

**DIRECTION DES
RECHERCHES OCEANIQUES**

**INFLUENCE DES REJETS URBAINS
SUR LA CONTAMINATION DE LA
RIVIERE DE MORLAIX
PAR LES METAUX**

*B. BOUTIER, J. F. CHIFFOLEAU,
J. L. GONZALEZ et J. NOEL*



DRO-90-04-MR

IFREMER
 Centre de Nantes
 B. P. n° 1049
 44037 NANTES CEDEX 01

DIRECTION DES RECHERCHES OCEANIQUES
 DEPARTEMENT MILIEU ET RESSOURCES

AUTEUR (S) : B. BOUTIER, J. F. CHIFFOLEAU, J. L. GONZALEZ et J. NOEL	CODE : N° <u>90 - 04 - MR</u>
TITRE INFLUENCE DES REJETS URBAINS SUR LA CONTAMINATION DE LA RIVIERE DE MORLAIX PAR LES METAUX	date : juin 1990 tirage nb : 20 Nb pages : 35 Nb figures : 9 Nb tabl. : 21
CONTRAT (intitulé) N° _____	DIFFUSION libre <input checked="" type="checkbox"/> restreinte <input type="checkbox"/> confidentielle <input type="checkbox"/>

RÉSUMÉ

Les rejets bruts et traités de l'agglomération de Morlaix ont été suivis d'une part sur une période de 24 heures, d'autre part sur une période de huit mois ; les quantités de métaux rejetées restent très inférieures à celles qui sont transportées par la rivière.

L'étude du sédiment du bassin versant et de l'estuaire confirme que l'influence de la ville reste limitée au bassin à flot, les variations des teneurs en métaux étant essentiellement contrôlées par la granulométrie.

Raw and processed outflow from the Morlaix city sewage treatment plant were monitored every fourth hour for a 24 hours period, and monthly for eight months. The urban Hg, Cd, Cu, Zn and Pb outflow was shown to be much less than the river-borne flux.

Sediments from the catchment area and estuary show that the influence of the town on the metal concentrations is limited to the harbour basin. The metal concentrations are essentially controlled by granulometry.

mots-clés :
 Métaux - Sédiment - Rivière de Morlaix

PREMIERE PARTIE

ETUDE DE LA STATION D'EPURATION DES EAUX USEES DE MORLAIX

Bernard BOUTIER, Jean-François CHIFFOLEAU et Joëlle NOEL

1. MATERIELS ET METHODES

1.1. Prélèvement et conditionnement

Des échantillons d'effluent brut et traité ont été prélevés toutes les trois heures dans la station de Morlaix les 21 et 22 avril 1986. Par ailleurs, un suivi hebdomadaire de la station a été réalisé entre le 10 Octobre 1988 et le 30 avril 1989.

Les échantillons d'effluent brut ou épuré ont été prélevés à l'aide d'une bonbonne de polyéthylène, en sortie de station pour l'effluent traité, après dégrillage et déshuilage pour l'effluent brut. Les échantillons destinés à l'analyse des métaux totaux ont été soutirés directement à la bonbonne et placés dans des flacons préalablement nettoyés à l'acide. Les échantillons destinés à l'analyse des métaux dissous ont été obtenus par filtration sur membrane de polycarbonate (0,4 μ Nuclepore) préalablement nettoyée (HNO₃ 10%, Merck, Suprapur). La tuyauterie, la pompe et les porte-filtres employés étaient exclusivement en téflon. Les manipulations ont été faites devant un caisson soufflant un flux laminaire d'air dépoussiéré.

Tous les échantillons ont ensuite été acidifiés par 150 μ l d'acide nitrique (Merck, Suprapur).

Lors du suivi de 1988-1989, les prélèvements ont été réalisés par un dispositif automatique asservi au débit, fournissant un échantillon représentatif des quantités rejetées dans la journée.

1.2. Analyse

Les échantillons non filtrés ont été évaporés lentement. Le résidu sec a été repris par HF, HCl et HNO₃ jusqu'à dissolution et analysé par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme pour Pb, Cd et Cu, et

à flamme pour Zn. Le mercure a été dosé sur des échantillons non filtrés après attaque par le brome et réduction par le chlorure stanneux, (Szakacs et al., 1980). La vapeur froide Hg^0 est dosée par absorption atomique (Thibaud, 1976).

2. RESULTATS ET DISCUSSION

2.1. Caractérisation des effluents

2.1.1. Concentrations

2.1.1.1. Effluent brut

2.1.1.1.1. Métaux totaux

* Etude ponctuelle des 21-22 avril 1986

Les teneurs en zinc (28 à 560 $\mu\text{g}/\text{l}$, tabl. 1) et en cuivre (3, 7 à 68 $\mu\text{g}/\text{l}$) s'inscrivent dans les intervalles habituellement rencontrés pour ce type de rejet (tabl. 1 et tabl. 2).

Le plomb (0,6 à 7,2 $\mu\text{g}/\text{l}$), le cadmium (0,17 à 0,56 $\mu\text{g}/\text{l}$) et le mercure (17,5 à 399 ng/l) se situent dans la partie inférieure des intervalles de valeurs habituellement cités. On peut voir dans ce fait un indice de la très faible proportion de rejets industriels ou artisanaux parvenant à la station. A titre de comparaison l'effluent de Toulon-Est (Faguet, 1986), à caractère moins strictement domestique, est légèrement plus chargé en métaux lourds (tabl. 2).

* Suivi 1988-1989

Les résultats sont légèrement supérieurs à ceux qui ont été observés lors de l'étude ponctuelle. Toutefois cette comparaison ne doit être prise qu'avec beaucoup de prudence, puisque la nature des échantillons est très différente (échantillons ponctuels instantanés d'une part, échantillons représentatifs d'une journée d'autre part).

2.1.1.1.2. Métaux dissous (tabl. 1)

Les concentrations en cadmium dissous observées sur le cycle de 24 heures sont faibles (0,08 à 0,2 $\mu\text{g}/\text{l}$), de l'ordre de grandeur de celles que l'on peut observer dans les eaux continentales (10 à 50 ng/l , Salomons et Forstner, 1984).

Les teneurs en cuivre sont nettement plus élevées qu'en milieu naturel, ce qui confirme l'existence d'un apport significatif au niveau de l'agglomération.

Ces deux éléments sont répartis de façon sensiblement égale entre phase dissoute et particulaire (tabl. 3). Ce type de répartition a déjà été observé pour le cadmium (Danielsson, 1981 ; Colin, 1986) mais il semble que le cuivre soit le plus souvent transporté sous forme particulaire (Colin, 1986 ; Nielsen et Hrudehy, 1983).

Les mesures de plomb dissous ont présenté quelques difficultés, certains résultats s'étant révélés légèrement supérieurs aux teneurs en plomb total. Il semble néanmoins que les teneurs en plomb total et dissous (tabl. 1), soient très proches, ce qui traduirait le fait que cet élément se trouve essentiellement sous forme dissoute dans l'effluent brut.

2.1.1.2. Effluent traité

2.1.1.2.1. Métaux totaux

* Cycle de 24 heures

Les teneurs en métaux totaux (tabl. 4) sont notablement abaissées par rapport aux valeurs observées en entrée (tabl. 1) sauf en ce qui concerne le cadmium. Cependant, il n'est pas possible de calculer un coefficient d'abattement relatif à chaque prélèvement, le temps de transit dans la station étant variable. Les coefficients d'abattement moyens seront donc estimés après calcul des flux entrants et sortants.

La composition de l'effluent secondaire en métaux traces correspond également à celle que l'on a pu observer sur d'autres stations du même type, les valeurs relevées dans l'effluent de Morlaix se situant plutôt dans la partie inférieure des intervalles rencontrés (tabl. 5). La comparaison avec l'effluent de la station de Toulon de type physico-chimique, montre que le rejet toulonnais est légèrement plus chargé en zinc et en mercure (tabl. 5).

* Suivi 1988-1989 (tabl. 4)

Le suivi sur 210 jours donne des résultats élevés. Il faut noter qu'il a été effectué deux ans après l'étude ponctuelle, et que le réseau a été modifié, entre temps, apportant un effluent moins dilué à la station. De même que pour l'effluent brut, cette comparaison doit être examinée avec prudence.

2.1.1.2.2. Métaux dissous

Les valeurs de cadmium dissous sont très faibles (0,03 à 0,12 µg/l, tabl. 4) comparables parfois à des résultats provenant d'échantillons d'eaux naturelles. La répartition dissous/particulaire est légèrement en faveur de la fraction particulaire, ce qui est inhabituel dans un rejet

épuré (tabl. 6). Les concentrations en cuivre dissous sont nettement plus élevées (2 à 3 µg/l) et représentent la quasi-totalité du cuivre présent dans le rejet (tabl. 3). Cette répartition plus conforme aux données déjà connues (tabl. 6) peut être interprétée en invoquant les phénomènes de précipitation et de décantation qui surviennent au niveau des traitements primaire et secondaire.

Le prélèvement effectué à 20 heures a été marqué par une remontée importante de floc. Cette remontée se traduit par une augmentation significative de tous les métaux totaux sauf le mercure, le phénomène étant particulièrement net pour le zinc et le cuivre (tabl. 4).

2.2. Variations journalières (Etude des 21 et 22 avril 1986)

2.2.1. Effluent brut

Les concentrations en métaux totaux sont soumises à d'importantes fluctuations comme en témoigne l'étendue des intervalles de variation (tabl. 2). Le zinc, le cadmium, le plomb et le cuivre varient de façon sensiblement parallèle (tabl. 1, fig. 1), un minimum très net est observé à 19 heures, et le maximum observé à 1 heure du matin est lié à l'arrivée des eaux résiduaires de l'abattoir de Morlaix. Une légère remontée de teneurs en début de journée caractérise la reprise des activités humaines.

Le mercure semble avoir un tout autre comportement (tabl. 1, fig. 1), les concentrations maximales sont atteintes en fin d'après-midi et de soirée et un minimum très net (< 17,5 ng/l) est observé au cours de la nuit. Les concentrations augmentent à partir de 10 heures. Ce cycle, très différent de celui des autres métaux, indique que le mercure a sans doute une origine différente ; contrairement au plomb, au cadmium, au cuivre et au zinc, il ne semble pas présent au niveau des eaux résiduaires de l'abattoir.

Les concentrations observées en sortie (tabl. 4, fig. 2) sont beaucoup plus stables qu'en entrée, aussi bien au niveau du dissous que du total. L'augmentation des teneurs observées à 20 heures ne doit pas être prise en compte dans l'étude des variations puisqu'elle résulte d'une évacuation accidentelle de floc. Par contre, nous l'avons intégrée dans notre calcul de flux, car elle semble intervenir assez souvent.

3. FLUX METALLIQUES JOURNALIERS

L'examen des quantités de métaux transportées par les différents vecteurs entrant ou sortant de la station les 21 et 22 avril 1986 (tabl. 7) montre que 40 % des apports d'effluents bruts étaient rejetés directement à la rivière. Le suivi réalisé en 1988 a montré une certaine amélioration de cette situation, puisque les quantités bypassées ne représentent plus que

10 % au plus de quantités apportées à la station.

Par ailleurs, malgré la hausse des concentrations aussi bien en entrée qu'en sortie lors du suivi, on constate que les flux de métaux sont restés sensiblement ce qu'ils étaient lors des 21 et 22 avril 1986, car les débits ont diminué à la suite de l'amélioration du réseau, (tabl. 10).

