

MINISTERE AUX UNIVERSITES
ET A LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

M0023/92B

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE
DEPARTEMENT DE GENIE CHIMIQUE

THÈSE

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
المكتبة — BIBLIOTHEQUE
Ecole Nationale Polytechnique

Présentée par : JAZIA ARRAR

Ingenieur d'Etat

Pour l'Obtention du Diplôme de MAGISTER
en Génie Chimique

CONTRIBUTION A L'ETUDE DE LA POLLUTION
DE L'OUED REGHAIA (ALGERIE) PAR LES METAUX LOURDS

Soutenue le Mai 1992

Jury

- | | | |
|------------|---------------|---|
| Président | : R. KERBACHI | Professeur E.N.P |
| Rapporteur | : R. BELABBES | Professeur E.N.P |
| Examineurs | : G. NEZZAL | Professeur U.S.T.H.B |
| | K. MOUSSAOUI | Maitre de Conférence E.N.P |
| | A. AMAMRIA | Professeur E.N.P |
| Invité | : H. SI AHMED | Sous-Directeur des Etudes
de l'Environnement A.N.P.E |

ÉCOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE

THÈSE

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
BIBLIOTHÈQUE — المكتبة
École Nationale Polytechnique

Présentée par : JAZIA ARRAR

Ingenieur d'Etat

Pour l'obtention du Diplôme de MAGISTER
en Génie Chimique

CONTRIBUTION A L'ÉTUDE DE LA POLLUTION
DE L'OUED REGHAIA (ALGERIE) PAR LES MÉTAUX LOURDS

Soutenue le Mai 1992

Jury

Président	: R. KERBACHI	Professeur E.N.P
Rapporteur	: R. BELABBES	Professeur E.N.P
Examineurs	: G. NEZZAL	Professeur U.S.T.H.B
	K. MOUSSAOUI	Maitre de Conférence E.N.P
	A. AMAMRIA	Professeur E.N.P
Invité	: H. SI AHMED	Sous-Directeur des Etudes de l'Environnement O.N.P.E

AVANT-PROPOS

Je tiens à remercier Monsieur R. KERBACHI Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger (E.N.P.) de l'honneur qu'il me fait en acceptant de présider ce jury

Mes remerciements vont également à Madame G. NEZZAL, Professeur à l'U.S.T.H.B., à Madame K. MOUSSAOUI, Maître de Conférence à l'E.N.P. et à Monsieur A. AMAMRIA, Professeur à l'E.N.P., pour avoir bien voulu participer à ce jury

Je voudrais exprimer ma gratitude à Monsieur R. BELABBES, Professeur à l'E.N.P., qui a dirigé ce travail de recherche. Je le remercie de m'avoir aidée et encouragée tout au long de ce travail.

Je suis particulièrement reconnaissante à Madame MITOUCHI et toute l'équipe du laboratoire de NAFTAL (DAR EL BEIDA) Monsieur MAKHOUS et Mademoiselle BENDOU, du Centre de Recherche et de Développement SONATRACH (BOUMERDES)

Enfin, que tous ceux qui m'ont aidée et encouragée au long de ce travail trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

SOMMAIRE

	INTRODUCTION.....	4
I	LES METAUX DANS L'ECOSYSTEME AQUATIQUE.....	6
II	METHODOLOGIE DE DOSAGE DES METAUX.....	17
III	PRESENTATION DE L'ETUDE.....	34
IV	DETERMINATION SEMI-QUANTITATIVE DU STOCK METALLIQUE.....	43
V	CONTRIBUTION A L'ETUDE DES INTERFERENCES.....	45
VI	COMPORTEMENT DES METAUX DANS L'OUED REGHAIA.....	57
VII	CONTAMINATION DES EAUX DE SURFACE PAR UN SEDIMENT POLLUE.....	80
VIII	DISCUSSION DES DONNEES RECUEILLIES.....	88
	CONCLUSION.....	102
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	107
	PARTIE ANNEXE.....	111

INTRODUCTION

Les contrôles périodiques des teneurs en métaux toxiques ou indésirables, dans le milieu aquatique, deviennent une nécessité, eu égard aux risques croissants de pollution des cours d'eau.

L'analyse des métaux lourds dans l'eau et par conséquent, l'évaluation de la pollution s'avèrent peu probants. En effet, des fluctuations importantes peuvent être enregistrées, en raison des déversements incontrôlés et de sources diverses. Ajoutons à cela, le fait que les prélèvements sont souvent effectués de manière aléatoire et qu'il existe des risques de contamination. Par contre, le dosage de ces métaux dans les sédiments, offre de plus larges possibilités, quant à leur détection et au suivi de ce type de pollution. En effet, cette détection nécessite une comparaison avec des états de référence et/ou des échantillons de sédiments profonds provenant de la même zone d'étude et correspondant à l'ère pré-industrielle.

Aussi, la présente étude s'est intéressée au dosage des métaux dans les sédiments totaux de l'oued Réghaïa, opération préalable à toute évaluation de pollution dans la dite zone. Elle permettra probablement de:

-localiser les zones de rejets, déterminer leur impact et suivre leur évolution; les couches de sédiments superposés reflétant l'histoire de ses dépôts et des métaux qui leur ont été associés.

-contribuer à la réalisation de la carte géochimique de la région, à partir de la détermination des teneurs métalliques naturelles.

Par ailleurs, la charge métallique, d'origine naturelle (érosion, lessivage du bassin versant) ou due à l'activité humaine (retombées atmosphériques, rejets divers), peut avoir des

possibilités de remobilisation. Aussi, dans ce contexte, en plus de l'analyse totale indispensable au départ de toute recherche de pollution, l'analyse fractionnée des diverses phases adsorbées et résiduelles a été menée. En effet, dans les conditions naturelles, ce sont les fractions solubilisables qui sont surtout à redouter.

Enfin l'étude des sédiments pourra fortement améliorer notre connaissance des problèmes de la pollution par les métaux. Toutefois, elle ne permet pas de répondre à toutes les questions posées; les teneurs en éléments métalliques mesurées sur les sédiments étant rarement comparables entre elles. En effet, elles varient souvent pour un même flux de pollution, en fonction des caractéristiques du sédiment notamment la granulométrie, la matière organique et la nature minéralogique.

CHAPITRE I

LES METAUX DANS L'ECOSYSTEME AQUATIQUE

I-1	ROLE DES ELEMENTS METALLIQUES.....	8
I-2	LA POLLUTION METALLIQUE ET LES EFFETS DES PROCESSUS BIOLOGIQUES.....	9
I-3	DISTRIBUTION DES METAUX LOURDS ENTRE SEDIMENTS ET EAU.....	13

I- LES METAUX DANS L'ECOSYSTEME AQUATIQUE

Les développements technologiques qui se produisent depuis quelques décades ont pour conséquence d'augmenter considérablement les teneurs en éléments métalliques, ce qui se traduit par une pollution des eaux de surface, exutoire final de tout rejet. Les polluants métalliques rejetés dans un cours d'eau, soit sous forme dissoute, soit sous forme particulaire, se retrouvent associés aux différents composants de l'écosystème aquatique : eau, matières en suspension, sédiments et organismes vivants.

Dans l'eau, les polluants métalliques proviennent essentiellement des rejets dissous, mais également des métaux libérés par les matières en suspension et les sédiments, sous certaines conditions physico-chimiques. La décomposition de la faune et de la flore après leur mort peut également alimenter l'eau en éléments métalliques.

Dans les matières en suspension (M.E.S.), les polluants tirent leur origine des rejets solides, mais aussi de l'eau (métaux dissous, précipités, adsorbés ou sous forme de complexes chélatés), des organismes vivants par excréation et/ou décomposition et des sédiments par remise en suspension des dépôts.

Dans les sédiments, ces polluants métalliques se forment suite à la décantation des matières en suspension.

De tels polluants métalliques se remarquent également dans la faune et la flore, lorsque ces organismes vivants ingèrent des matières en suspension ou des sels nutritifs contenus dans l'eau et les sédiments.

I-1- ROLE DES ELEMENTS METALLIQUES

Les eaux de surface contiennent de nombreux éléments métalliques dont la présence de certains, même à faibles doses, est indispensable au milieu aquatique alors que d'autres sont toxiques tels que montrés dans le tableau-I.

Tableau-I: Contribution des éléments métalliques dans les processus biologiques, selon Colin [1].

Eléments Majeurs * Indispensables	Oligo-éléments ** Indispensables		Oligo-éléments ** Toxiques		
Ca	Co	Zn	Sb	Be	Pb
Mg	Cu	Al	Ag	Cd	Se
K	Mn	Fe	As	Cr	
Na	Ni		Ba	Hg	

* Eléments entrant dans la composition des macromolécules constitutives de la matière vivante et responsables de la minéralisation de l'eau donc de sa dureté.

** Eléments présents à l'état de traces 10^{-9} à 10^3 g par g de matière sèche [1].

La toxicité de certains éléments, même à faible concentration, n'est plus à démontrer [2], bien que leurs mécanismes d'action sur la santé et l'écosystème ne soient pas encore très bien élucidés [3 et 4]. Parmi les éléments bénéfiques, certains deviennent très toxiques lorsque les doses indispensables au bon fonctionnement des organismes sont dépassées. C'est le cas par exemple du chrome, qui permet avec l'insuline de maintenir une tolérance normale à l'égard du glucose et d'éviter ainsi des problèmes de diabète [5]. Par contre, à fortes doses, le chrome hexavalent peut inhiber la chaîne des réactions de la respiration lors de fermentations et entraîner une hépatite toxique [6]. Il peut également agir comme agent mutagène [7].

On peut également citer le cuivre, élément indispensable pour la croissance de l'algue "Chlorella Vulgaris" qui est utilisée à forte dose comme algicide [8].

Les résultats d'études tels que précédemment décrits, ont permis d'établir des normes relatives à l'utilisation de l'eau, et de classer les métaux lourds en trois catégories [9], comme l'illustre le tableau-II.

Tableau-II: Normes Canadiennes des eaux potables, selon Desjardin [10]

Eléments ou Composés	Objectif visé mg/l	Maximum admissible mg/l
Antimoine (Sb) **	<0,0002	/
Argent (Ag) *	<0,005	0,05
Arsenic (As) *	<0,005	0,05
Baryum (Ba)	<0,1	1,0
Bore (B)	<0,01	5,0
Cadmium (Cd) *	<0,001	0,005
Chrome total (Cr) *	<0,0002	0,05
Cyanure (CN ⁻) ***	<0,002	0,2
Mercure (Hg) *	<0,0002	0,001
Plomb (Pb) *	<0,001	0,05
Selenium (Se) *	<0,002	0,01
Uranium (U)	<0,001	0,02

Remarquons que tous ces métaux lourds sont persistants

La première catégorie (*) rassemble les éléments pouvant se bio-accumuler ou entrer dans la chaîne alimentaire .

La seconde catégorie (**) intéresse les éléments non cumulatifs mais toxiques par exposition directe.

Enfin, la dernière catégorie (***) est celle des éléments toxiques durant un laps de temps relativement court.

I-2- LA POLLUTION METALLIQUE ET LES EFFETS DES PROCESSUS BIOLOGIQUES

Les métaux, qu'ils soient d'origine naturelle (dissolution des roches, lessivage du bassin versant) ou dus à l'activité humaine (rejets, retombées atmosphériques,...) aboutissent dans les eaux de surface sous forme dissoute ou particulaire, pour se répartir de façon réversible entre les différentes composantes de l'écosystème aquatique (eau, matières en suspension, organismes

aquatiques vivants et sédiments), comme le montre le diagramme de la figure-1 [11].

Les différentes formes dissoutes et particulières des métaux présents dans l'eau sont rassemblées dans le tableau-III, selon leur taille approximative [12].

