
- Robbe D.** (1981). Pollution métallique du milieu naturel. Guide méthodologique de leur étude à partir des sédiments. Rapport bibliographique. Rapport de recherche LPC N°104. Laboratoire central des Ponts et Chaussées. 88 pp.
- Shepard F.D.** (1954). Nomenclature based on sand-silt-clays ratios. *J. sedim. Petrology*, **24**, 151-158.
- Sly P.G.** (1989 a). Sediment dispersion. Part 1 : Fine sediments and significance of silt/clay ratio. *Hydrobiologia*, **176** and **177**, 99-110.
- Sly P.G.** (1989 b). Sediment dispersion. Part 2 : Characterization by size of sand fraction and percent mud. *Hydrobiologia*, **176** and **177**, 111-124.
- Volle M.** (1985). *Analyse des données*. Economica, Collection Économique et Statistiques Avancées, Paris, 3<sup>ème</sup> édition, 323 pp.
- Windom H.L., S.J. Scroopp, F.D. Calder, J.D. Ryan, R.G. Smith, J.L.C. Burney, F.G. Lewis et C.H. Rawlinson** (1989). Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States. *Environ. Sci. Technol.*, **23**, 314-320.