En multipliant les teneurs observées dans l'eau de l'écluse le 23 juin 1986, par le débit annuel de la rivière de Morlaix, nous avons obtenu une estimation de l'ordre de grandeur des apports de la rivière (tabl. 8). En comparant ces chiffres avec l'estimation des apports annuels de la station (tabl. 8) on constate que ces derniers ne constituent qu'une faible fraction des apports de la rivière. Il ne semble donc pas que la station d'épuration puisse modifier quantitativement les teneurs en éléments métalliques dans l'estuaire.

4. EFFICACITE DE LA STATION

Nous avons calculé un coefficient d'abattement pour chaque métal sur la base des quantités ayant transité par la station les 21 et 22 avril 1986 (tabl. 9).

$$C.A. = \frac{\text{quantité en entrée} - \text{quantité en sortie}}{\text{quantité en entrée}} \times 100$$

Les résultats varient entre 75 % et 80 % pour Hg, Pb, Cu et Zn, ce qui est conforme aux valeurs habituellement rencontrées dans les stations à traitement secondaire biologique (Colin, 1986) seul le cadmium ne subit aucun abattement lors du traitement de l'effluent (tabl. 9). De faibles taux d'élimination du cadmium ont déjà été observés sur d'autres stations (Brown et Lester, 1982) mais un résultat nul reste assez surprenant. Cette constatation alarmante doit toutefois être nuancée par le fait que l'effluent brut est très peu chargé en cadmium, ce qui limite les conséquences du manque d'efficacité de la station sur la qualité de l'environnement. De plus, il n'est pas établi que le faible rendement de la station observé aux basses teneurs en cadmium persisterait à des teneurs plus élevées.

Les moyennes des taux d'abattement observées sur le suivi à plus long terme serait plus faibles, ce qui n'est pas surprenant puisque dans ce cas il est tenu compte des périodes du mauvais fonctionnement de la station.

5. CONCLUSION

* L'étude des rejets de Pb, Cd, Cu, Zn et Hg par la station d'épuration de Morlaix a confirmé le caractère domestique du rejet, malgré l'important apport nocturne des abattoirs.

* L'efficacité de la station est satisfaisante pour Pb, Cu, Zn et Hg, mais elle est nulle pour le cadmium, qui est présent à de très faibles concentrations. Les apports au milieu en provenance de la station restent faibles, même en tenant compte du By-pass. L'étude de la couverture sédimentaire devrait permettre d'analyser plus finement l'influence de la station sur la qualité du milieu de la ria de Morlaix.

HEURES prél.	Zn total	Cd		Pb		Cu		Hg total
		total	dissous	total	dissous	total	dissous	
16	120	0,36	0,2	4	4	14,4	7,8	0,083
19	28	0,18	0,08	0,6	-	3,7	1,7	0,307
22	172	0,31	0,11	4,4	3,7	16,4	9,2	0,399
1	560	0,47	0,22	6	5,6	68	9,8	0,026
4	104	0,17	0,11	1,8	-	8,3	3,9	0,017
7	56	0,30	0,21	3,2	-	4,8	4,6	0,017
10	140	0,27	0,12	2,4	2,2	18,8	13,5	0,140
13	200	0,56	0,17	7,2	4,3	25,6	16	0,184
Moy. sur 210 J.	357	1,7	-	34	-	80	-	-

Tabl. 1. - Concentrations ($\mu\text{g/l}$) en métaux traces dans l'effluent brut de la ville de Morlaix (21 - 22 avril 1986).

Cd	Pb	Zn	Cu	Hg	REFERENCES
4 à 24	80 - 250	1200 - 2300	30 - 220	-	LESTER, 1981
0,8 - 9,2	-	80 - 840	39 - 295	-	NIELSEN <i>et al.</i> , 1983
3	140	197	68	-	SOPPER & SEAKER, 1983
0,2 - 0,6	0,6 - 7	28 - 560	4 - 68	< 0,017 - 0,4	Morlaix (ce travail)
0,24 - 2,4	-	44 - 281	12 - 146	0,393 - 1,04	FAGUET, 1986 (Toulon)
7	120	250	120	-	DAVIS & JACKNOW (1975)

Tabl. 2. - Composition de divers effluents urbains bruts ($\mu\text{g/l}$).

Heures prélèv.	EFFLUENT BRUT		Heures prélèv.	EFFLUENT EPURE	
	Cd	Cu		Cd	Cu
16	0,55	0,54	17	0,4	0,9
19	0,44	0,46	20	0,2	0,3
22	0,35	0,56	23	0,16	0,9
1	0,47	0,15	2	0,5	0,6
4	0,65	0,47	5	0,3	0,7
7	0,7	0,95	8	0,2	0,6
10	0,44	0,72	11	0,2	0,4
13	0,3	0,63	14	-	0,9

Tabl. 3. - Rapport métal dissous/métal total dans l'effluent de Morlaix.

Heures Prélèv.	Cd		Pb total	Zn total	Cu		Hg total
	total	dissous			total	dissous	
17	0,18	0,08	0,64	30	3,2	3,01	0,0482
20	0,34	0,07	1,3	60	8,4	2,73	0,0351
23	0,37	0,06	0,84	35	3,2	3,08	0,0789
2	0,22	0,12	0,88	34	3,2	2	< 0,015
5	0,24	0,08	1,36	31	4,3	2,94	0,0395
8	0,28	0,06	0,7	30	4,5	2,85	0,0175
11	0,14	0,03	0,84	36	4,1	1,81	0,0175
14	0,88	0,03	0,86	28	2,2	1,86	0,0175
Moyenne 210 jours	0,6	-	-	142	29	-	-

Tabl. 4. - Concentrations des métaux traces dans l'effluent urbain de Morlaix après épuration ($\mu\text{g/l}$).

Cd	Pb	Zn	Cu	Hg	REFERENCES
7 - 10	41 - 56	102 - 105	15 - 40	0,120 - 0,160	CHEN <i>et al.</i> (1974)
0,7 - 17	9 - 90	90 - 1500	25 - 100	-	LESTER (1981)
10	20	40	120	-	NETZER & CRAWFORD (1981)
0,14 - 0,88	0,64 - 1,4	28 - 60*	2,2 - 8,4*	0,015 - 0,079	MORLAIX (ce travail)
-	< 2	24 - 102	5 - 33	0,027 - 0,080	TOULON (FAGUET, 1986)

Tabl. 5. - Composition de divers rejets urbains après traitement ($\mu\text{g/l}$, métaux totaux).

(*) Valeurs maximales observées lors de passage de floc.

REFERENCES.	NIELSEN & HRUDEY 1983	NIELSEN & HRUDEY 1983	COLINS 1986	Ce travail (Morlaix)	Ce travail (Morlaix)
TYPE D'EFFLUENT	Brut	Epuré	Brut	Brut	Epuré
Cd	0,06	0,75	0,4	0,49 0,3 - 0,7	0,28 0,16 - 0,5
Cu	0,04	0,67	0,9	0,56 0,15 - 0,95	0,66 0,3 - 0,9

Tabl. 6. - Rapport métal dissous/métal total dans différents effluents.

	Effluent brut		By Pass		Entrée Process		Sortie	
	total	dissous	total	dissous	total	dissous	total	dissous
Zn	1 410	-	594	-	759	-	177	-
Cd	2,7	1,2	1,1	0,5	1,6	0,74	1,6	0,31
Pb	31	-	12,8	-	18,3	-	4,5	-
Cu	165	72	70	30	94	41	21	12,4
Hg	1,3	-	0,5	-	0,8	-	0,16	-

Tabl. 7. - Quantités de métaux ayant transité à la station de Morlaix les 21 et 22 avril 1986 (en grammes).

	Zn	Cd	Pb	Cu
A. Concentration dans l'eau de l'écluse (µg/l)	42	0,13	1	2
B. Débit annuel		$9,5 \cdot 10^{10}$ l		
Apport de la rivière (A x B)kg	3990	12,3	95	126/90
Apport de la station (kg)	280	1	6,3	33
% représenté par les apports de la station	7	8	6,6	17
Suivi 88-89 (flux en Kg)	201	1	-	43

Tabl. 8. - Comparaison des apports annuels respectifs de la station et de la rivière de Morlaix (métaux lourds).

REFERENCES	Zn	Cd	Pb	Cu	Hg
Morlaix (22-22 avril 86)	77	0	75	78	80
FAGUET (1986-Toulon)	22 - 86	-	-	24 - 83	-
OLIVER et COSGROVE 1975	77	80	93	73	> 85
COLIN et LE GUILLOU 1980	73	42	57	77	-
COLIN (1986) valeurs moyennes après compilation	74	75	85	85	> 92
MORLAIX : Ce travail	62	63	-	63	-

Tabl. 9. - Coefficients d'abattement moyens de diverses stations (%).

	App. TOTAL	By-pass	Entrée process	Sortie process	sortie total
Cd	2	0,2	1,8	0,66	0,86
Cu	96	12	84	31	43
Zn	436	57	379	145	202

Tabl. 10 - Flux de métaux annuels à la station d'épuration de Morlaix (Kg). Résultats du suivi 1988-1989.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BROWN, M.J., & J.N. LESTER, 1982. Role of bacterial extra-cellular polymers in metal uptake in pure bacterial culture and activated sludge. Water research, vol. 13. n° 9, pp. 817 - 837.
- COLIN, F., & J.F. LE GUILLOU, 1980. Recherche de l'origine et du mécanisme de concentration des métaux lourds dans les boues résiduaires. Compte rendu de fin de contrat Ministère de l'Environnement, comité sol. Contrat MER/UP : RB n° 9004, Institut de recherches hydrologiques, RH 80 - 78, 36 p.
- COLIN, F., 1986. Etat et devenir des métaux contenus dans les effluents urbains et mixtes en relation avec l'utilisation agricole des boues. Vol. 1. Etude bibliographique et documentaire détaillés. Institut de recherches hydrologiques.
- CHEN, K.Y., C.S. YOUNG, T.K. JAN & N. ROHATGI, 1974. Trace metals in waste water effluents. Journal of water pollution control federation. Vol. 46, n° 12, déc. 1974.
- DANIELSSON, L.G., B. MAGNUSSON & K. ZHANG, 1981. Trace metal emission in municipal sewage. In : "Heavy metals in the Environment". International Conference. C E P Consultants - Ltd, Amsterdam, pp. 133 - 135.
- DAVIS J.A. III & J. JACKNOW, 1975. Heavy metals in waste water in three urban areas. Journal of water pollution control federation. Vol. 47, pp. 2292 - 2297.
- FAGUET D., 1986. Les effluents de Toulon est : charge organique et polluants métalliques (rapport d'activité).
- LESTER J.N., 1981. Removal of heavy metals in conventional waste water treatment. In "Heavy metals in the Environment". International Conference. C E P Consultants - Ltd, Amsterdam, pp. 104 - 113.
- NETZER A. & D.L. CRAWFORD, 1981. Heavy metals pathways in physical - chemical and biological waste water treatment processes. In "Heavy metals in the Environment". International Conference. C E P Consultants - Ltd, Amsterdam, pp. 129 - 132.
- NIELSEN J.P. & S.E. HRUDEY, 1983. Metal loadings and removal at a municipal activated sludge plant. Water res., 17 (9) pp. 1041 - 1052.

- OLIVER B.G. & E.G. COSGROVE, 1975. Metal concentrations in the sewage, effluents, and sludges of some southern Ontario waste water treatment plants. *Environmental Letters.*, 9, (1), pp. 75 - 90.
- SALOMONS W. & U. FORSTNER, 1984. *Metals in the hydrocycle* Springer - Verlay. Berlin 1984. pp. 138 - 211.
- SOPPER W.E. & E.M. SEAKER, 1983. Fate of trace metals on a land treatment system. In "Heavy metals in the Environment". International Conference, Heidelberg. C E P Consultants.
- SZAKACS O., ALASZITY & Z.S. HORVATH, 1980. Breakdown of organic mercury compounds by hydrochloric acid permanganate or bromine monochloride solution for the determination of mercury by cold vapor atomic absorption spectrometry. *Anal. Chim. Acta*, 121 : 219 - 224.
- THIBAUD Y., 1976. Analyse du mercure par un procédé semi-automatique ; application aux organismes marins et à l'eau de mer en particulier. *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, 250 : 1 - 8.