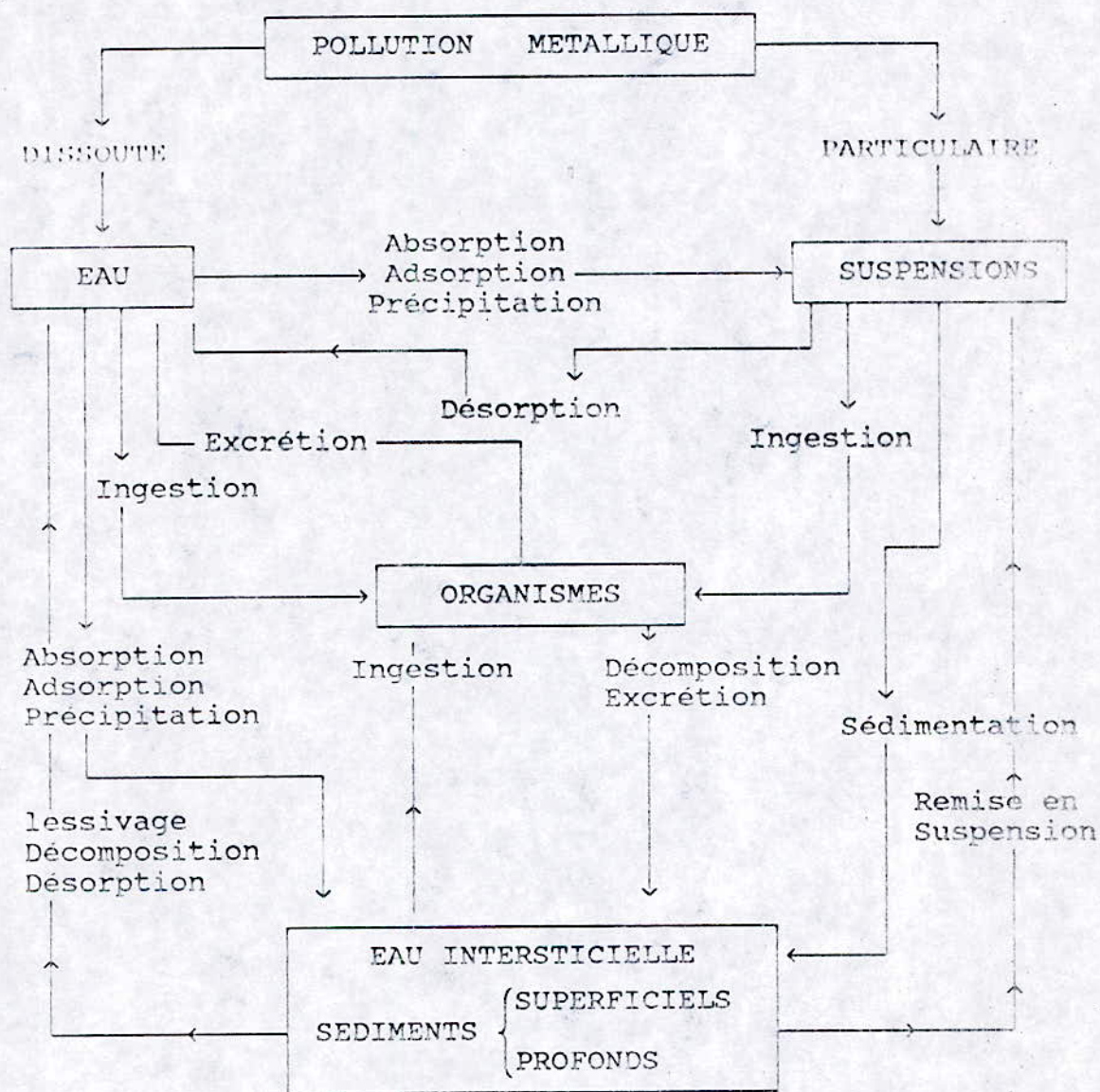


Figure-1: Comportement des métaux rejetés dans un cours d'eau, selon Marchandise [11].

Dans le cas, par exemple, des matières en suspension, les polluants rejetés sous forme particulière sont immédiatement associés aux matières en suspension, par contre ceux rejetés sous forme dissoute sont adsorbés par les colloïdes et les sédiments fins tels que argiles et limons. Ils peuvent également, sous

certaines conditions physico-chimiques, précipiter sous forme d'hydroxydes ou être piégés par les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse présents dans l'eau. Nous remarquerons que la rétention des métaux par les oxydes de fer et de manganèse revêtus d'acides humiques est beaucoup plus importante [13]. Aussi il apparaît évident, que pour une meilleure estimation de la pollution métallique dans un cours d'eau, il importe de réaliser les dosages sur chacune des phases.

Enfin, la présence de métaux lourds, en quantités significatives dans le matériau sédimentaire, explique la raison pour laquelle de plus en plus, les auteurs recommandent l'étude de ces métaux dans les sédiments. En effet, les prélèvements peuvent être suffisamment espacés et les dosages plus simples et plus fiables; la contamination des échantillons étant alors minimisée.

Des études de pollutions métalliques des eaux de l'Amazonie et du Yukon [14] ont mis en évidence l'importance des matières en suspension dans le transport des métaux tels le fer, le nickel, le cobalt, le cuivre, le chrome et le manganèse.

Les analyses ont permis de constater que la quantité totale des métaux se répartissait comme suit:

- Métal dissous : de 0,05 à 17,1% .
- Métal dans les M.E.S.: de 82,9 à 99,95% .

Nous voyons donc que les matières en suspension et/ou sédimentables contribuent de façon primordiale aux phénomènes de transport.

Par ailleurs, certaines bactéries, fortement présentes dans les systèmes aquatiques naturels, sont à l'origine de réactions d'oxydo-réduction impliquant un transfert d'électrons entre deux couples rédox. Les électrons nécessaires sont habituellement fournis par l'oxydation des matières organiques, sous l'action d'enzymes biologiques.

Les bactéries aérobies du fer accélèrent par catalyse enzymatique l'oxydation du fer ferreux en fer ferrique.

Tableau-III: Formes sous lesquelles les métaux sont présents dans les eaux naturelles, selon Stumm [12].

diamètre en nm					
←		1		10	10
Ions Métalliques libres	Paires d'Ions minéraux	Complexes organiques	Complexes Métalliques liés à des matières organiques à haut poids moléculaire	Métaux à forte dispersion colloïdale	Espèces Métalliques adsorbées sur colloïde
	Complexes Minéraux	Molécules chélatées			
QUELQUES EXEMPLES					
Cu ⁺⁺ Fe ⁺⁺⁺ Pb ⁺⁺	Cu(OH) ⁺ Pb(CO ₃) ₂ ²⁻ CdCl ⁺ Cu(CO ₃) ₂ ²⁻ Cu ₂ (OH) ₂ ²⁺ Pb(OH) ₃ ⁻	Métal-SR Cu-O-C ^R =O 	Métallo-lipides Métallo-polymères de l'acide humique Métallo-polymères Saccharides	FeOOH Fe(OH) ₃ Oxydes de manganèse Ag ₂ S	Me _x (OH) _y Me-CO ₂ Me-S Me/Argiles Me/FeOOH

N.B. R désigne un radical organique et Me le métal.

Tableau-IV: Classification des acides métalliques, selon Pearson [15].

Acides forts (a)	Acides intermédiaires	Acides faibles (b)
Mn ²⁺	Fe ²⁺	Cu ⁺
La ³⁺	Co ²⁺	Ag ⁺
Cr ³⁺	Ni ²⁺	Ti ⁺
Co ³⁺	Cu ²⁺	Pb ²⁺
Fe ³⁺	Zn ²⁺	Cd ²⁺
Cr ⁶⁺	Sb ³⁺	Hg ²⁺
	Bi ³⁺	Pb ⁴⁺
		Ti ³⁺

a: Complexation prédominante avec les oxydes

b: Complexation prédominante avec les sulfures.

Les réactions de complexation peuvent être décrites selon la théorie acide-base de Lewis. Ainsi les ions métalliques, tels que cités dans les tableaux-III et IV, acides forts ou faibles peuvent se coordonner avec les bases fortes ou faibles communément appelées ligands.

Il est évident que la présence, par exemple, de sulfures dans les cours d'eau, revêt une grande importance aux fins de la précipitation des métaux lourds. Ce sont les bactéries anaérobies sulfato-réductrices du type Désulfovibrio qui catalysent la réduction des sulfates [15].



Réaction spontanée avec catalyse enzymatique.

I-3- DISTRIBUTION DES METAUX LOURDS ENTRE SEDIMENTS ET EAU

La présence de métaux lourds dans les sédiments des cours d'eau est étroitement liée, tant aux caractéristiques du sédiment, qu'à la décantation des particules que charrient les rejets d'activités humaines et naturelles. Les particules d'argiles et surtout d'oxydes de fer et de manganèse revêtues de matières humiques engendrent un transfert très important de métaux vers le sédiment.

La décantation des métaux lourds dépend essentiellement des formes sous lesquelles ils sont présents, des conditions physico-chimiques dans le cours d'eau et du régime hydraulique. En effet, un régime hydraulique suffisamment fort empêche pratiquement tout dépôt et remet en suspension les sédiments de surface. Par ailleurs, il diminue le taux d'adsorption des métaux lourds sur les matières en suspension, comme le montre les figures-2 et-3.

De façon générale, le piégeage des métaux par les sédiments n'est possible que dans la mesure où l'hydrodynamique le permet.

La charge métallique associée au sédiment se répartit entre les éléments métalliques fixés d'une manière irréversible et les

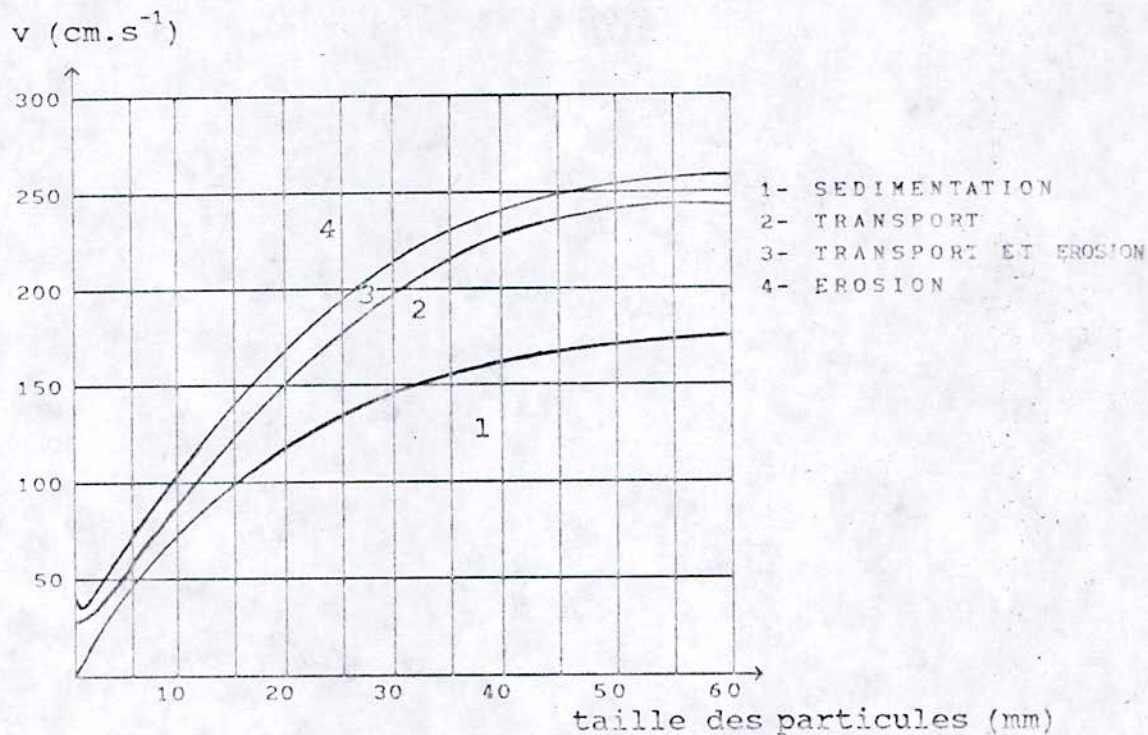


Figure-2 : Relation entre la vitesse du courant v et les phénomènes d'érosion, de sédimentation et de transport, selon Hjulström [16].