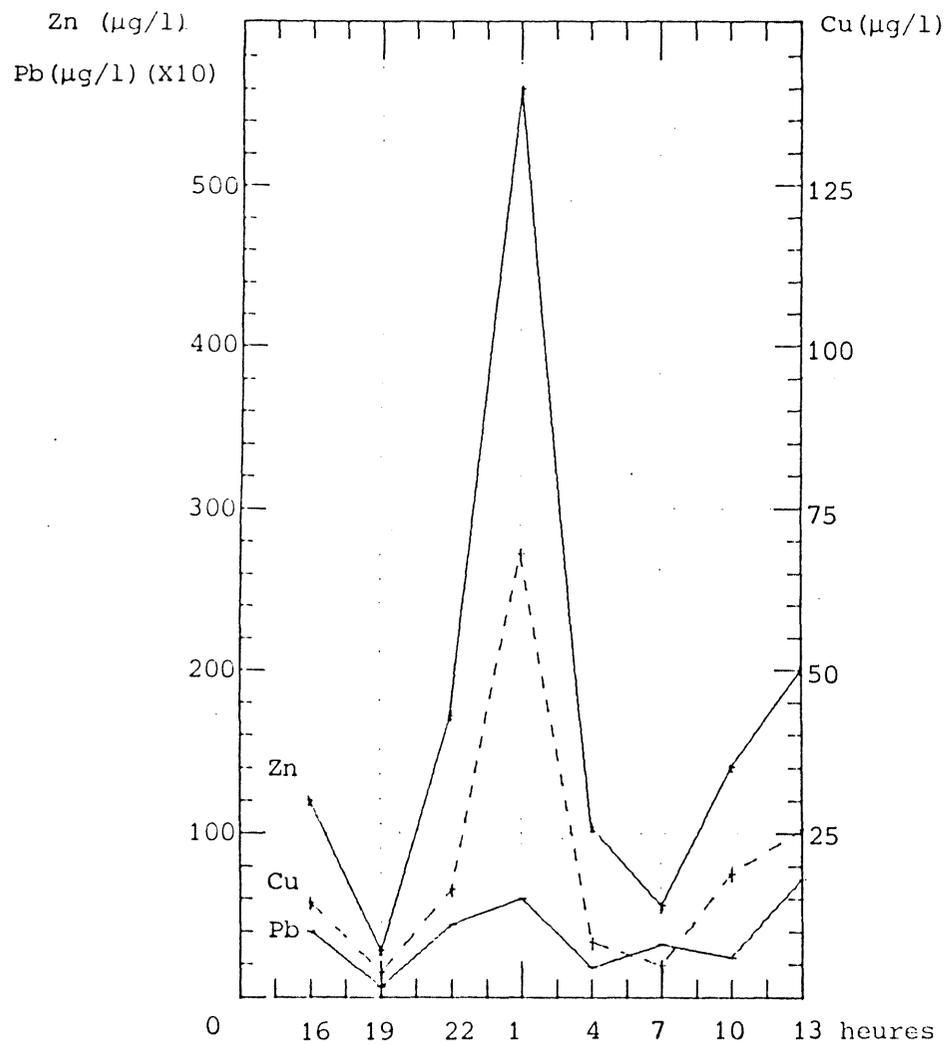


Fig. 1.- Concentration en Zn, Pb et Cu dans l'effluent brut de Morlaix.

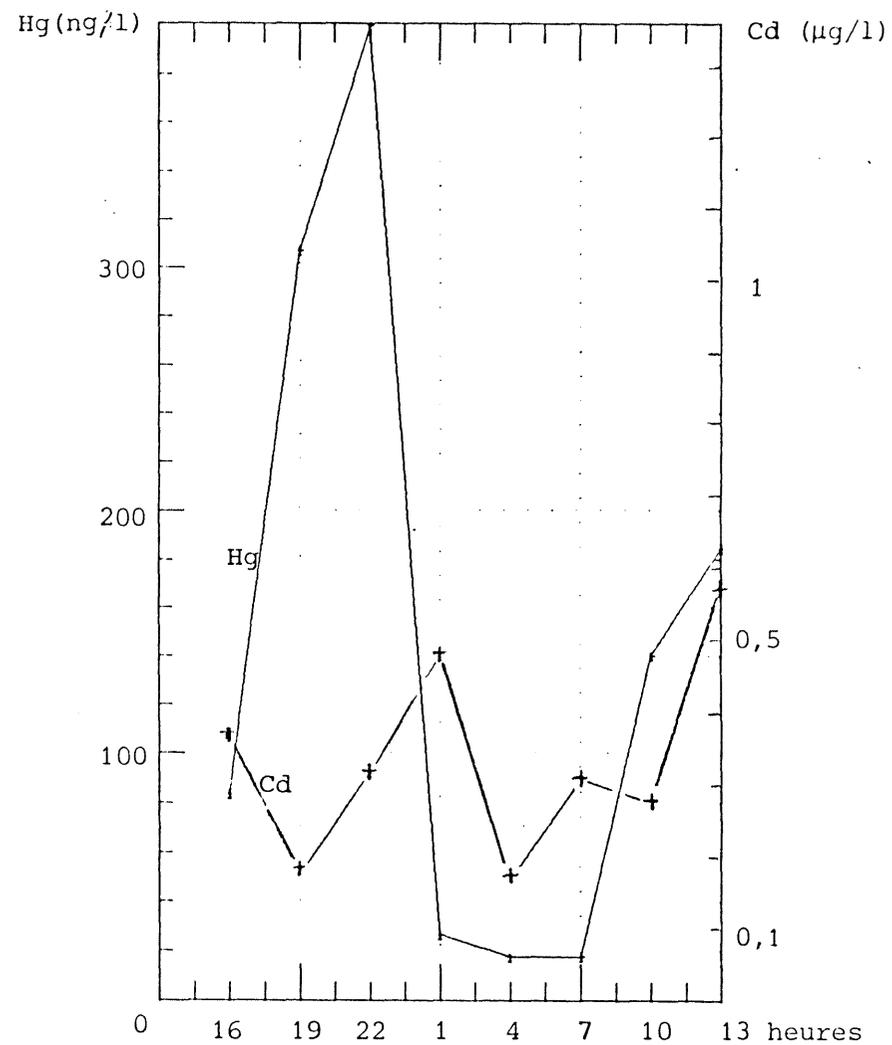


Fig. 2.- Concentration en Hg et Cd dans l'effluent brut de Morlaix.

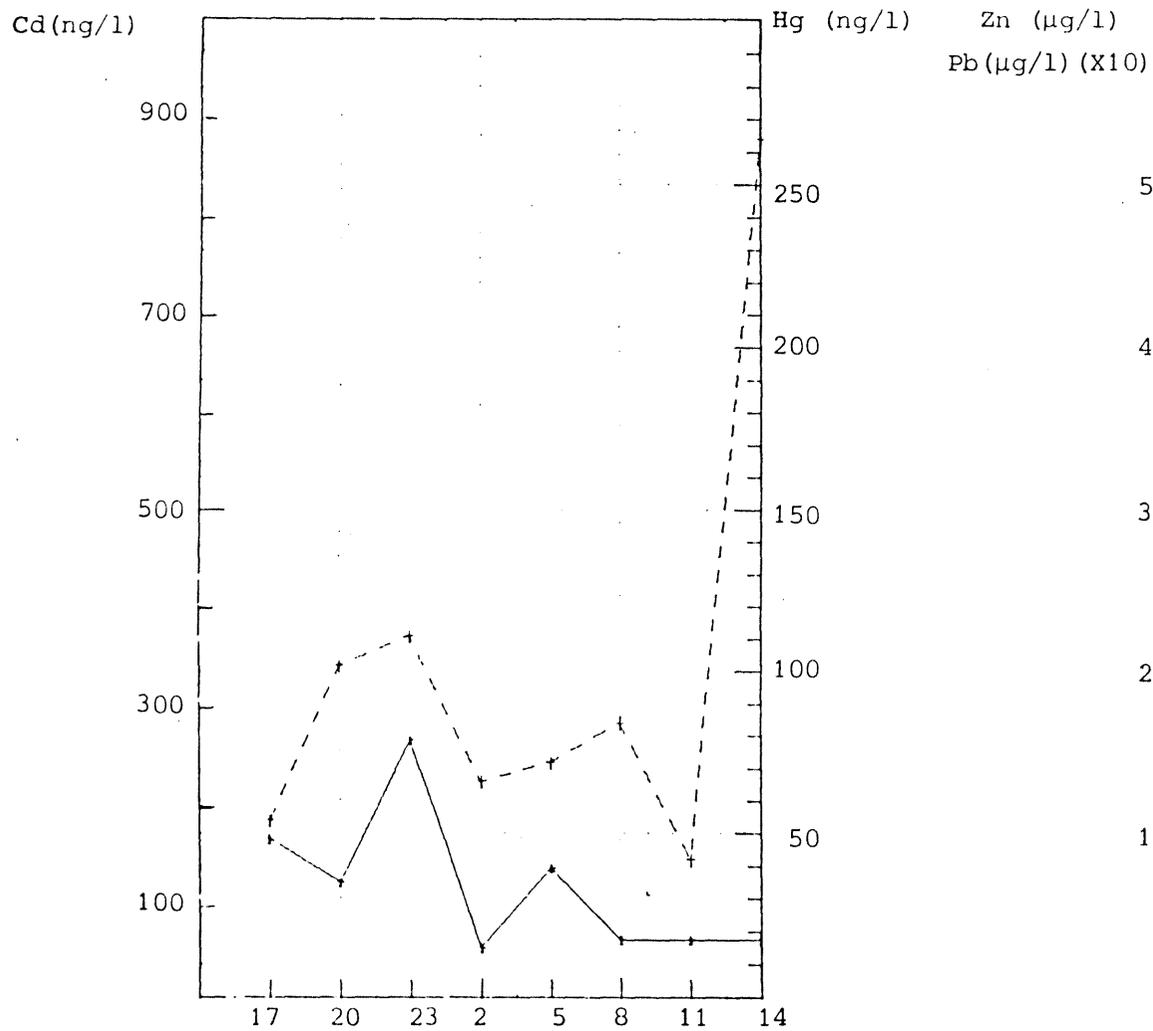


Fig. 3.- Concentration en Hg et Cd dans l'effluent traité de Morlaix (métaux totaux).