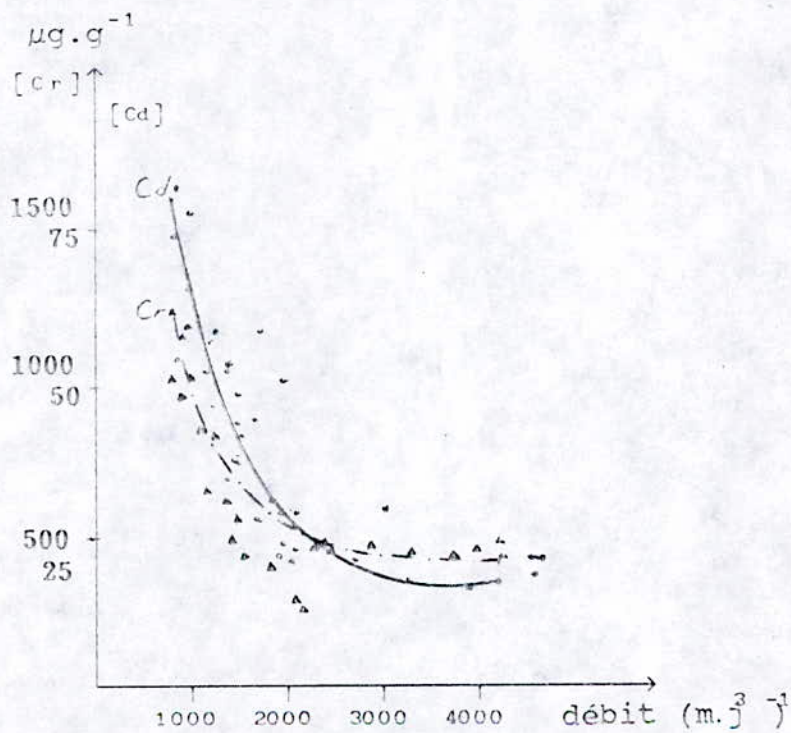


Figure-3: Rapport entre le débit d'eau et les teneurs en cadmium et en chrome des matières en suspension dans la partie néerlandaise du Rhin, selon Salomons [17].

éléments susceptibles de repasser en solution, sous certaines conditions physico-chimiques. Ces métaux non liés à la structure du sédiment sont soit adsorbés, soit précipités, soit sous forme de complexes.

Tableau-V: Conditions de relargage des éléments métalliques associés aux différentes phases détruites lors de l'application des minéralisations sélectives, selon Meguellati [18].

Phases chimiques atteintes	Conditions favorables de relargage
Eléments adsorbés échangeables	Augmentation de la force ionique
Phases oxydables (matières organiques, sulfures)	Augmentation du eH et dégradation de la matière organique par voie bactérienne
Lessivage acide (carbonates)	Baisse du pH
Phases réductibles (hydroxydes et oxydes de fer et de manganèse)	Baisse du eH
Minéraux silicatés	Relargage à peu près impossible à l'échelle humaine

Il apparaît donc que la distribution des métaux entre le sédiment et l'eau est également régie par les conditions physico-chimiques. L'effet du pH est prépondérant, comme nous pouvons le constater sur dans le tableau-V et sur la figure-4 relatifs aux conditions de relargage des éléments métalliques [18 et 19]. En effet, une baisse de pH provoque une solubilisation plus poussée des espèces adsorbées telles qu'oxydes précipités, hydroxydes, et sulfures, et une libération des métaux par les processus d'échange d'ions.

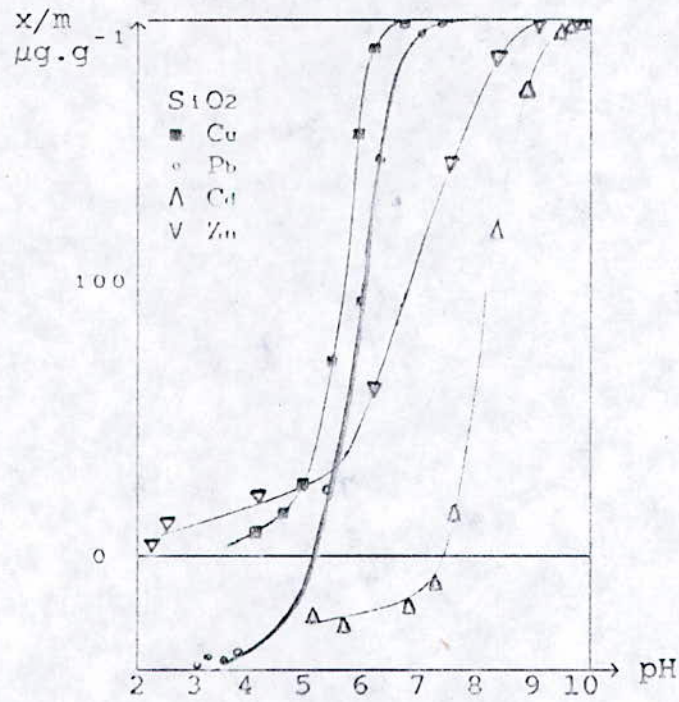


Figure-4

Effet du pH sur les métaux lourds adsorbés sur la silice, selon Huang [19].

C'est de cette manière que l'on explique la forte augmentation de mortalité des poissons dans les lacs, où baisse le pH, à la suite de pluies acides provoquant la désorption du cuivre des M.E.S. et des sédiments [19].

CHAPITRE II

METHODOLOGIE DE DOSAGE DES METAUX

II-1	PRELEVEMENT DES SEDIMENTS.....	18
II-2	TRAITEMENT DES SEDIMENTS.....	19
II-2-1	Récupération et conservation des échantillons.....	19
II-2-2	Préparation des échantillons.....	20
II-2-2-1	Tamissage des échantillons.....	20
II-2-2-2	Déshydratation et séchage.....	21
II-2-2-3	Minéralisation.....	22
	A-Minéralisation totale.....	22
	B-Minéralisation partielle.....	23
	C-Minéralisation sélective.....	23
II-3	ANALYSE.....	25
II-4	CONTAMINATIONS ET INTERFERENCES.....	25
II-4-1	Problèmes liés à la filtration.....	25
II-4-2	Conservation de l'échantillon minéralisé.....	26
II-4-3	Interférences.....	28
II-5	DOSAGE SUR LE SEDIMENT TOTAL OU SUR LA FRACTION FINE.....	31

II- METHODOLOGIE DE DOSAGE DES METAUX

Le dosage correct des métaux lourds associés au sédiment constitue un préalable à toute étude de pollution métallique. Au cours de cette revue bibliographique, nous remarquerons l'absence de normalisation des essais, comme il en existe pour les dosages effectués sur l'eau. Il s'ensuit que les résultats d'analyse ne sont pas toujours comparables entre eux, notamment lorsque les procédures diffèrent.

Examinons à présent, la méthodologie à suivre pour mener à bien le dosage des métaux lourds associés au sédiment. Cette dernière comporte une première étape de prélèvement, suivie du traitement des échantillons de sédiment et de l'analyse des métaux extraits.

II-1- PRELEVEMENT DES SEDIMENTS

Le maillage des prélèvements dépend de l'objectif de l'étude, mais également du contexte géologique et hydrodynamique du site.

Dans le cas de cours d'eau de quelques kilomètres à quelques dizaines de kilomètres, l'espacement entre les points de prélèvement sera de quelques centaines de mètres à deux, voire trois kilomètres. Une bonne connaissance de la dynamique et de l'hydrologie du site permet de réduire l'échantillonnage.

Deux types d'appareillage sont utilisés pour le prélèvement des dépôts de fond.

- prélèvement à la benne : La benne est utilisée dans tous les cas où seul le sédiment de surface est nécessaire à l'étude. Toutefois, un certain nombre de précautions doivent être prises. La descente et la remontée, en particulier, doivent se faire très lentement de façon à limiter le lessivage et le fluage du sédiment fluide.

- prélèvement avec un carottier : Le carottier permet le prélèvement d'échantillons de surface sans perdre la couche la plus fluide, ce qui n'est pas toujours le cas avec la benne. De plus, le prélèvement peut être réalisé à n'importe quelle profondeur. L'épaisseur du carottier doit être la plus réduite possible de façon à éviter le bouturage. Il doit avoir une longueur utile de l'ordre du mètre et un diamètre minimal de 5 cm, il sera muni, si possible, de systèmes de retenue à la base et au sommet. Enfin, le carottier devra être chemisé intérieurement pour éviter toute contamination et faciliter la récupération de l'échantillon.

Dans tous les cas de prélèvement, l'utilisation d'un treuil est préférable au maniement manuel, pour les deux types d'appareillage.

II-2- TRAITEMENT DES SEDIMENTS

Le traitement des sédiments est une étape primordiale. En effet, outre la récupération soigneuse de l'échantillon prélevé et conservé à la bonne température, sa préparation nécessite un tamisage suivi d'un séchage et d'une minéralisation.

II-2-1- Récupération et conservation des échantillons

Dans le cas de la benne, il suffit d'ouvrir le réceptacle et de récupérer l'échantillon en prenant soin d'éliminer les parties se trouvant au contact des parois, afin d'éviter toute contamination.

Dans le cas du carottier, il faut retirer la chemise après avoir bouché la partie inférieure pour ne pas perdre le prélèvement, puis extraire l'eau surnageante par débordement, en veillant à ne pas entraîner la couche fluide de surface. In situ, la carotte est découpée en tranches.

Les échantillons de sédiments ainsi récupérés sont enveloppés dans des sachets en plastique et conservés à 4°C dans une glacière jusqu'à leur arrivée au laboratoire pour y être traités. Lors de campagnes de prélèvements de longue durée, les échantillons de sédiment doivent être congelés.

II-2-2- Préparation des échantillons

Dès leur arrivée au laboratoire, les échantillons doivent être séparés en plusieurs fractions par tamisage. En effet, certaines analyses telles la teneur en eau et la granulométrie doivent être réalisées sur le sédiment frais, alors que d'autres, peuvent l'être sur le sédiment tamisé et séché.

II-2-2-1-Tamisage des échantillons

Le dosage des métaux lourds associés au sédiment pose de nombreux problèmes, entre autres celui de la fraction à analyser. En effet, certains auteurs effectuent leurs dosages sur la totalité de l'échantillon alors que d'autres les réalisent sur une fraction granulométrique déterminée.

L'intérêt des fractions granulométriques sera développé ultérieurement.

Le tamisage de l'échantillon a pour but d'éliminer les variations de composition granulométrique, afin d'obtenir un échantillon homogène qui permettrait d'effectuer, dans de bonnes conditions, des comparaisons de pollutions métalliques entre sédiments d'origines différentes.

Il est évident que le sédiment total est tamisé entre 0,85 et 2,00 mm, afin d'éliminer les cailloux et les gros débris n'ayant absolument aucun pouvoir de rétention des métaux et créant des hétérogénéités importantes.

Dans tous les cas, le tamisage doit être réalisé en phase humide et de préférence sur des tamis en nylon. En effet, des essais de tamisage sur tamis inox ont clairement montré que les sédiments sont fortement contaminés. Cette contamination provient essentiellement des soudures [20]. Elle est d'autant plus importante que les fractions granulométriques recherchées sont plus fines, comme l'illustre l'exemple suivant relatif au zinc et au plomb où l'enrichissement (Δ) ne peut provenir que de la soudure.

Echantillon	Tamisage	Zn		Pb	
		mg/kg	Δ(%)	mg/kg	Δ(%)
Brut	aucun	181,6	0	43,6	0
Tamisé	< 40μm	213,6	17,6	83,7	92,0
Tamisé	< 5μm	694,0	282,0	1381,0	3067,0

A l'opération de tamisage, succèdent la déshydratation et le séchage de l'échantillon.

II-2-2-2- Déshydratation et séchage

La déshydratation et le séchage du sédiment, en ce qui concerne les métaux lourds est indispensable. En effet, il est impossible de minéraliser l'échantillon et de l'analyser tout de suite. Par ailleurs, les essais de minéralisation sur sédiment humide [21] donnent des résultats très dispersés.

Le séchage du sédiment avant minéralisation permet d'une part, de bloquer toute évolution au sein du matériau et d'autre part, de garantir une meilleure conservation de tous les éléments métalliques. Les méthodes de séchage sont très variables, comme soulignées dans le tableau-VI [22].

TABLEAU-VI: Influence du mode de séchage sur la teneur des métaux lourds des boues selon, Maher [22].

Métaux Séchage	Cu	Cr	Ni	Cd	Pb	Zn	Mn	Hg
Lyophilisation	96,3	91,3	95,5	100	100	100	100	100
20°C	93	92,2	97,7	91,5	97,3	89,2	90,4	74,7
50°C	92,5	91,2	100	88,7	95,9	88	89,3	--
105°C	100	100	98,5	92,2	99,6	92,4	99,8	90,1

Ce tableau montre qu'un séchage, à 105-110.C jusqu'à poids constant, paraît tout à fait satisfaisant, bien que la lyophilisation paraisse être la meilleure méthode.

II-2-2-3- Minéralisation

Le dosage des métaux lourds associés au sédiment, par les méthodes les plus couramment utilisées telles que les spectrométries d'absorption ou d'émission atomiques et la polarographie, nécessite la minéralisation de l'échantillon. Cette opération consiste à détruire la matière organique, afin de mettre en solution le sédiment.

Les techniques de minéralisation retenues sont de deux types:

- Attaque acide en milieu ouvert, après calcination préalable à 550°C ou à 450°C, en présence de nitrate d'ammonium.

- Attaque acide soit en milieu ouvert, soit en milieu fermé, soit encore à reflux. Cette attaque peut être réalisée à l'aide d'un acide ou d'un mélange d'acides tels que HCl, HClO₄, HF, HNO₃.

La diversité tant des associations d'acides que des modes opératoires fait que la gamme des minéralisations totales et partielles est très large et les résultats d'analyse difficilement comparables. La disparité des résultats d'analyse [23, 24] fournis par les différents procédés de digestion acide pourrait trouver une explication, selon que la détermination des éléments métalliques susceptibles de repasser en solution soit globale ou sélective.

A- Minéralisation totale

La minéralisation totale permet une détermination globale des éléments métalliques, toutefois, cette dernière n'est pas nécessairement représentative du degré de pollution. Par ailleurs, la charge métallique d'un sédiment, quelle que soit son origine, peut avoir une possibilité de mobilisation en relation avec d'éventuelles modifications du cours d'eau.

De là, découlent tous les problèmes de toxicité potentielle des métaux associés aux sédiments. Il est bien évident qu'un dosage des métaux effectué après une minéralisation dite totale, ne permette absolument pas de connaître et donc de prévoir les possibilités de remobilisation des métaux associés aux sédiments.

B- Minéralisation partielle

La minéralisation partielle consiste en une attaque acide ménagée. Elle libère la fraction de métaux facilement mobilisables, donc potentiellement toxique, qui pourrait repasser dans le milieu aquatique. Certains auteurs préconisent à cet effet, une attaque soit à l'acide nitrique, soit à l'acide chlorhydrique ou acétique [25 à 27].

Toutefois, de telles méthodes ne permettent pas de connaître la part de fraction mobilisable ainsi déterminée et pouvant repasser en solution, selon le type de modifications intervenant dans les conditions physico-chimiques du milieu.

Il s'agit en somme d'une estimation maximaliste du risque de pollution. Par ailleurs, il ne sera pas possible, à partir de tels résultats, d'indiquer l'origine des métaux.

C- Minéralisation sélective

Il s'agit d'attaques sélectives qui permettent de libérer les métaux présents dans une phase bien déterminée du sédiment. Chaque méthode est sélective vis-à-vis d'une phase du sédiment qu'elle attaque en totalité, sans pour autant détruire les autres phases [18], [28], comme l'illustre le tableau-VII décrivant les diverses attaques successives.

De telles méthodes sélectives sont intéressantes, nous semble-t-il, pour trois raisons:

- La destruction de chaque phase composant le sédiment est régie par des conditions physico-chimiques bien précises du milieu. Il sera donc possible dans de pareils cas, de connaître la phase risquant d'être détruite, et par voie de conséquence, la quantité de métal susceptible de repasser en solution.

- Certaines de ces phases (complexes organo-métalliques, ions adsorbés) sont représentatives des apports exogènes. Par contre, d'autres phases (carbonates, oxydes, hydroxydes, sulfures) contiendront des métaux d'origine naturelle et/ou provenant de l'activité humaine, selon que celles-ci proviennent d'érosion de bassins versants ou qu'elles se soient formées par précipitation dans le cours d'eau.

- Enfin, la phase résiduelle (silicates) est représentative de l'origine naturelle des métaux.

Tableau-VII: Schéma de minéralisation sélective mis au point par Meguellati et coll. [18].

solutions d'attaque	Conditions Opératoires / g de sédiment						Phases chimiques atteintes
	Concentration	Volume cm ³	temps de contact	pH	Agitation	T.C	
BaCl ₂	1 M	16	2 H	7	continue	(*)	éléments échangeables
H ₂ O ₂	30%	10	5 H		continue	(*)	phases oxydables (matières organiques, sulfures)
HNO ₃	0,02 M	6	1 H		continue	98	
CH ₃ COONH ₄	3,5 M	10	1 H		continue	(*)	
CH ₃ COONa	1 M	35	5 H	5	continue	(*)	lessivage acide (carbonates)
CH ₃ COOH	0,6 M						
NH ₄ OH, HCl	0,1 M	35	4 H		continue	(*)	phases réductibles (Me _x (OH) _y Me _x O _y)
CH ₃ COOH	25% v/v	35	1 H		continue	98	
HF +	concentré	10	siccité			100	minéraux
HClO ₄	concentré	2					
.....	silicatés
HClO ₄	concentré	2	siccité			100	
HNO ₃	concentré	2	15 30 min			150 60-80	

*: température ambiante,
Me: fer ou manganèse

Ces méthodes sélectives permettront donc probablement de connaître l'origine des métaux contenus dans le sédiment. En effet, sur un site donné, la localisation des éléments permettra, sur un profil vertical, de suivre l'évolution d'un rejet et sur un profil longitudinal, de détecter le rejet et de définir son comportement.

II-3- ANALYSE

L'absorption atomique reste sans conteste, la méthode la plus couramment utilisée pour le dosage des métaux associés aux sédiments. Toutefois, d'autres méthodes telles qu'émission atomique (torche à plasma), polarographie, électrophorèse sont parfaitement adaptées aujourd'hui, pour le dosage simultané des éléments métalliques.

Nous noterons en effet, que l'absorption atomique est une mauvaise méthode sur le plan qualitatif car il faut une lampe par élément.

L'émission de plasma couplé par induction I.C.P. ou torche à plasma est une méthode récente utilisable qualitativement et quantitativement : vingt à trente éléments peuvent être évalués simultanément. D'autre part, la réponse est linéaire dans une large gamme de concentration.

II-4- CONTAMINATIONS ET INTERFERENCES

Dans le domaine de l'analyse des métaux associés aux sédiments, les facteurs de concentration facilitent les dosages en minimisant les contaminations et en rendant les résultats plus fiables. Toutefois, il y a lieu de prendre un minimum de précautions, sous peine d'erreurs importantes.

Pour illustrer les principales causes d'erreurs: contaminations, pertes, interférences, nous citerons les principales étapes du dosage des métaux, après leur minéralisation, telles qu'elles se pratiquent, par exemple, en absorption atomique ou en I.C.P.

II-4-1- Problèmes liés la filtration

La dernière étape de la minéralisation consiste à filtrer l'échantillon de sédiment solubilisé. Plusieurs auteurs ont observé que l'utilisation de certains filtres constitue une source importante d'imprécisions sur les résultats obtenus lors du dosage des éléments métalliques.

C'est le cas notamment des filtres millipores qui présentent de fortes concentrations en chrome et zinc et des quantités moindres

d'antimoine, de cobalt, de scandium, de césium et de fer [29], pouvant être entraînées, lors de la filtration. Il en est également de même pour les membranes en acétate de cellulose, comme le montre les valeurs du tableau-VIII ci-dessous, obtenues en filtrant 250 ml d'eau.

Tableau-VIII: Eléments apportés par les membranes en acétate de cellulose, selon Robertson [29].

Eléments	Maximum (mg/l)
Cadmium	0
Cobalt	0
Chrome	0
Cuivre	60
Fer	960
Manganèse	0
Nickel	224
Plomb	172
Etain	128
Zinc	680

Ces pollutions sont aléatoires et ne permettent absolument pas de retrancher la partie due à l'apport du filtre. Aussi, est-il préconisé de laisser tremper les membranes dans l'acide nitrique 0,1 M. Dans le cas de solutions trop acides, les membranes acquièrent des propriétés absorbantes qui conduisent à des erreurs par défaut.

II-4-2- Conservation de l'échantillon minéralisé

L'échantillon minéralisé doit être conservé dans un flacon en polyéthylène, afin d'éviter toute contamination due aux éléments libérés par le flacon. En effet, les résultats de l'étude menée par Montiel [30] résumés dans les tableaux-IX et X, montrent qu'aucune contamination n'est observée par le polyéthylène.

Cependant, un autre problème relatif à l'adsorption des éléments sur les parois du flacon reste posé. Aussi, les pertes

Tableau -IX: Eléments libérés par le flacon dans les solutions aqueuses, selon Montiel [30].

Types de flacon	Remarques	Solutions		
		Basique	Neutre	Acide
Pyrex		Al, B.	Néant	Al, B, Ca, Fe Pb, Li, Mg, Mn, Na, Si, Sr.
Verre chimie		Al, B, Ba, Ca, Hg, Si, Zn.	Pb	Al, Pb, B, Ca Li, Mg, Na, Si Sr.
Polyéthylène	très perméable	Néant	Néant	Néant
P.V.C.	perméable	Néant	Néant	Cu, Fe, Zn, Pb Ti, Sn, Mg.
Polypropylène	perméable	Néant	Néant	Zn, Cd.

Tableau-X: Dosage des éléments libérés par le flacon dans une solution d'hydroxyde de sodium conservée 24.C, pendant 16 mois, selon Montiel [30].

Elément	Concentration (ppm)			
	Initiale	Polyéthylène	Verre chimie	Pyrex
Aluminium	< 60	< 60	4000	1500
Bore	< 20	< 20	400	1500
Baryum	< 40	< 40	500	< 40
Calcium	60	< 60	1200	< 60
Chrome	3	< 3	< 3	< 3
Cuivre	2	< 2	< 20	< 2
Fer	30	< 30	< 30	< 30
Potassium	<400	<400	<400	<400
Magnesium	2	< 2	10	< 2
Strontium	30	< 30	150	< 30
Zinc	<600	<600	2000	<600

par adsorption étant aléatoires, nous noterons simplement que l'adsorption dépend de la nature du flacon et qu'elle varie avec la concentration de l'élément considéré, la température et la composition du milieu [31]. En effet, l'adsorption croît avec la température, dans le cas du fer, du cuivre et du zinc [32]:

inversement, celle-ci est plus importante à 4.C qu'à 22.C [33], dans le cas du zinc, du calcium, du chrome (III), (VI) et du plomb.

Par ailleurs, le pH fortement acide du milieu permettant le maintien en solution des éléments métalliques, limite l'adsorption sur les parois du flacon.

II-4-3- Interférences

Les interférences vraies sont rares, dans le cas de la spectrométrie d'absorption atomique, en raison de la très faible largeur des raies utilisées. Par contre, les effets de matrice sont fréquemment observés.

Les processus chimiques mis en jeu lors de l'atomisation, dépendent fortement de la composition de la solution à analyser. En absorption atomique avec flamme, les effets de matrice ont été largement étudiés. Pinta [34] les classe en cinq catégories, selon le profil de la courbe d'interaction, comme l'illustre la figure-5.