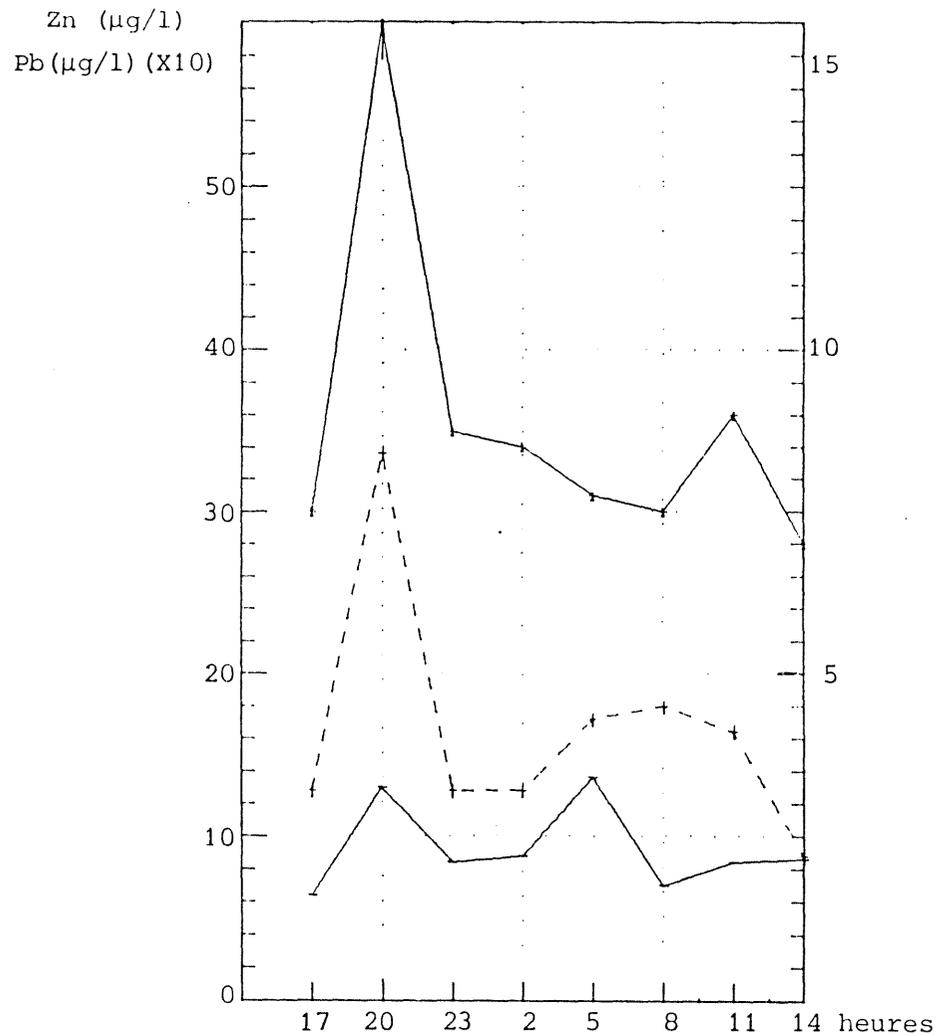


Fig. 4.- Concentration en Zn, Cu et Pb dans l'effluent traité de Morlaix (métaux totaux).

DEUXIEME PARTIE

LES METAUX DANS LES SEDIMENTS DE LA RIVIERE DE MORLAIX : INFLUENCE DES REJETS DE L'AGGLOMERATION

I – INTRODUCTION

Dans le cadre du programme "Rejets Urbains en mer" une campagne de mesure de la teneur en métaux traces des sédiments a été entreprise dans l'estuaire de Morlaix, la Penzé, et quelques-uns de leurs affluents (Jarlot, Queffleuth, Tromorgant).

L'étude de la station d'épuration de Morlaix n'a pas révélé de problème particulier en ce qui concerne les métaux toxiques (Pb, Cd, Cu, Zn, Hg). Le travail que nous présentons ici se propose de chercher dans le sédiment la trace d'un éventuel apport de la station et, plus largement, de l'agglomération, puisqu'il est impossible de séparer ces deux influences dans la partie aval de la rivière.

La réalisation de cet objectif global passe par différentes étapes :

- étude des concentrations en métaux des sédiments superficiels,
- étude des niveaux inférieurs à l'aide de carottages,
- détermination des facteurs régissant la répartition des métaux dans l'estuaire,
- comparaison du bassin versant de la rivière de Morlaix et de celui de la Penzé.

2 – PRESENTATION DU SITE

2.1. Cadre géographique et géologique

La Penzé et la rivière de Morlaix sont les deux plus importants cours d'eau qui se jettent dans la baie de Morlaix (Finistère) et sont des centres ostréicoles majeurs de la Bretagne septentrionale. Ces deux estuaires N.N.O. - S.S.E représentent les limites naturelles d'un compartimentage du socle métamorphique hérité des orogénèses précambrienne et paléozoïque (Auffret, 1983).

2.2. Aspects sédimentologiques

La couverture sédimentaire ainsi que la granulométrie des sédiments de l'estuaire de Morlaix ont été étudiées par Bassoulet *et al.* (1987). Des compléments d'étude sur la fraction granulométrique supérieure à 500 microns, sur laquelle ont été effectués des comptages de quartz et de micas indiquent que :

- le quartz représente 70 à 80 % du total des minéraux,
- les micas sont peu abondants, ne représentant souvent que 3 % des minéraux.

Les auteurs ont mis en évidence quatre faciès sédimentaires qui permettent d'individualiser deux zones :

- de l'écluse au confluent du Dourduff (fig.1), les particules sont réparties entre les classes "fines" et "très fines".
- en aval du Dourduff apparaît une fraction notable de particules plus grossières (> 77 μ m).

Ces deux zones correspondent également à une différenciation de la composition chimique du sédiment. En amont du Dourduff, les teneurs en carbonates sont très faibles (5 %) alors qu'en aval elles augmentent très vite, allant jusqu'à 40 % dans les chenaux.

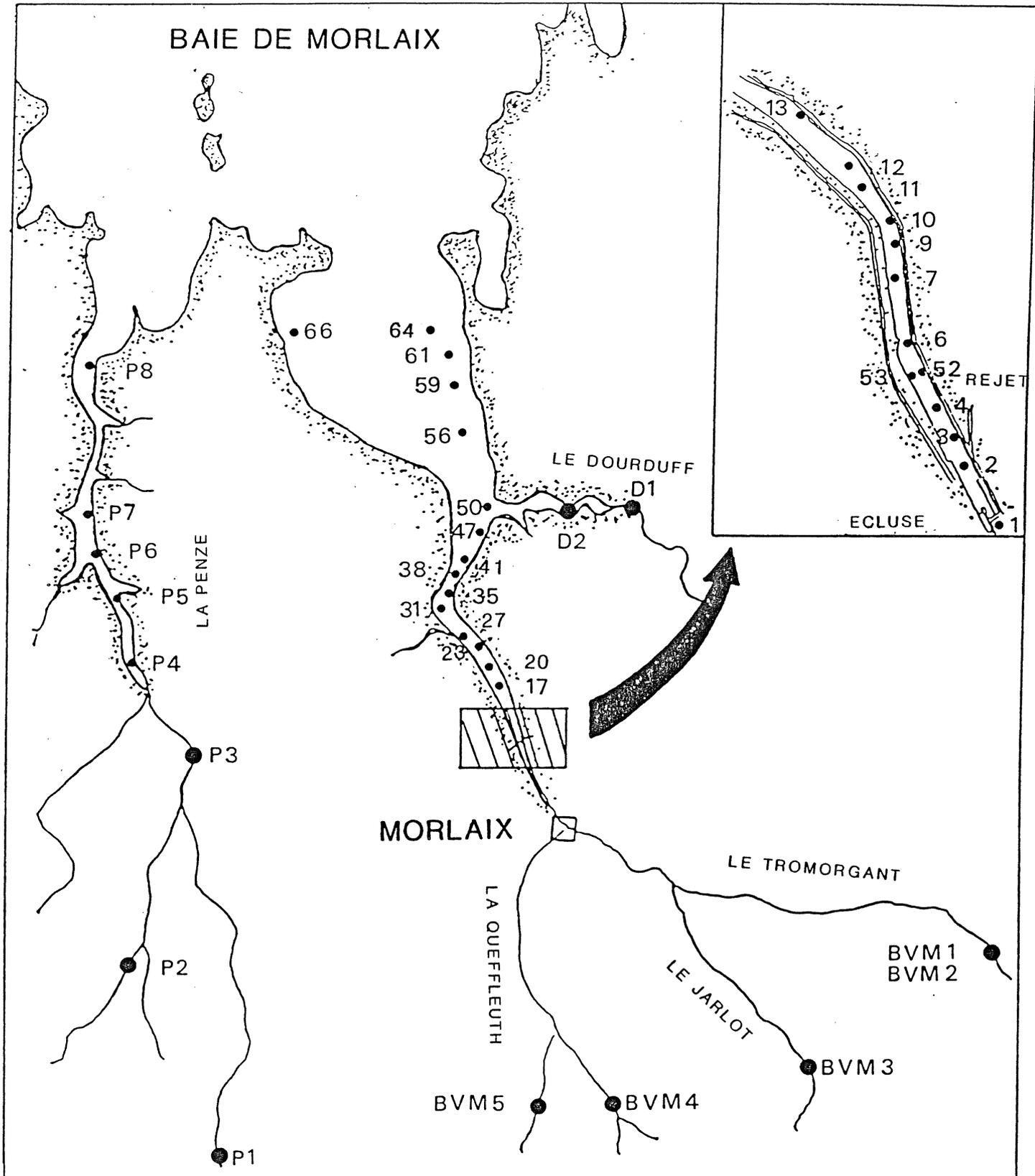


Fig. 1 : Position des points de prélèvement de sédiment.

Par ailleurs, un fort enrichissement en montmorillonite (jusqu'à 25 %) et en chlorite (16 %) ainsi qu'un appauvrissement en illite caractérisent les sédiments de la partie amont de l'estuaire.

La minéralogie des vases de la Penzé est banale : quartz dominants, feldspaths, micas et argiles (essentiellement illite, chlorite et kaolinite). Le pourcentage en carbonates est souvent inférieur à 10 % (Auffret, 1983).

3 – MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1. Échantillonnage

En tout, 43 échantillons ont été prélevés manuellement en raclant à l'aide d'une spatule en polyéthylène la couche supérieure du sédiment.

Ces échantillons ont été stockés dans des flacons de polyéthylène préalablement nettoyés à l'acide nitrique dilué et rincés à l'eau désionisée.

La répartition des échantillons est la suivante (fig. 1) :

* Rivière de Morlaix et baie : 28 échantillons numérotés de 1 à 66 pour utiliser les mêmes notations que dans le cadre de l'étude générale de la baie.

* Bassin versant de la rivière de Morlaix : 5 échantillons

– 2 dans le Tromorgant : BVM 1 et BVM 2

– 1 dans le Jarlot : BVM 3

– 1 dans la Queffleuth : BVM 4

– 1 à Boudougoalen : BVM 5

* Dourduff : 2 échantillons, D1 et D2

* Penzé : 8 échantillons

– 3 dans le bassin versant, notés P1 à P3 ; Vallon du pont, Kerhervé, Penhoat,

– 5 sur la slikke de l'estuaire de la Penzé, notés P4 à P8.

3.2. Traitement des échantillons

Les sédiments ont été lyophilisés.

En vue du dosage des éléments-traces, les échantillons à analyser ont subi une attaque par HCl, HNO₃ et HF, visant à leur mise en solution complète (Sturgeon *et al.*, 1982).

3.3. Dosage des métaux-traces particuliers

Le dosage du plomb, du cuivre et du cadmium a été réalisé par spectrophométrie d'absorption atomique sans flamme, celui du fer, du manganèse et du zinc par spectrophométrie d'absorption atomique à flamme air-acétylène, et celui de l'aluminium par spectrophométrie d'absorption atomique à flamme oxyde nitreux-acétylène avec ajouts dosés. La validité des résultats a été vérifiée par rapport aux standards du conseil canadien de la recherche (N.B.S.S.1 et B.C.S.S.1).

Le mercure a été dosé par spectrophométrie d'absorption atomique sur la vapeur froide après attaque totale du sédiment et réduction par le chlorure stanneux (Toth et Ingle, 1977).

3.4. Paramètres complémentaires

L'étude des métaux particuliers a été complétée par l'acquisition d'autres paramètres :

- carbone et azote organiques particuliers (analyseur multi-éléments),
- teneurs en eau (gravimétrie),
- microgranulométrie.

Ces paramètres n'ont pas été déterminés sur tous les échantillons.

4 – RESULTATS

4.1. L'estuaire de Morlaix

4.1.1. Les sédiments de surface

a) Pourcentage de carbone organique particulaire (tab. 1)

En amont du Dourduff, ils sont compris entre 1.5 et 4.69 % (St 31) (la moyenne étant de 3,2 %) ces valeurs sont comparables à celles que El Ghobary (1983) a observées dans les vases du bassin d'Arcachon, et sont légèrement supérieures aux valeurs obtenues par le même auteur dans les vases de la baie de Marennes-Oléron. Les sédiments de la rivière de Morlaix sont donc riches en matière organiques.

En aval, ils sont nettement plus pauvres (0.5 %). Cette répartition est liée à la granulométrie (tab. 1), et sans doute aux teneurs en carbonates, une augmentation de ces deux paramètres s'accompagnant d'une diminution de la teneur en carbone organique.

b) Pourcentage en azote organique (tab. 1)

Les valeurs sont comprises entre 0.09 % (station 59) et .54 % (station 31). Les variations sont calquées sur celles du carbone organique.

c) Teneur en eau du sédiment (tab. 1)

Ce paramètre permet aussi d'individualiser deux groupes de stations : tout d'abord celles où le sédiment est vaseux, dont les teneurs en eau se situent entre 50 et 75 %, elles sont situées dans la rivière de Morlaix proprement dite. Ensuite les stations où le sédiment est plus grossier, contenant 25 à 40 % d'eau.

d) Granulométrie (tab. 1)

Le mode est compris entre 21.4 (station 4) et 69.1 (station 66) micromètres. Il augmente d'amont en aval ; cette évolution vers un sédiment plus grossier est particulièrement sensible au passage du Dourduff. On retrouve donc par l'étude de la granulométrie la partition des stations en deux groupes ; les stations 1 à 50, représentant la rivière, à granulométrie fine, et les stations 56 à 66, représentant la baie, à granulométrie plus grossière.

St	Al %	Fe %	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Cd mg/kg	CO %	NO %	Eau %	% < 19 μ	% compris entre 19 et 61 μ	% compris entre 61 et 150 μ	Mode	Hg mg/kg
1	7.0	4.16	417	252	32	89.6	1.49								
2	4.9	1.73	247	78	14	20.9	0.50	1.54	0.17	48.5	2.7	92.3	5.0	43.5	0.15
3	6.7	2.84	245	195	32	47.3	0.89	4.33	0.50	80.0	8.1	83.0	8.9	43.5	0.30
4	6.6	3.18	265	210	32	58.8	1.02	4.55	0.53	72.5	27.2	71.5	1.3	21.8	0.41
5	5.3	2.25	223	146	22	38.9	0.77	2.47	0.30	69.7	12.8	80.8	6.4	43.5	0.31
5	6.9	2.95	266	193	33	51.1	1.07	4.11	0.44	74.7	17.3	79.5	3.2	34.5	0.38
6	6.1	2.77	255	181	25	43.6	0.87	3.07	0.36	53.4	15.2	79.0	5.8	43.5	0.67
7	5.0	1.62	216	98	11	23.4	0.26	1.23	0.14	48.1	6.4	90.4	3.2	34.5	0.16
9	5.1	2.26	241	134	21	39.1	0.61	2.13	0.24	48.7	12.4	83.1	4.5	43.5	0.21
10	5.6	1.74	231	100	14	30.5	0.42	1.47	0.17	46.4	12.7	83.4	3.9	34.5	0.15
11	7.7	3.10	258	185	26	52.1	1.01	4.58	0.52	49.9	1.5	79.8	17.8	43.5	0.41
12	6.3	2.94	250	170	28	47.3	0.82	2.95	0.33	55.0	-	96.2	-	-	-
13	7.9	3.15	274	181	35	56.2	1.34	4.33	0.48	65.6	13.4	82.2	4.4	34.5	0.47
17	6.5	3.14	252	191	31	50.7	1.01	-	-	-	-	-	-	-	0.42
20	7.2	2.87	267	177	27	46.8	0.98	3.73	0.39	67.8	12.0	83.2	4.8	43.5	0.31
23	5.6	2.90	229	166	29	42.9	0.83	3.96	0.48	65.1	15.9	78.0	6.1	34.5	0.30
27	5.9	2.54	220	157	24	44.5	0.72	2.29	0.27	56.8	5.9	88.0	6.1	43.5	0.46
31	7.0	3.15	249	190	28	51.7	0.97	4.69	0.54	69.3	12.0	79.4	8.6	34.5	0.32
35	5.9	2.95	251	171	25	47.2	0.77	4.01	0.44	64.1	9.0	85.7	5.3	34.5	0.29
38	5.5	2.47	240	138	19	33.9	0.60	2.84	0.33	67.7	18.9	74.2	6.8	34.5	0.21
41	5.4	1.88	249	150	23	40.0	0.66	2.95	0.35	66.0	6.8	80.3	12.9	43.5	0.25
47	4.9	1.70	223	81	13	25.9	0.26	1.36	0.20	53.6	6.4	89.5	4.1	43.5	0.21
50	5.4	2.07	237	120	18	34.9	0.52	-	-	-	25.4	70.6	4.2	43.5	0.13
56	5.0	2.25	277	92	15	29.3	0.37	1.99	0.27	64.9	-	-	-	-	0.11
59	3.8	1.25	185	46	7	19.1	0.13	0.50	0.09	39.0	0.4	88.5	11.1	54.8	0.05
61	5.2	1.15	148	34	4	21.4	0.11	0.30	0.13	30.6	3.5	63.6	32.8	54.8	0.02
64	5.0	0.65	159	22	2	20.2	0.16	0.31	0.12	22.9	11.1	57.5	31.4	54.8	<L.D.
66	4.4	0.77	129	27	3	31.0	0.09	1.29	0.14	25.1	4.8	68.2	-	-	0.05

Tableau 1 - Résultats des analyses pratiquées sur les sédiments superficiels de la rivière de Morlaix (partie estuarienne et baie)

e) Métaux (tab. 2)

Les intervalles de variation des teneurs en métaux sont très larges. En ce qui concerne les métaux "toxiques" (Pb, Cu, Cd, Zn, Hg) ces intervalles s'étendent depuis les niveaux habituellement considérés comme "naturels" jusqu'à des niveaux dits "élevés". A titre d'exemple, les teneurs considérées comme naturelles dans un sédiment côtier fin sont les suivantes : (Anonyme, 1984).

Zn : 100 mg/kg

Cd : .3 mg/kg

Pb : 25 mg/kg

Cu : 20 mg/kg

Hg : .2 mg/kg

On considère généralement qu'un apport anthropique est probable quand les teneurs dépassent le double de ces valeurs, ceci toujours pour un sédiment fin.

Les teneurs en fer, manganèse, et aluminium sont également dispersées. Beaucoup plus faibles vers l'aval où le sédiment est plus grossier et plus riche en carbonates, elles sont plus importantes dans la partie estuarienne, essentiellement vaseuse.

Les teneurs en manganèse sont plus faibles que celles qui ont été observées en Gironde et dans la baie de Marennes-Oléron par El Ghobary (1983). Elles sont comparables à celles qui ont été observées par cet auteur dans le bassin d'Arcachon. Ces faibles teneurs en manganèse, associées à l'aspect noirâtre du sédiment même en surface montrent que la quasi-totalité des sédiments de l'estuaire est soumise à des conditions réductrices.

Les variations des teneurs en métaux ne sont pas aléatoires mais décroissent de l'amont vers l'aval. Trois étapes principales marquent cette décroissance :

- Le bassin à flot présente les plus fortes teneurs ; 250 mg/kg de zinc, 32 mg/kg de cuivre, 90 mg/kg de plomb, 1.5 mg/kg de cadmium. Ces valeurs, comparées aux repères cités précédemment, traduisent sans doute une certaine influence de l'agglomération et du port de Morlaix.

- La rivière proprement dite présente des teneurs intermédiaires entre le bassin à flot et la baie, en décroissance jusqu'au Dourduff (Stations 2 à 50).

- A partir du Dourduff et jusque dans la baie les teneurs chutent nettement, sans doute en liaison avec l'augmentation de la granulométrie et de la teneur en carbonates.

4.1.2. Carottes

Deux carottes ont été prélevées sur des banquettes de vase sableuse émergeant à marée basse (stations 4 et 12).

- Paramètres généraux (tab. 2 et 3).

La granulométrie des deux carottes est relativement homogène ; tous les niveaux présentent 90 à 99 % de particules inférieures à 63 micromètres. Elles présentent des traces d'anoxie sur toute leur longueur, confirmées par les faibles teneurs en manganèse particulaire (moins de 300 mg/kg).

Prof. cm	Fe %	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Al %	Cd mg/kg	Hg mg/kg
Surf	2.99	269	204	31.3	53.2	6.6	0.89	0.69
1 - 2	2.14	260	138	21.4	38.2	6.1	0.60	0.38
2 - 4	2.21	207	-	23.1	40.5	5.0	0.58	0.42
4 - 5	2.25	225	142	22.7	59.9	5.8	0.65	0.39
5 - 6	2.23	204	128	20.9	41.0	5.8	0.53	0.46
6 - 7	2.65	218	170	29.2	45.5	6.1	0.82	0.78
7 - 8	2.43	209	145	26.1	45.0	5.6	0.67	0.56
8 - 9	2.43	207	145	28.3	39.5	4.9	0.67	0.55
9 - 10	2.42	239	147	23.8	38.1	5.4	0.65	0.52
10 - 12	2.10	202	-	25.6	42.5	5.7	0.61	0.66
12 - 14	2.36	231	152	23.9	40.5	5.3	0.71	0.43
14 - 16	1.93	189	-	-	52.8	4.9	0.68	0.26
16 - 18	2.57	214	153	25.6	42.9	5.2	0.72	0.53
18 - 20	2.22	200	129	20.3	37.5	6.1	0.57	0.47
20 - 22	2.63	215	163	29.2	44.6	5.7	0.89	0.54
22 - 24	2.71	224	164	25.4	40.5	5.2	0.76	0.56
24 - 26	2.69	234	164	28.5	43.6	6.1	0.90	0.68
26 - 28	2.76	238	190	30.3	48.5	6.5	0.88	0.75
28 - 30	1.57	174	95	20.1	48.0	4.2	0.40	0.38
30 - 32	2.27	242	150	21.6	39.3	5.3	0.59	0.38
32 - 34	2.35	236	134	26.5	45.2	5.4	0.77	0.32

Tableau 2 - Caractéristiques physico-chimiques des sédiments carottés
à la station 4

Prof. cm	Fe %	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Al %	Cd mg/kg	C.O. %	Hg mg/kg
Surf	2.94	250	170	27.7	47.3	6.3	0.82	2.95	0.90
1 - 2	2.44	230	145	23.7	39.5	5.6	0.62	3.13	0.43
2 - 3	2.69	238	160	23.9	43.1	5.9	0.75	3.57	0.41
3 - 4	2.68	243	173	27.1	49.2	6.9	1.04	-	0.43
4 - 5	2.83	242	166	27.1	46.3	5.7	0.70	3.29	0.50
5 - 6	2.78	248	-	26.6	44.7	7.3	0.94	-	0.48
6 - 8	2.81	239	167	25.8	47.5	7.0	0.61	2.76	0.53
8 - 10	2.76	244	156	22.4	42.1	5.9	0.66	2.70	0.49
10 - 12	3.11	240	189	25.0	47.9	7.0	0.74	2.87	0.94
12 - 15	2.88	246	176	28.6	47.5	7.4	0.91	2.76	1.04
15 - 16	3.04	239	-	31.2	53.9	6.8	0.79	3.00	1.05
21 - 22	2.68	229	197	28.6	59.0	6.8	1.04	3.05	1.12
22 - 24	2.99	238	-	33.1	61.2	6.2	1.10	3.09	1.19
24 - 26	3.03	225	-	31.8	63.1	5.9	0.78	-	1.14
28 - 30	2.50	213	194	25.9	54.3	6.0	0.51	2.29	1.02

Tableau 3 - Caractéristiques physico-chimiques des sédiments carottés
à la station 12

Les teneurs en carbone organique particulaire ont été mesurées sur la carotte de la station 12. Comprises entre 2.6 et 3.4, elles ne diffèrent pas sensiblement des teneurs observées dans les sédiments superficiels de la rivière.