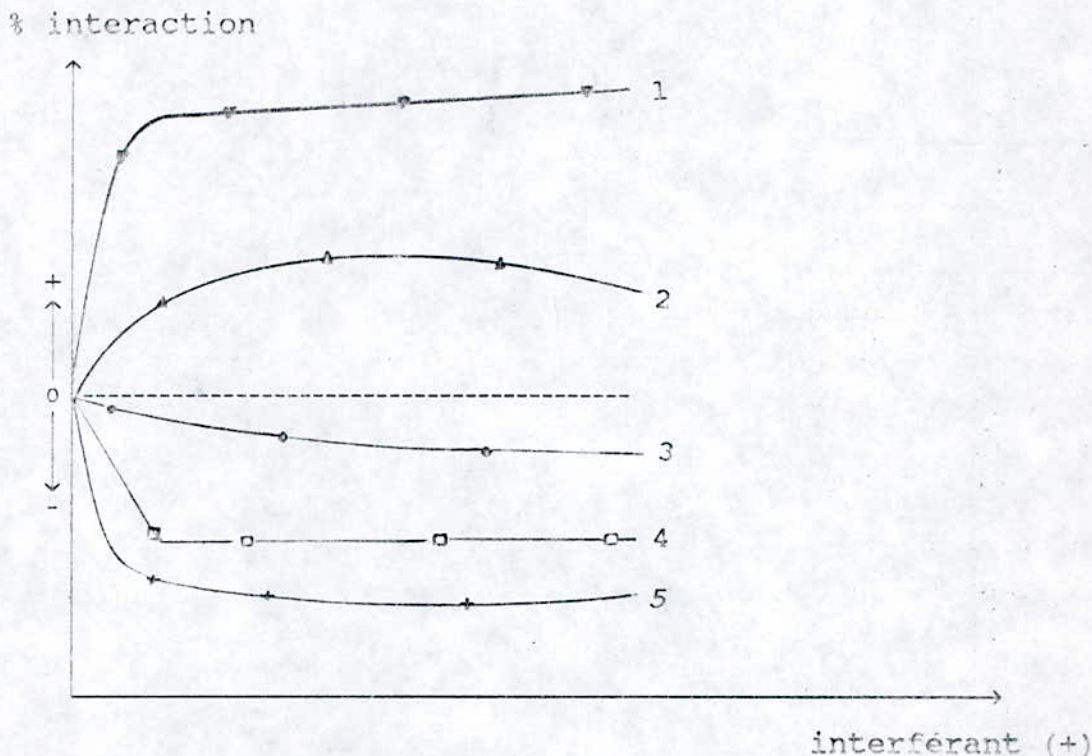


figure-5: Effets de matrice observés en S.A.A. avec flamme
 Courbes schématiques des différents types d'interactions, selon
 Pinta [34].

La courbe 1 est le résultat de l'interaction, soit électronique d'un cation fortement ionisable avec un autre, soit chimique d'un anion ou d'un cation.

Il en est de même pour la courbe 2 qui peut être due à l'interaction électronique d'un cation peu ionisable avec un autre ou à une interaction chimique d'un anion ou d'un cation.

Quant aux trois autres courbes, l'effet négatif de matrice est observé suite, soit à l'interaction d'un anion commun ou non avec un ion halogénure autre que F^- (courbe 3), soit à l'interaction chimique d'un anion (courbe 4), soit celle d'un cation ou d'un anion plus un cation (courbe 5).

En absorption atomique électrothermique, il est parfois difficile de trouver une température de pyrolyse telle que la matrice soit volatilisée sans perte d'élément à doser.

Les moyens de réduction de telles pertes sont variés. Nous pouvons citer:

- l'utilisation d'une flamme réductrice riche en C_2H_2 ,
- l'addition d'un correcteur immobilisant l'agent perturbateur, tel que La^{3+} ,
- l'addition d'un complexant "protecteur" type E.D.T.A,
- l'addition d'un modificateur de matrice réduisant la volatilité de l'élément à doser, tel que le mélange ($NH_4H_2PO_4$ -acide ascorbique) indispensable pour le dosage du plomb, du cadmium et du chrome.

Par ailleurs, le dosage des métaux, après leur minéralisation, est fortement gêné également par la présence des éléments dits majeurs.

En effet, les différentes techniques de minéralisation ne sont pas toutes sélectives vis-à-vis des métaux vecteurs de la pollution, car elles font passer en solution tous les éléments constitutifs du sédiment et, en particulier, les éléments majeurs.

Pour illustrer nos propos, nous avons réalisé une étude bibliographique des interférences provoquées par les éléments majeurs constitutifs du sédiment.

Malgré quelques contradictions, plusieurs auteurs [30], [34 et 35] confirment que certaines interférences restent très importantes comme nous pouvons le constater dans le Tableau-XI et sur la Figure-6.

Tableau-XI: Principales interférences des cations majeurs sur le dosage des éléments métalliques, selon Legret [35].

Eléments Interférants	Fe	Al	Mg	Ca	Na	K	Ti	P
Eléments dosés								
Pb	*	*	*	*	--	--	0	*
Cu	--	0	0	0	*	0	0	*
Cd	-	++	--	--	--	--	*	++
Cr	--	-	0	-	*	-	*	0
Ni	*	-	*	*	*	0	0	*

Légende: 0 : Aucune interférence
 - : Inhibition de 10 à 20%
 ++: Exaltation supérieure à 20%
 --: Inhibition supérieure à 20%
 * : Exaltation ou inhibition inférieure à 10%

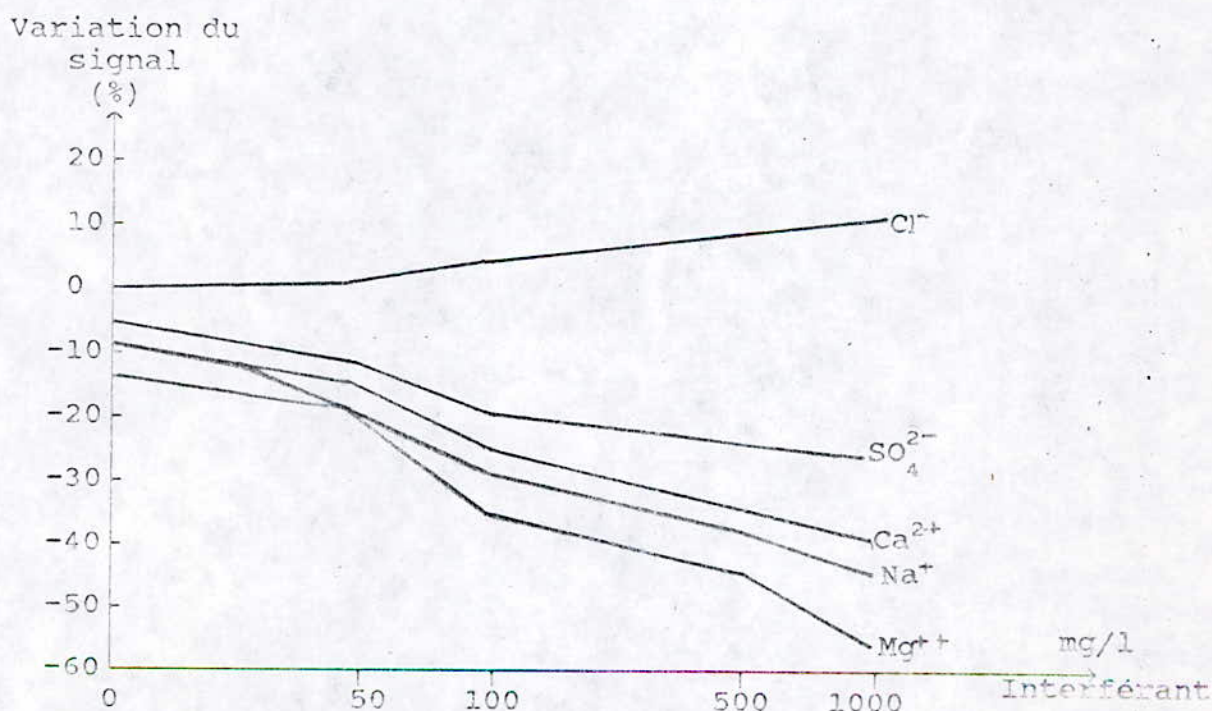


Figure-6: Interférences de différents anions et cations sur le dosage du plomb (10 µg/l), selon Montiel [30].

Enfin, pour éviter les interférences dues aux éléments majeurs, de nombreux auteurs [20], [24] préconisent de réaliser le dosage par la méthode des ajouts, ce qui multiplie considérablement le nombre d'analyses.

Les rares études de dosages effectués simultanément par la méthode des ajouts et par simple étalonnage, indiquent que les valeurs observées à l'aide de la technique des ajouts sont bien plus élevées que celles obtenues par étalonnage [24].

Par ailleurs, la méthode des ajouts fait apparaître non seulement une grande dispersion des valeurs, mais aussi ne permet pas de corriger les interférences dues aux effets de matrice, en particulier dans le cas des dosages du plomb et du cadmium.

II-5- DOSAGE SUR LE SEDIMENT TOTAL OU SUR LA FRACTION FINE

Il existe une vaste polémique au sujet de la fraction à analyser: sédiment total ou fraction fine ? Certains auteurs, préconisant le dosage des métaux sur le sédiment total, invoquent le fait que cela simplifie les opérations et diminue principalement le risque de pollution et d'erreur. Toutefois, de tels dosages peuvent ne pas être comparables, dans l'exploitation globale des résultats.

En revanche, les partisans du dosage sur des coupures granulométriques de sédiment s'appuient sur le fait généralement admis, que la fraction fine et la matière organique finement divisée sont les supports privilégiés de la pollution. C'est ainsi que plusieurs auteurs [22], [35 à 37] ont mis en évidence de nettes augmentations, lorsqu'ils dosent les métaux sur des fractions granulométriques de plus en plus fines d'un même échantillon. Dans ces conditions, il est certain que pour deux sédiments, l'un constitué d'argile à forte proportion en substances humiques et l'autre de sable "propre", tous deux soumis à une même pollution, les teneurs observées en métaux seront très différentes; le sable ne possédant qu'un très faible pouvoir de

rétenion. Nous voyons donc de ce fait, que le choix entre dosage sur sédiment total ou sur coupure granulométrique n'est pas évident à priori.

C'est le cas notamment de l'exemple, reporté dans le tableau-XII, où l'enrichissement des fines par rapport au sédiment total ne semble pas être lié au pourcentage de fines, ni d'ailleurs, à la teneur en matières organiques, à l'exception du point singulier observé pour le cuivre, dans la tranche de sédiment 10-12cm.

Tableau-XII: Résultats du rapport $R = \frac{\text{Teneur dans la fraction } <125\mu\text{m}}{\text{Teneur dans le sédiment total}}$ pour quelques échantillons d'une carotte prélevée dans le Tuet. selon Robbe [38].

Tranche de sédiment (cm)	Fraction (μm)	Répartition granulométrique %			R				Matière volatile %
		<2 μm	<35 μm	<125 μm	Cu	Ni	Pb	Zn	
8-10	<125	18,86	53,11	100	1,14	0,97	0,97	1,04	10,0
	Total	16,05	45,19	85,09					19,1
10-12	<125	16,23	68,51	100	10,2	0,88	1,03	1,05	11,6
	Total	14,32	60,45	88,23					34,5
40-50	<125	23,43	84,24	100	1,10	1,06	1,14	1,03	6,5
	Total	19,71	70,88	84,14					6,4
45-47,5	<125	20,73	84,65	100	1,39	1,43	1,24	1,24	5,4
	Total	17,41	71,09	83,98					5,4

L'examen du tableau-XII montre donc qu'il n'est pas toujours possible, même pour des sédiments fins, de comparer des teneurs métalliques; aussi est-il nécessaire de faire appel à d'autres paramètres pour exploiter les résultats.

Un autre exemple en revanche, représenté sur la figure-7, montre le cas où l'enrichissement des particules fines par rapport au sédiment total est d'autant plus élevé que le sédiment est sableux (fraction de granulométrie >125 μm importante).