– Métaux-traces (tab. 2 et 3).

Les intervalles de variation pour les différents métaux sont les suivants :

Zn : 100 à 200 mg/kg

Cu : 20 à 30 mg/kg

Pb : 40 à 60 mg/kg

Cd : .4 à 1 mg/kg

Hg : .3 à 1 mg/kg

Ces teneurs sont de l'ordre des niveaux naturels pour Zn et Cu. Elles sont légèrement plus élevées pour le plomb, et le facteur d'enrichissement varie de 1 à 5 pour Cd et Hg. Il faut toutefois remarquer que les fortes teneurs en matière organique rencontrées dans les sédiments de cet estuaire peuvent expliquer en partie les fortes teneurs en mercure et cadmium.

Aucune structure n'est reconnaissable dans la répartition des teneurs en métaux. Le sédiment semble donc relativement perturbé sur les stations étudiées (bioperturbation, remise en suspension par les courants de marée).

4.2. Le bassin versant de la rivière de Morlaix (tab. 4)

4.2.1. Généralités

Nous n'avons pas effectué d'étude quantitative sur la granulométrie de ces sédiments. A l'examen visuel, il s'agit de vases sableuses. Dans le Tromorgant (échantillons BVM 1 et BVM 2) la fraction de micas nous a paru assez importante. Corrélativement, c'est dans cette rivière que les teneurs en carbone organique sont les plus faibles, inférieures à 1 %. Dans les échantillons des autres stations, les teneurs en carbone organique sont comprises entre 1.3 et 8.3 %.

4.2.2. Teneurs en métaux (tab. 4)

Les teneurs en cuivre, comprises entre 10 et 20 milligrammes par kilogramme semblent légèrement moindres qu'à l'aval de Morlaix. C'est également le cas des teneurs en plomb, comprises entre 30 et 60 mg/kg. Les teneurs en cadmium (.5 à .9 mg/kg) et en zinc (100 à 200 mg/kg) restent comparables à celles qu'on observe en aval. Au sein même du bassin versant existe une certaine hétérogénéité en ce qui concerne la distribution du plomb, du cuivre et du zinc, les sédiments prélevés à l'amont du Tromorgant et de la Queffleuth paraissant plus chargés.

4.3. Le Dourduff

Deux échantillons ont été prélevés, l'un en amont d'un moulin à marée, l'autre plus en aval. Les teneurs en métaux de ces deux échantillons diffèrent notablement, l'échantillon aval étant nettement plus chargé que l'échantillon amont (tab. 5). Les teneurs atteintes ne dépassent cependant pas les niveaux considérés comme naturels.

Station	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Fe %	Al %	Mn mg/kg	Carb.Org. %	Az.Org. ‰
BVM 1	35.2	0.76	12.2	227.6	2.55	7.1	259	0.9	0.9
BVM 2	35.1	0.69	10.9	92.3	2.31	6.8	655	1.3	0.9
BVM 3	34.2	0.88	9.7	98.7	2.25	5.7	-	5.6	4.2
BVM 4	31.9	0.69	10.6	91.0	2.81	6.0	-	2.6	1.7
BVM 5	56.1	0.55	20.2	167.0	2.97	5.6	-	1.3	5.3

Tableau 4 - Caractéristiques chimiques des sédiments superficiels du bassin versant de la rivière de Morlaix

Station	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Fe %	Al %	Mn mg/kg
1	16.1	0.12	9.7	120	1.4	5.5	362
2	42.0	0.77	28.5	158	2.4	2.8	247

Tableau 5 - Caractéristiques chimiques des sédiments du Dourduff

Station	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Fe %	Al %	Mn mg/kg	Carb.Org. %	Az.Org. ‰
P1	26.1	0.28	8.3	70	2.1	6.6	217	0.8	0.8
P2	23.5	0.28	12.5	78	1.9	8.4	334	12.0	12.0
P3	33.3	0.28	18.0	145	2.5	6.1	295	4.8	4.7

Tableau 6 - Caractéristiques chimiques des sédiments superficiels du bassin versant de la Penzé

Station	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Fe %	Al %	Mn mg/kg	Carb.Org. %	Az.Org. ‰
P4	21.3	0.45	10.2	71	1.84	7.6	276	-	-
P5	32.1	0.74	15.8	116	2.72	6.0	241	-	-
P6	27.1	0.63	18.3	-	2.16	6.0	239	2.4	2.4
P7	24.8	0.42	10.9	85	2.18	6.0	323	2.4	2.1
P8	15.7	0.21	6.3	78	1.36	7.1	396	0.8	0.7

Tableau 7 - Caractéristiques chimiques des sédiments de l'estuaire de la Penzé

4.4. La Penzé

4.4.1 L'estuaire

Les teneurs en Pb sont comprises entre 16 et 32 mg/kg, les teneurs en cadmium entre 0.2 et 0.7, les teneurs en cuivre entre 6 et 18 mg/kg et les teneurs en zinc entre 71 et 116 mg/kg. Les teneurs en carbone organique sont comprises entre 0.8 et 2.5 %, et les concentrations en aluminium entre 6 et 7.6 %. A granulométrie comparable, le sédiment de la Penzé semble donc un peu moins riche en matière organique que celui de la rivière de Morlaix. Aucune structure nette n'est discernable dans la répartition des teneurs en métaux : seul le point le plus aval, de caractère nettement marin, se distingue par des teneurs en métaux plus faibles (tab. 6).

4.4.2. Le bassin versant (tab. 7)

Trois échantillons de sédiment ont été prélevés dans le bassin versant de la Penzé. Ils présentent des teneurs en carbone et azote organiques comparables à celles du bassin versant de la rivière de Morlaix, et apparemment plus élevées que celles des estuaires. Les teneurs en métaux peuvent être qualifiées de faibles pour un sédiment fin ; aucune trace d'apport ne peut être mise en évidence à ce niveau.

5 – DISCUSSION

5.1. Les concentrations brutes

Elles sont maximales pour Pb, Cd, Cu, et Zn dans la rivière de Morlaix, plus particulièrement dans le bassin à flot (station 1), qui sert de réceptacle aux apports amont et aux eaux de ruissellement de la ville et du port. La baisse de concentration, observée vers l'aval, concerne tous les métaux y compris le fer et le manganèse (fig. 2 et 3).

L'évolution des teneurs en Cd, Pb, Cu, et Zn entre le bassin versant de la rivière de Morlaix et l'estuaire est étudiée dans le tableau 8.

Il apparaît qu'aucune différence significative ne peut être mise en évidence entre l'amont et l'aval de la rivière de Morlaix, sauf en ce qui concerne le cuivre dont les concentrations dans le sédiment augmentent notablement à l'aval de la ville de Morlaix.

Dans la Penzé, les teneurs en métaux dans le bassin versant et dans l'estuaire ne sont pas discernables (tab. 9).

De l'étude comparative entre la rivière de Morlaix et la Penzé (tab. 10 et 11) il ne ressort aucune différence significative entre les bassins versants sauf pour le cadmium, présent à des niveaux plus élevés dans le bassin versant de la rivière de Morlaix. Dans la partie estuarienne des rivières, par contre, les différences sont nettement plus marquées pour le plomb, le cuivre et le zinc. Curieusement, pour le cadmium, il n'y a pas de différence entre l'estuaire de la Penzé, pour lequel on ne connaît pas de source contaminante significative, et la rivière de Morlaix. Il se pourrait donc que les teneurs en Cd relativement élevées observées dans ces estuaires soient dues en partie du moins à la physico-chimie du sédiment (granulométrie fine, fortes teneurs en matière organique), qui est comparable dans les deux estuaires.

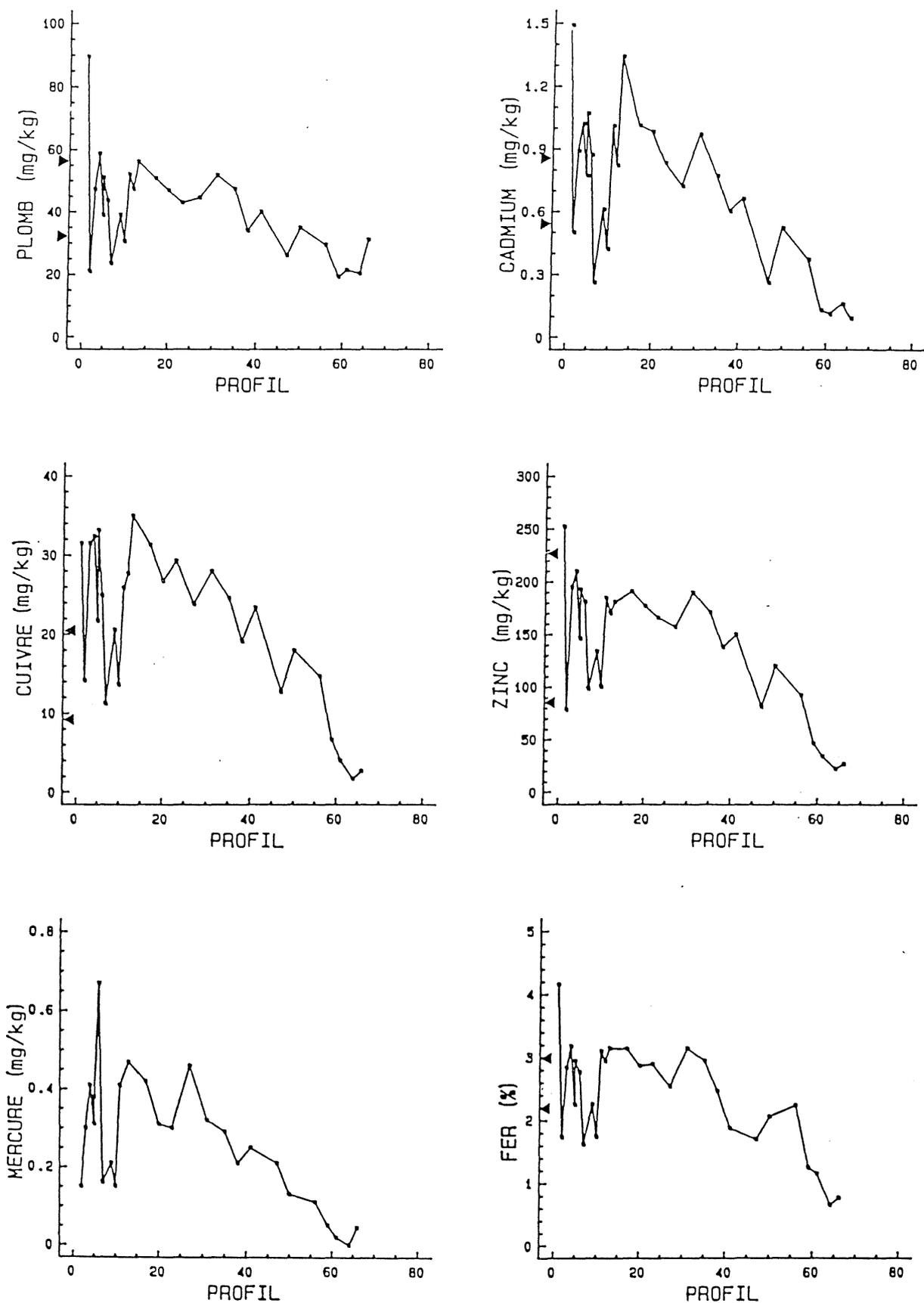


Fig. 2 : Evolution amont-aval des concentrations en métaux lourds dans les sédiments de la rivière de Morlaix (◄ valeurs extrêmes du bassin versant).