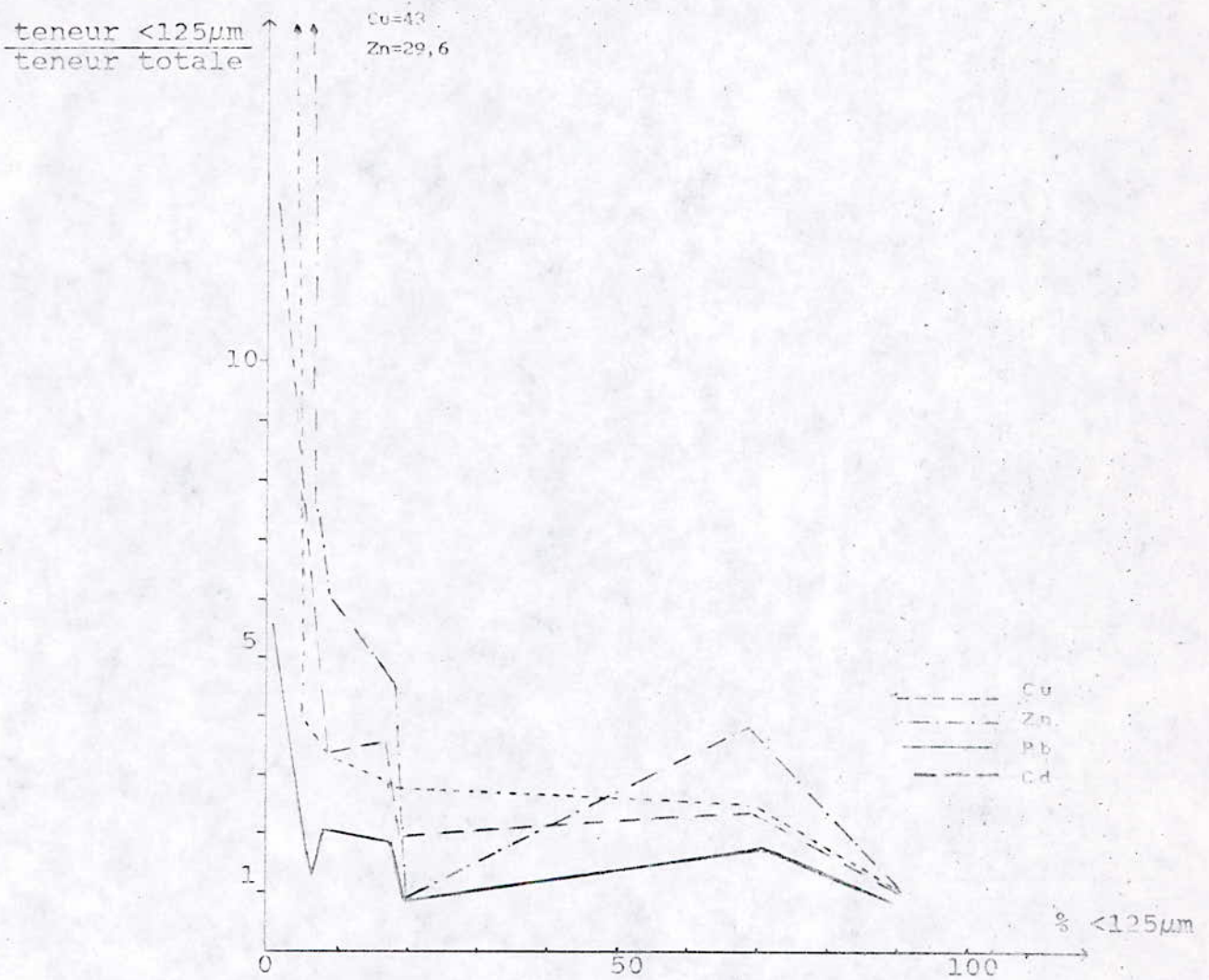


Figure-7: Variation du rapport $R = \frac{\text{Teneur dans la fraction } <125 \mu\text{m}}{\text{Teneur dans l'échantillon total}}$ en fonction de la teneur en fines de l'échantillon total [35,36].

En conclusion, la seule connaissance du dosage des métaux sur le sédiment total est suffisante pour apprécier le degré de pollution d'un sédiment. Toutefois, la connaissance des teneurs métalliques des fractions fines peut présenter un intérêt pour l'étude de la dispersion de la pollution métallique dans le milieu. Elle permet en outre, d'évaluer les teneurs métalliques dans les fines rapportées à celles dans le sédiment total.

CHAPITRE III

PRESENTATION DE L'ETUDE

III-1	DESCRIPTION DU SITE.....	35
	a-Zone industrielle.....	38
	b-Zone urbaine.....	38
III-2	EFFETS DE LA POLLUTION.....	39
III-3	SITUATION DES POINTS DE PRELEVEMENT.....	40
III-4	PROTOCOLE OPERATOIRE DES METHODES D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE.....	42
III-4-1	Prélèvements et échantillonnage.....	42
III-4-2	Analyses.....	42

CHAPITRE IV

DETERMINATION SEMI-QUANTITATIVE DU STOCK METALLIQUE

IV	DETERMINATION SEMI-QUANTITATIVE DU STOCK METALLIQUE.....	43
----	---	----

III- PRESENTATION DE L'ETUDE

A l'instar des autres régions du pays, la commune de Réghaïa subit les effets d'un développement socio-économique très rapide. Les agressions de pollution sont d'origines industrielle, urbaine et agricole. L'étude que nous présentons, s'inscrit dans le vaste programme du projet anti-pollution visant l'oued Réghaïa.

Après une description géographique du site et une présentation des zones industrielle et urbaine, nous nous sommes intéressés à étudier les effets de la pollution, en évaluant les métaux lourds en divers points de prélèvements, le long de l'oued Réghaïa.

III-1- DESCRIPTION DU SITE

Nous avons représenté, respectivement sur les figures-8 et 9, la situation géographique du bassin versant de l'oued Réghaïa et celle, particulière, du marais et de la zone industrielle.

L'oued Réghaïa est un petit cours d'eau situé dans la commune du même nom, il prend sa source de la nappe phréatique de la plaine de la Mitidja et est alimenté par cinq oueds: oued Biar, oued Aine, oued Moussa, oued Bourouba et oued Sapinière. Il traverse, dans une vallée assez encaissée, les collines Sahéliennes de Réghaïa, pour aller se jeter dans le lac de Réghaïa, 6 400m plus loin. L'oued se déploie sur une largeur de 0,4 à 2,5 m et sa profondeur varie de 0,4 à 3,0 m [39].

Le cours inférieur de l'oued, se caractérise, au-delà du pont de la R.N. 24, par des zones marécageuses s'étendant de part et d'autre de l'estuaire de l'oued. Le cours d'eau, bien que de faible importance, est caractérisé par des crues moyennes provoquées par les chutes de pluies en hiver. En été, l'oued ne s'assèche pas, car il est alimenté par des eaux souterraines. L'oued reçoit depuis relativement peu de temps, les effluents à forte charge de la zone industrielle et ceux, non identifiés, des

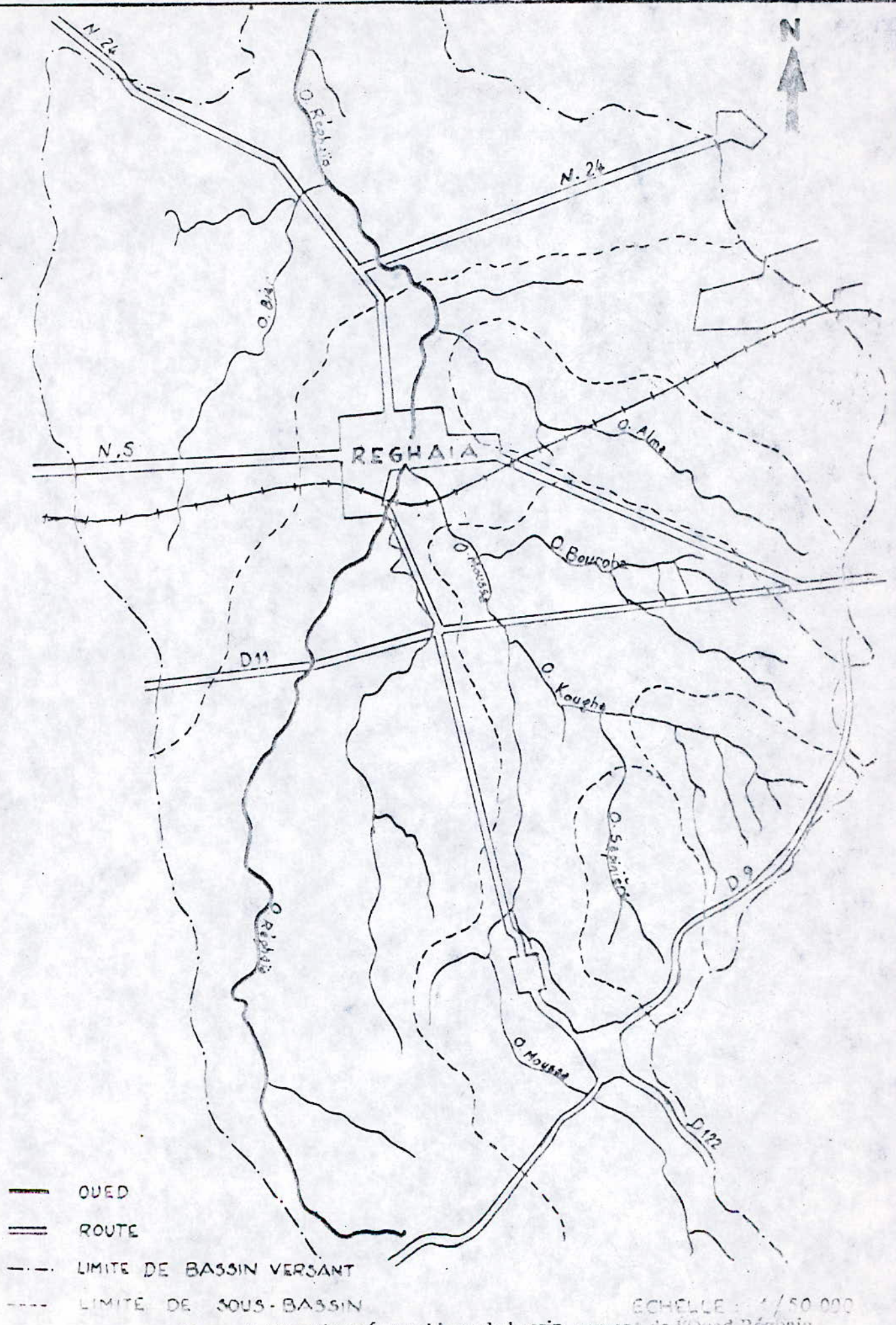


Figure 8- Situation géographique du bassin versant de l'Oued Réghaïa

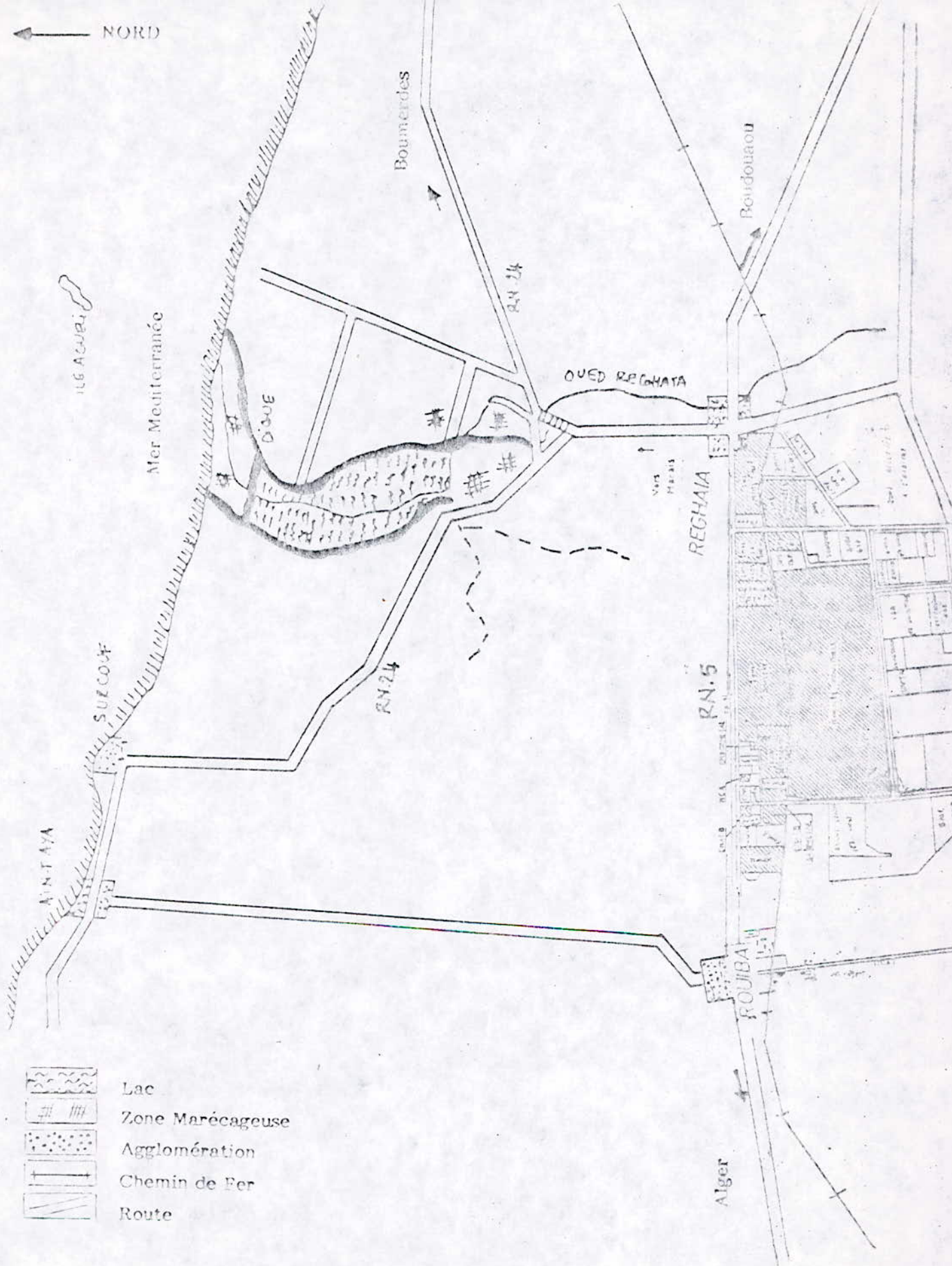


Figure 9- Plan de situation du marais et de la zone industrielle

entreprises industrielles et des ouvrages communautaires, situés sur le bassin versant ou le long des cours d'eau tributaires.

a- Zone industrielle

Créée en 1960, la zone industrielle de Réghaïa englobe une superficie totale de 855 hectares et ne compte pas moins de 58 établissements industriels, comme le montre la figure-9. Parmi ces établissements, une vingtaine à activité potentiellement polluante a été identifiée. Il s'agit, entre autres, des unités de transformation et de galvanisation, des tanneries, des unités de textiles, d'art graphique,...

Les unités, implantées dans la partie nord de la zone industrielle, sont desservies par les réseaux urbains d'alimentation en eau potable (A.E.P.) de Rouiba-Réghaïa. Les plus grandes unités disposent en outre, de forages propres gérés, selon les préoccupations internes.

Les unités, implantées dans la partie sud, sont alimentées, en eau par le réseau C.N.E.R.I.B. qui dispose de plusieurs forages.

Toutes ces unités, déversent pour la plupart, leurs eaux résiduaires, sans traitement préalable.

Les eaux usées de la zone industrielle de la partie nord, sont collectées dans un réseau d'assainissement de type unitaire, constitué par un ovoïde de diamètre variable compris entre 400 et 1 200mm. Celui-ci longe la R.N.5, sur un parcours de 1 800m, pour aboutir à l'oued, au niveau du pont de la R.N.5. La partie sud de la zone industrielle dispose d'un réseau d'assainissement de type séparatif, comprenant un canal à ciel ouvert, pour acheminer les eaux pluviales vers les oueds Biar et Guerba, et des buses, pour acheminer les eaux usées vers l'oued Réghaïa.

Le volume d'eau résiduaire de l'ensemble de la zone industrielle est estimé à 20 000m³ par jour, véhiculant une charge de pollution évaluée à 10 000 kg de D.B.O, et différentes substances chimiques de toxicité variable (métaux lourds, détergents,...).

b- Zone urbaine

Les villes de Réghaïa et de Rouiba comptent actuellement 60 000 habitants [38]. Raccordées au réseau d'assainissement de

type unitaire, elles rejettent une quantité importante d'eaux usées estimée à 7 000 m³ par jour, soit une contribution moyenne de 3 240 kg de D.B.O.

Il est à noter, outre l'existence de plusieurs usines et ateliers à caractère artisanal ou industriel, l'implantation sur le bassin versant, d'ouvrages communautaires ou cités, qui déversent leurs eaux résiduaires directement dans l'oued Réghaïa. Le volume et la nature de la charge polluante ne sont pas encore identifiés.

Il faut remarquer également, que les terres agricoles représentent 46% du bassin versant. Il en résulte que, même si l'on considère des coefficients de ruissellement très faibles, les apports agricoles peuvent se montrer prépondérants. En effet, les activités agricoles constituent une source de pollution non contrôlable et non négligeable [40], de par l'utilisation irrationnelle des pesticides, engrais artificiels et produits chimiques périmés.

III-2- EFFETS DE LA POLLUTION

Il est utile de rappeler que le cours d'eau de Réghaïa a été utilisé à des fins multiples, à savoir d'irrigation, de réserves d'eau, d'élimination des eaux résiduaires, de pêche, de loisirs, .. Aujourd'hui, l'oued Réghaïa fonctionne, à partir du pont de la route nationale 5, comme un égout à ciel ouvert. En effet, des débris de toutes sortes (carcasses de véhicules, pneumatiques, bidons métalliques, ...) encombrant les berges et le lit de l'oued, créant ainsi, des barrages où sédimentent les matières solides. Ces débris contribuent de manière substantielle, à l'augmentation de la charge polluante véhiculée tant, par les eaux de ruissellement que, par les eaux de l'oued.

Par ailleurs, la présence de plaques de boues à la surface, des eaux de l'oued, le dégagement d'odeurs nauséabondes, la turbidité importante sont révélateurs d'une charge polluante nettement supérieure à la capacité de dilution de l'oued.

L'oued Réghaïa est dans un état d'eutrophisation potentielle marquée. Ceci se traduit par un enrichissement excessif en

nutriments, essentiellement azote-phosphore, et donc, par une augmentation très significative des biomasses et activités bactériennes, et par l'installation de conditions anaérobies. Les fluctuations d'oxygène dissous qui en résultent ainsi que les teneurs élevées en substances biorésistantes, entraînent des mortalités chez les poissons, dans le marais de Réghaïa.

III-3- SITUATION DES POINTS DE PRELEVEMENTS

Les prélèvements ont été positionnés de manière à appréhender tant, les apports endogènes en amont que, ceux exogènes situés sur le bassin versant, à partir du collecteur principal de la R.N.5.

Les divers points de prélèvements sont représentés sur la figure-10 ci-dessous.



Figure-10: Situation des points de prélèvements dans l'oued Réghaïa.

Nous remarquerons que le collecteur principal P est situé au niveau du pont de la R.N.5.

Nous avons ainsi effectué douze prélèvements dont cinq, par carottage et le reste à la benne.

-Les cinq carottes sont celles correspondant aux points de

prélèvement 1,2,3,4,5 respectivement situés à 100 m en amont du collecteur principal P et à 50, 350, 1 075 et 1 175m en aval du pont la route nationale 5.

Ces diverses carottes prélevées jusqu'à des profondeurs allant à 60-75cm, et non remaniées, ont été découpées, in situ, en différentes couches et tranches telles que représentées sur la figure-11 ci-dessous.

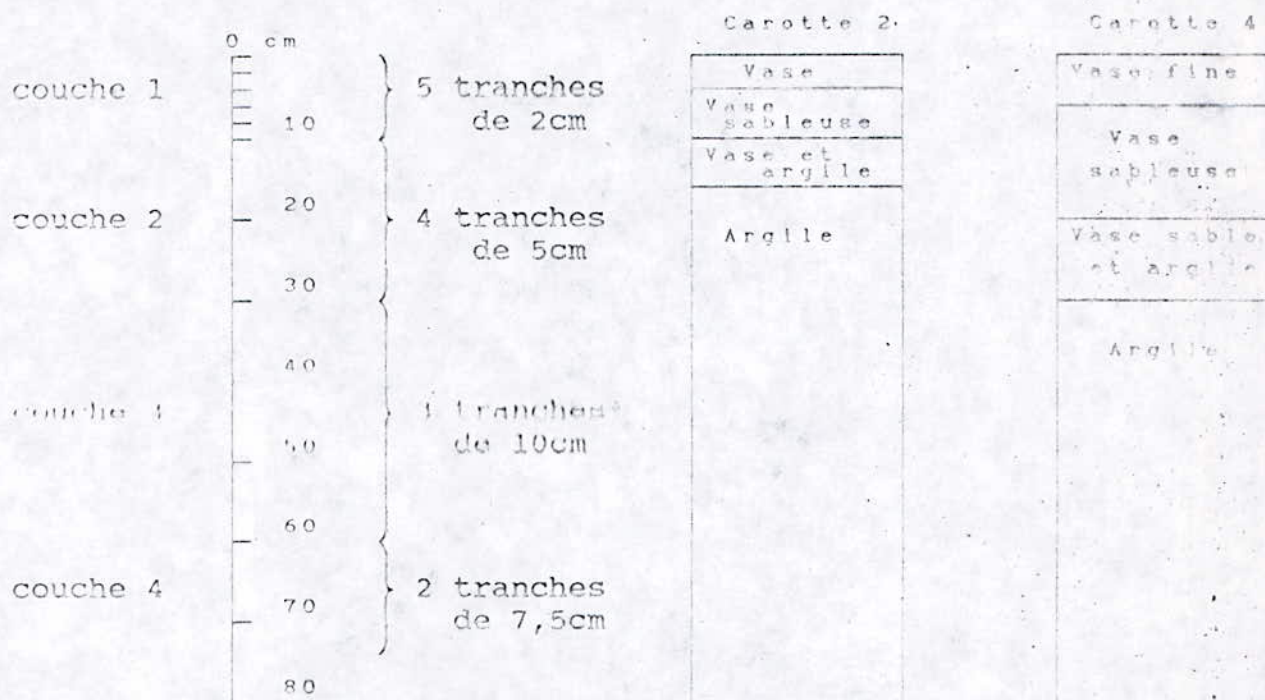


Figure-11: Schéma de découpage des carottes en couches et tranches de diverses épaisseurs, et de profils minéralogiques.

Ainsi, la première couche correspondant aux dix premiers centimètres, a subi un découpage en fines tranches d'épaisseur 2 cm. La deuxième couche comprise entre 10 et 30 cm a été découpée en tranches de 5 cm d'épaisseur. Enfin la dernière couche allant jusqu'au fond de la carotte, a été découpée en tranches épaisses de 10 cm.

-Les sept prélèvements à la benne correspondant respectivement aux points 2,U,D,A,6,7 et 8, se situent tous en aval du collecteur principal P à des distances de 50, 519, 901, 2 378, 2 475, 3 308 et 3 412m de ce dernier. Notons que le point de prélèvement n°6 est situé sous le pont de la route nationale 24. Afin, que l'échantillon soit le plus homogène possible, seuls les dix premiers centimètres ont été récupérés, en prenant soin d'éliminer les parties de sédiments restées au contact des mâchoires.

III-4- PROTOCOLE OPERATOIRE DES METHODES D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE

Toutes les études entreprises dans le cadre de ce travail ont été réalisées en suivant les grandes lignes des propositions citées précédemment.

III-4-1- Prélèvements et échantillonnage

Tous les échantillons ont été prélevés par carottage à l'exception de ceux relatifs aux points 2, U, D, A, 6, 7 et 8 qui l'ont été à la benne.

Dans tous les cas, les carottes ont été découpées sur place et les échantillons ont été mis dans des sachets en plastique et conservés dans une glacière, jusqu'au retour au laboratoire. Les échantillons ramenés au laboratoire ont été scindés en deux parties: une partie est conservée humide pour l'étude de la granulométrie et une autre est tamisée à 710 μ m, puis déshydratée en vue d'être analysée.

III-4-2 Analyses

L'analyse granulométrique adoptée est basée sur le principe de la sédimentation par gravité dans un liquide. Elle consiste à tamiser l'échantillon, en phase humide jusqu'à 50 μ m, puis à réaliser des prélèvements, successifs dans le temps, d'échantillons de suspension, au moyen de la pipette de Robinson.