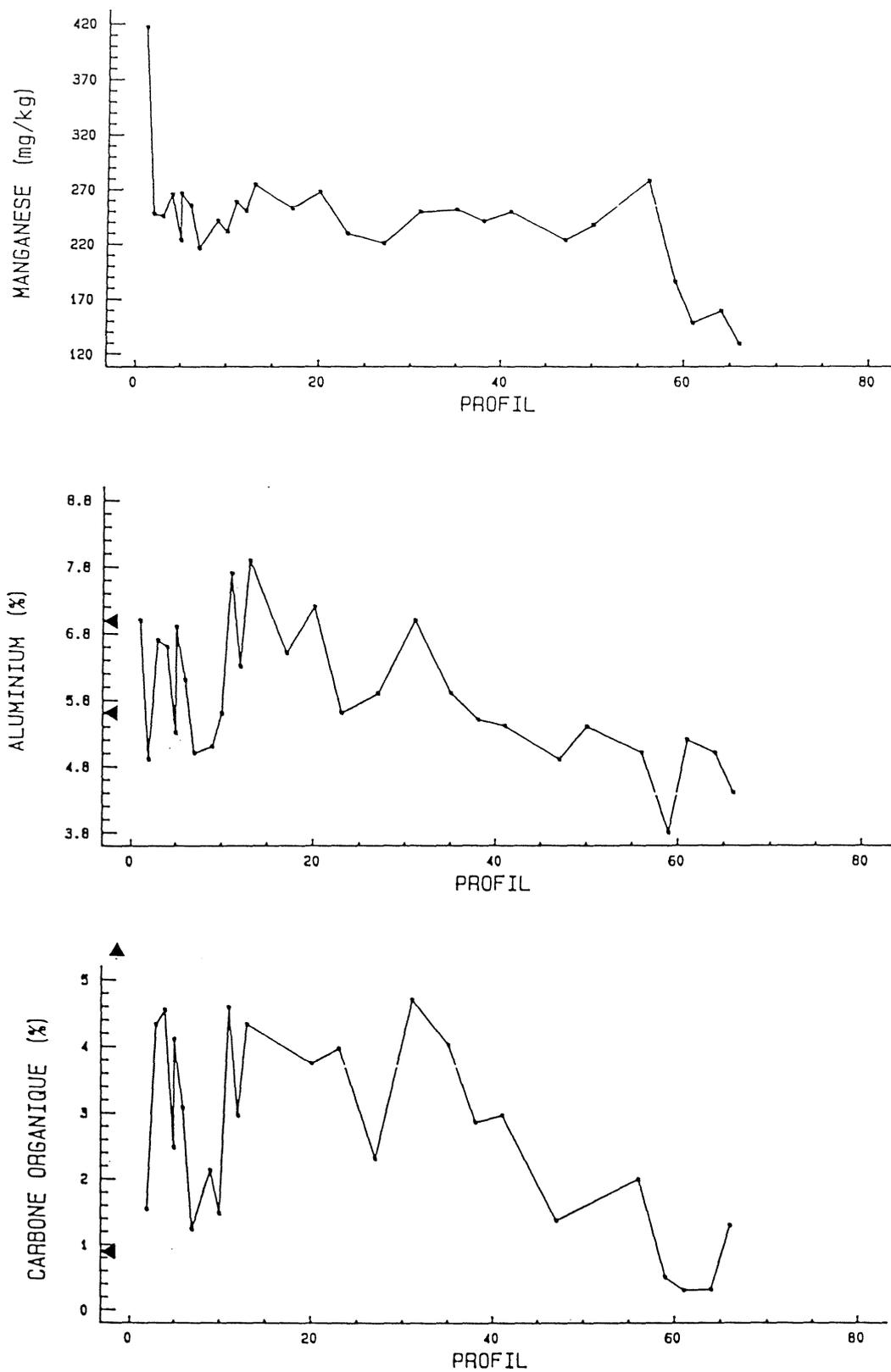


Fig. 3 : Evolution amont-aval des teneurs en Mn, Al et carbone organique des sédiments de la rivière de Morlaix (◄ valeurs extrêmes du bassin versant).

	Moyenne dans le bassin versant	Moyenne dans l'estuaire	Conclusion (Test de Student seuil 1 %)
Cd	0.71	0.80	Pas de différence
Pb	38.50	46.70	Pas de différence
Cu	12.70	24.40	Différence significative
Zn	133.00	160.00	Pas de différence

Tableau 8 - Comparaison entre le bassin versant et l'estuaire de Morlaix (mg/kg)

	Moyenne dans le bassin versant	Moyenne dans l'estuaire	Signification (Test de Student seuil 1 %)
Cd	0.28	0.49	Aucune
Pb	27.60	24.20	différence
Cu	12.90	12.29	n'est
Zn	111.00	87.70	significative

Tableau 9 - Comparaison des teneurs en métaux des sédiments de la Penzé et de son bassin versant (mg/kg)

	Moyenne dans le bassin versant Morlaix	Moyenne dans le bassin versant Penzé	t.	conclusion
Cd	0.71	0.28	-6.05	Différence significative
Pb	38.50	27.60	1.73	
Cu	12.70	12.90	0.07	Pas de différence
Zn	133.00	111.00	0.55	

Tableau 10 - Comparaison des teneurs en métaux des sédiments des bassins versants de la rivière de Morlaix et de la Penzé (mg/kg)

	Moyenne de l'estuaire de la Penzé	Moyenne de la rivière de Morlaix	Conclusion
Cd	0.49	0.80	Différence non significative
Pb	24.20	46.70	Différence significative
Cu	12.30	24.40	Différence significative
Zn	88.00	160.00	Différence significative

Tableau 11 - Comparaison des teneurs en métaux des sédiments de l'estuaire de la Penzé et de la rivière de Morlaix (mg/kg)

5.2. Etude des concentrations normalisées

Les profils amont-aval des concentrations en métaux dans les sédiments de la rivière de Morlaix sont assez irréguliers et présentent globalement une décroissance de l'amont vers l'aval. De plus, les profils de la plupart des métaux ainsi que du carbone organique présentent de grandes similitudes. Il paraît donc raisonnable dans ces conditions de rechercher un paramètre par rapport auquel on pourrait situer les teneurs observées dans le cadre de cette étude et dont les variations pourraient expliquer celles des concentrations en métaux observées le long du profil.

5.2.1. Normalisation à l'aluminium (fig. 4)

Cette procédure est couramment utilisée (Windom, 1986 a et b). Elle permet de situer l'abondance d'un élément étudié par rapport à un élément conservatif considéré comme référence.

De plus, l'aluminium étant généralement représentatif de la fraction fine des sédiments, la normalisation à cet élément permet de tenir compte de l'effet de la granulométrie sur la capacité d'un sédiment à retenir les contaminants. On peut ainsi distinguer les augmentations de concentration dues effectivement à un apport anthropique de celles qui ne seraient que le reflet d'une variation de la nature et des propriétés du sédiment.

Plomb

La relation entre la teneur en plomb et le pourcentage d'aluminium dans le sédiment de la rivière de Morlaix est bien décrite par la droite $Pb = 11.9 * Al - 28.9$ ($r = .79$). La régression explique 62.5 % de la variance totale. Le point 1 figurant le bassin à flot de Morlaix s'écarte nettement du nuage représentant la rivière. Ceci confirme la contamination des sédiments du bassin à flot par des apports provenant directement de l'agglomération ou du port. Les points représentatifs du bassin versant (qui n'ont pas été utilisés pour établir la régression) sont situés à l'intérieur de la zone critique, mais néanmoins en-dessous de la droite de régression. L'apport enregistré au niveau du bassin à flot est donc ressenti sur les stations aval qui apparaissent légèrement enrichies par rapport aux stations amont.

Cadmium

La relation cadmium-aluminium est décrite par l'équation $Cd = .326 * Al - 1.22$ ($r = .88$). Cette régression explique 78.3 % de la variation observée. Les points représentatifs du bassin versants s'inscrivent bien dans le nuage représentant l'estuaire. On peut interpréter cette disposition comme une confirmation de l'influence très réduite de l'agglomération sur les teneurs en cadmium du sédiment.

Mercure

La relation mercure-aluminium est décrite par $Hg = .113 * Al - .38$ ($r = .71$). Elle n'explique 51 % de la variance des teneurs en mercure. La granulométrie n'est donc pas le seul facteur influençant la répartition du mercure dans les sédiments de l'estuaire.

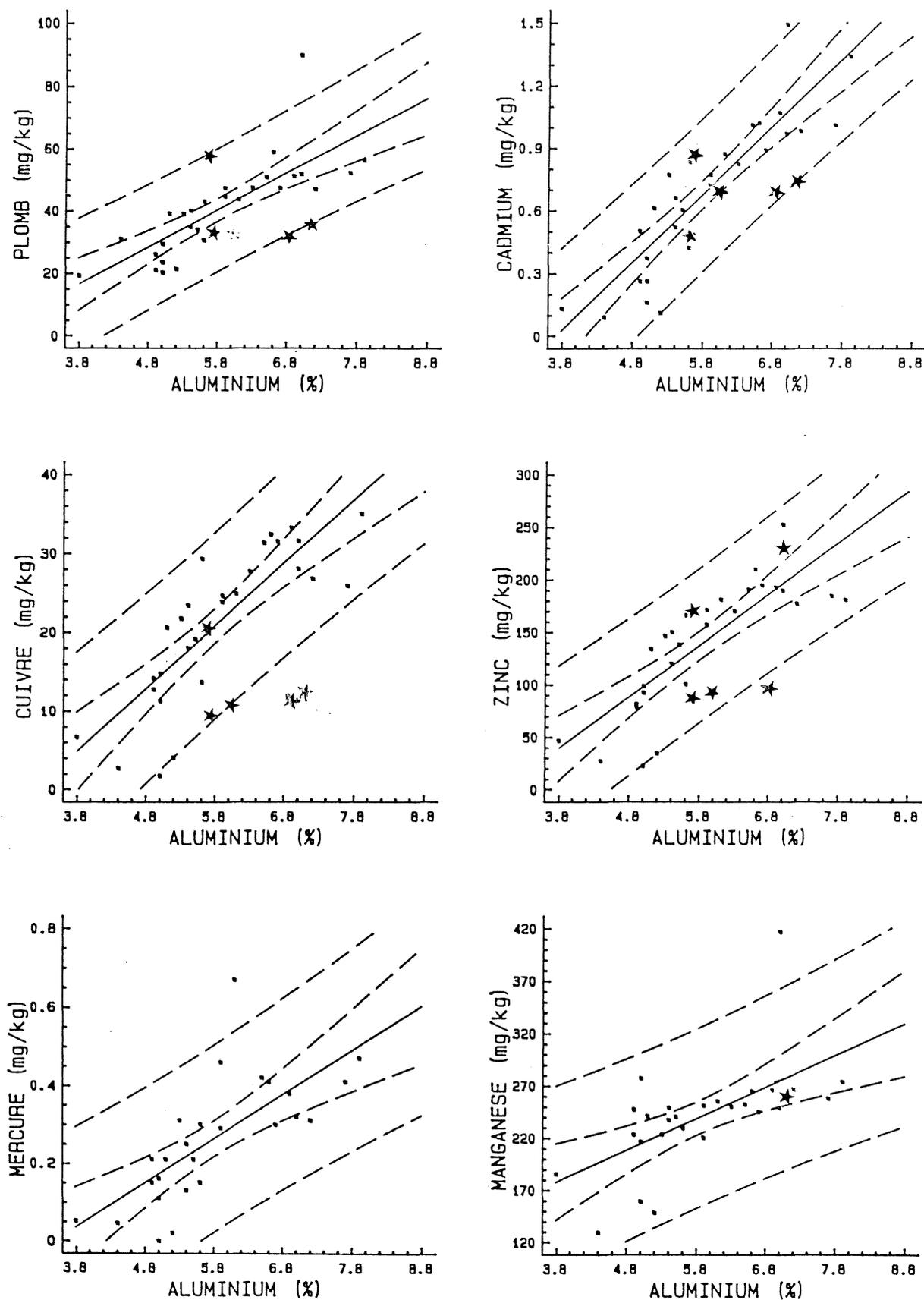


Fig. 4 : Relations métaux/Al dans les sédiments superficiels de la rivière de Morlaix (* valeurs observées dans le bassin versant).

Zinc

La relation zinc-aluminium est décrite par l'équation $Zn = 49.1 * Al - 148.5$ ($r = .83$). Elle explique 67 % de la variance totale des teneurs en zinc. La différence entre les points du bassin versant et ceux de l'aval est peu nette : seul le point représentatif du bassin à flot s'éloigne notablement du nuage global, traduisant un apport significatif à ce niveau.

Cuivre

La relation cuivre-aluminium est représentée par l'équation $Cu = 8 * Al - 25.7$ ($r = .82$). Elle explique donc 68 % de la variation totale. Les points représentatifs du bassin versant sont nettement en dessous de la droite de régression, confirmant la nette influence de l'agglomération sur les teneurs en cuivre du sédiment, déjà observée lors de l'examen des résultats bruts.

Les droites de régression métaux-aluminium présentent toutes une ordonnée à l'origine négative. Ceci pourrait signifier qu'une partie de l'aluminium des sédiments pourrait provenir d'une fraction pauvre en métaux, sans doute plus grossière (micas).

Le fer et le manganèse ne sont pas considérés comme des contaminants. Leur comportement dans le milieu est largement conditionné par les conditions d'oxydo-réduction ainsi les variations des teneurs en ces deux éléments sont moins importantes que celles qui concernent les autres métaux. La seule variation brusque est enregistrée au niveau de la baie et correspond à l'augmentation de la taille des particules et des teneurs en carbonates.

5.2.2 Normalisation au carbone organique (fig. 5)

La matière organique est douée d'un pouvoir adsorbant important vis-à-vis des métaux étudiés dans le cadre de ce travail. Les teneurs en carbone organique particulaire peuvent donc être utilisées comme paramètre de normalisation des concentrations en métaux (I.Cato, 1977). Le calcul des régressions des concentrations en Pb, Cd, Cu, Zn, et Hg sur les teneurs en carbone organique particulaire conduit à des résultats comparables à ceux que l'on obtient en normalisant à l'aluminium. Les points étudiés ne sont toutefois pas exactement les mêmes car il manque le sédiment du bassin de flot. Par ailleurs, la normalisation au carbone organique est souvent plus hasardeuse que les techniques basées sur l'aluminium, car le carbone n'est en général pas conservatif, et peut être lui même d'origine anthropique, ce qui est rarement le cas pour l'aluminium.

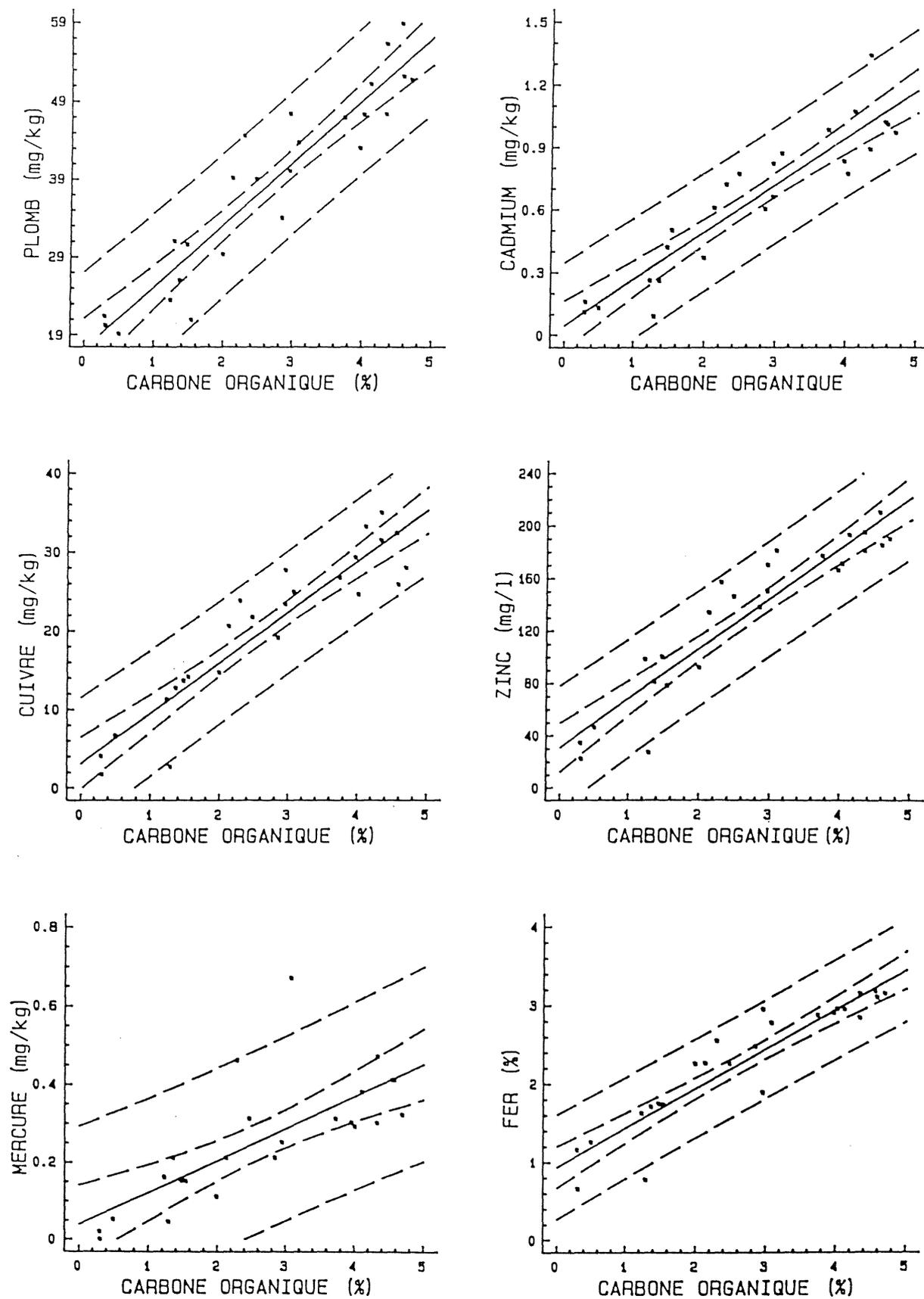


Fig. 5 : Relation métaux/carbone organique dans les sédiments superficiels de la rivière de Morlaix.

6 – CONCLUSION

Les teneurs en métaux lourds de l'estuaire de Morlaix sont essentiellement contrôlées par les variations de la granulométrie et du pourcentage en carbone organique particulaire. Seul le point représentant le bassin à flot apparaît notablement enrichi par des apports en Pb, Cd, Cu et Zn dont l'origine se situe vraisemblablement dans le port ou les eaux de ruissellement de la ville.

La comparaison entre le bassin versant de la rivière de Morlaix et la partie aval ne permet pas d'établir une influence nette de l'agglomération sauf pour le cuivre, que nous avons trouvé à des niveaux non négligeables dans l'effluent de la station.

De même la comparaison entre la Penzé et la rivière de Morlaix ne permet pas de conclure à une contamination significative de cette dernière. La seule différence entre ces rivières est relevée au niveau des bassins versants, celui de la rivière de Morlaix étant plus riche en cadmium que celui de la Penzé pour des raisons qui restent à étudier, mais ne peuvent être liées aux rejets de la ville de Morlaix dans la rivière.

Les travaux réalisés sur les sédiments confirment donc les résultats que nous avons obtenus lors de l'étude de la station, à savoir que l'agglomération de Morlaix ne paraît pas rejeter des quantités de métaux susceptibles de modifier significativement la qualité du milieu estuarien telle que nous avons pu l'évaluer à travers l'étude du sédiment. Ces conclusions sont à rapprocher des résultats du Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin (Boutier, 1982 ; Claisse, 1989), qui situent les huîtres de la rivière de Morlaix et de la Penzé parmi les moins chargées en métaux du littoral français.

7 – BIBLIOGRAPHIE

ANONYME, 1987. Gemeinsames Bund/Länder – Messprogramm für die Nordsee. Gewässer gutermessungen im Küstenbereich der Bundesrepublik Deutschland. Hannover, 1984.

AUFFRET, G. A., 1983. Dynamique sédimentaire de la marge continentale celtique. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux I, 335 p.

BASSOULET, P., L'YAVANC, J., GUILLAUD, J. F., LOARER, R., et BRETON, M., 1987. Rejets urbains – volet Manche-Atlantique. Site de Morlaix. Etude sédimentologique et bathymétrique de l'estuaire de Morlaix. Rapport IFREMER. DERO-87-21-EL.

BOUTIER, B., 1981. Synthèse des résultats de la surveillance des micropolluants dans la matière vivante. Bulletin du RNO n° 17 – Ministère de l'Environnement.

CATO, I., 1977. Recent sedimentological and geochemical conditions and pollution problems in two marine areas in south western Sweden. *Striae Uppsaliensis pro Geologia quaternaria*, 6, 158 p.

CLAISSE, D., 1989. Chemical contamination of French coasts. The results of a ten years mussel watch. *Marine Pollution Bulletin*, 20, 10, 523 – 528.

EL GHOBARY, H., 1983. Diagenèse précoce en milieu littoral et mobilité des éléments métalliques. Thèse de Doctorat es Sciences, n° 765. Université de Bordeaux I, 270 p. 50 fig.

STURGEON, R. E., DESAULNIERS, J. A. H., BERMAN, S. S., et RUSSEL, D. S., 1982. Determination of trace metals in estuarine sediments by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Analytica*

Chimica Acta, **134**, 283 – 291.

TOTH, J. R., et INGLE, J. D. 1977. Determination of mercury in manganese nodules and crust by cold vapor atomic absorption spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, **92** : 409 – 412.

WINDOM, H. L., 1986 a. Geochemical and statistical bases for assessing metal pollution in estuarine sediments. Florida Dept. of Environ. Regulation. 25 p.

WINDOM, H. L., 1986 b. Guide to the interpretation of reported metal concentrations in estuarine sediments. Florida dept of environ. regulation, 28 p.