La déshydratation quant à elle, a été effectuée par séchage à 105.C, jusqu'à poids constant, sur les échantillons de sédiments tamisés en phase humide jusqu'à 710 μ m et étalés au préalable dans des boîtes de Pétri.

A la déshydratation, a succédé l'opération de broyage à l'aide d'un mortier en agate, puis celle de tamisage, afin de récupérer un échantillon homogène de particules fines inférieures à 710 μ m, et représentatif du sédiment prélevé.

Le dosage de la matière organique ou carbone organique total (C.O.T.) a été effectué par deux méthodes: la première par oxydation ou méthode d'Anne, la seconde par pyrolyse à l'aide d'un analyseur leco CR 12- Carbon Déterminator.

Le dosage des métaux des échantillons ayant subi la

minéralisation, a été réalisé par absorption atomique sur un appareil AA/AE video S/11, (Instrumentation Laboratory Inc.) et par émission atomique à l'aide d'une torche à plasma (Hilger analytical, I.C.P. 2500).

Le schéma adopté pour la minéralisation totale de nos échantillons est la calcination à 450.C, en présence de nitrate d'ammonium NH_4NO_3 suivie d'une attaque acide HCl-HNO₃.

Pour les minéralisations sélectives, nous nous sommes limités à appliquer aux phases adsorbée et résiduelle, la méthode mise au point par Meguellati [13].

Par ailleurs, des dosages préliminaires par spectrographie à étincelles ont été réalisés sur la fraction inférieure à 710 μm séchée et broyée, afin d'avoir une première évaluation grossière du stock métallique.

IV- DETERMINATION SEMI QUANTITATIVE DU STOCK METALLIQUE

Le but de cette étude est de voir, à partir de quelques échantillons de sédiment de Réghaïa non remaniés, s'il existe une pollution métallique au niveau de l'oued. Pour cela, la méthode d'analyse préconisée (spectrographie à étincelles) permet, dans une large mesure, l'identification du stock métallique associé au sédiment de Réghaïa et de ce fait, permettra de nous orienter dans le choix des métaux lourds à analyser.

Ainsi les dosages des métaux par spectrographie à étincelles ont été effectués sur des fractions de sédiments inférieures à 100 μm , une fois séchées et broyées. Cette technique ne permet certes pas d'atteindre une bonne précision des concentrations des éléments détectés, toutefois, elle se justifie par un souci de gain de temps d'analyse grossière, d à sa mise au point et à son exploitation rapides et aisées.

Les résultats de ces analyses préliminaires sont reportés dans le tableau-XVIII.

Ces résultats permettent de mettre en évidence ce qui suit.

-Les sédiments présentent de fortes concentrations en chrome, cuivre, manganèse, plomb et zinc, et des quantités moindres en cadmium, cobalt, étain et nickel. Par contre, ils ne renferment

que de faibles traces d'argent, d'arsenic et de molybdène.

-L'oued Réghaia est sujet aux pollutions métalliques. En effet, nous observons entre autre exemple, que les teneurs en plomb augmentent considérablement jusqu'à atteindre 1 000mg/kg, dans les couches de surface, par contre elles ne sont plus que de 80mg/kg, dans les couches profondes.

- Nous pouvons également affirmer qu'il existe une dégradation importante de la situation de l'oued, concernant le chrome et le zinc, et ceci uniquement à la lecture de ces résultats d'analyses préliminaires.

Tableau-XIII: Dosage préliminaires par spectrographie à étincelles de quelques échantillons de sédiments prélevés aux points 2,4 et 5

Métaux mg/kg	Ag	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Mo	Ni	Pb	Sn	Ti	Zn	V	Be	
E C H A N T I L L O N S	R2-2	1,5	<	<10	800	60	600	<	20	300	15	6000	300	40	<
	R2-4	1	<	<10	1500	100	500	<	50	400	10	6000	1000	30	<
	R2-6	0,4	<	<10	150	100	500	<	50	300	6	5000	800	80	-
	R2	0,1	<	<10	150	100	600	<	60	100	8	8000	500	100	<
	R4-3	2	<	<10	100	100	600	<	30	500	20	3000	1500	20	3
	R4-6	2	<	<10	2000	250	1000	<	100	600	60	6000	6000	100	-
	R4-7	2	-	<10	1000	200	1000	<	100	1000	40	5000	3000	60	<
	R4-9	3	<	<10	2500	300	1000	<	100	400	40	6000	100	50	<
	R5-14	0,4	-	-	1000	80	800	<	40	80	40	6000	800	200	<

Légende:

- R_i-j échantillon de la tranche j et prélevé au point i
- R_i échantillon prélevé au point i à la benne
- n'existe pas
- < indétectable

A l'examen de ce tableau-XIII, il nous paraît donc nécessaire de doser le cadmium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le manganèse, le nickel, le plomb et le zinc par des méthodes d'analyse plus appropriées et couramment utilisées qui sont en l'occurrence l'absorption atomique et l'émission atomique par I.C.P. ou torche à plasma.

CHAPITRE V

CONTRIBUTION A L'ETUDE DES INTERFERENCES

V-1- EFFET DE MATRICE.....	47
V-2- PRINCIPALES INTERFERENCES DES ELEMENTS MAJEURS SUR LE DOSAGE DES METAUX LOURDS.....	49
V-2-1-Influence de la teneur des éléments majeurs additionnés.....	49
V-2-2-Influence de la composition du milieu.....	53

V- CONTRIBUTION A L'ETUDE DES INTERFERENCES

Parmi les difficultés rencontrées dans les techniques de dosage des métaux, les plus importantes proviennent des effets de matrice. En effet, les solutions minéralisées obtenues et soumises à dosage sont des solutions fortement concentrées en acides et en sels minéraux, en particulier en cations majeurs, et donc sujettes à des interférences de matrice. A ce titre, la connaissance des teneurs en éléments majeurs, plus sensibles aux variations minéralogiques qu'aux apports exogènes, s'avère indispensable, lors de l'interprétation des résultats de dosage.

Il faut toutefois noter, comme nous le verrons au cours de cette étude, que les teneurs en éléments majeurs sont très variables d'un point de prélèvement à un autre, pour le même site.

Pour tenter de fournir des éléments de réponse à ce problème extrêmement complexe, nous avons réalisé une étude systématique des interférences provoquées par les éléments majeurs constitutifs du sédiment, en nous limitant cependant, à deux échantillons de sédiment qui regroupent des situations très différentes. Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau-XIV ci-dessous.

Tableau-XIV: Teneurs en mg/kg des métaux associés au sédiment des tranches de surface 3 et 6 au niveau du point de prélèvement 2.

Metaux Echan- tillon	Ag	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Al	Ca	Fe	K	Mg	Na
R2-3	10	2	640	72	235	42	200	407	4550	39500	25000	14	5150	26500
R2-6	8	1	250	37	132	67	250	143	4850	36500	17500	7	3650	23500

A partir de là, nous avons réalisé des séries d'essais qui ont consisté d'une part, à mettre en évidence les effets de

matrice liés aux éléments majeurs et d'autre part, à observer les principales interférences des cations majeurs sur le dosage des métaux toxiques; les rapports interférants/métaux dosés étant représentatifs de ceux cités dans le tableau-XIV ci-dessus et que l'on a rencontré sur le site étudié.

V-1- EFFETS DE MATRICE

Les résultats de dosage du stock métallique associé aux sédiments de l'oued Réghaïa nous ont permis de préparer des solutions synthétiques, afin d'effectuer ultérieurement le dosage des métaux toxiques, en prenant en compte les effets de matrice dus à l'existence d'éléments majeurs.

Trois solutions synthétiques représentatives des échantillons de sédiment des tranches de surface 3 et 6 de la carotte 2 ont été préparées, dont l'une représentative de l'échantillon de la tranche 3, est exempte d'éléments majeurs.

Les résultats de dosage des métaux lourds, reportés dans les tableaux-XV, -XVI et -XVII, confirment que les effets de matrice sont très importants et qu'ils sont principalement liés aux éléments majeurs.

Tableau-XV: Principales interférences provoquées par le milieu représentatif de l'échantillon de sédiment R2-3, minéralisé et exempt de cations majeurs.

Métaux	Pb	Cu	Ni	Zn	Cd	Ag	Cr
C_t mg/kg	400	145	85	815	4	21	1280
C_m mg/kg	390	143	81	801	3	20	1279
K	1,0	1,0	1,0	1,0	1,3	1,0	1,0
Δ (%)	-3	-1	-5	-2	-25	-5	0

Légende:

C_t : concentration théorique

C_m : concentration mesurée

K : coefficient de correction $K = C_t / C_m$

Δ : écart $\Delta = (C_m - C_t) / C_t$

Tableau-XVI: Influence du milieu représentatif de l'échantillon de sédiment R2-3 minéralisé, sur les effets de matrice.

Métaux	Pb	Cu	Ni	Ca	Na	Mn	Mg	Zn	Cd	Ag	K	Cr	Fe
C _t mg/kg	400	145	85	79000	53000	470	10300	815	4	21	28	1280	50000
C _m mg/kg	250	112	38	45090	52288	401	5814	796	In	20	12	966	48000
K	1,6	1,3	2,2	1,6	1,0	1,2	1,8	1,0	/	1,0	2,4	1,3	1,0
Δ %	-37	-23	-55	/	/	-15	/	-3	-100	-3	/	-24	/

Tableau-XVII: Influence du milieu représentatif de l'échantillon de sédiment R2-6 minéralisé, sur les effets de matrice.

Métaux	Pb	Cu	Ni	Ca	Na	Mn	Mg	Zn	Cd	Ag	K	Cr	Fe
C _t mg/kg	500	75	135	73000	47000	260	7300	280	2	15	15	500	35000
C _m mg/kg	313	57	50	42201	40125	221	4497	193	In	13	9	378	32000
K	1,6	1,3	2,7	1,3	1,2	1,2	1,6	1,4	/	1,2	1,7	1,3	1,1
Δ %	-37	-24	-63	/	/	-15	/	-31	-100	-13	/	-24	/

En effet, une solution exempte d'éléments majeurs n'est pas sujette à des interférences de matrice, comme l'illustre le tableau-XV. Les écarts observés, inférieurs à 5%, ne sont pas élevés à l'exception du cadmium. En effet, son comportement est tout à fait différent puisque l'erreur atteint les 25%. Ceci pourrait s'expliquer en raison des faibles teneurs qui se traduisent par des incertitudes plus élevées.

Par ailleurs, nous noterons que les résultats obtenus sont tous inférieurs à ceux fixés au départ. La présence donc d'éléments majeurs engendre une inhibition (baisse des concentrations mesurées) variable, selon le métal toxique considéré et la composition du milieu. A titre d'exemple, dans le cas du manganèse, les écarts observés, pour deux milieux complexes de composition différente, sont similaires (respectivement 14,7% et 15,1%) alors que dans le cas du zinc, les écarts sont nettement différents (respectivement 2,5 % et 31,1 %).

V-2- PRINCIPALES INTERFERENCES DES ELEMENTS MAJEURS SUR
LE DOSAGE DES METAUX LOURDS

Au cours d'essais basés sur l'addition individuelle d'éléments majeurs à des doses croissantes, à des solutions synthétiques et de sédiment, notre but était d'une part, de définir l'effet d'interférence de chacun d'eux sur le dosage des métaux potentiellement toxiques (Ag, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) et d'autre part, d'en évaluer l'effet global.

V-2-1- Influence de la teneur des éléments majeurs additionnés

Les teneurs métalliques, évaluées par spectrophotométrie d'absorption atomique sur des solutions synthétiques, et leurs variations, résumées dans le tableau-XVIII et sur la figure-12, nous renseignent sur le comportement des cations majeurs.

L'examen préliminaire des résultats montre de grandes différences de comportement des métaux lourds tant du point de vue quantitatif que qualitatif. L'élément interférant peut engendrer des écarts négatifs, nuls ou positifs sur les résultats de dosage, selon que l'on considère tel métal ou tel autre.

Tableau-XVIII: Principales interférences dues aux éléments majeurs

Eléments majeurs		Fe	Na	Ca	K	Mg	Al	Effet global de la matrice
M	Pb Δ%	+	--	-	-	0	-	---
		8+18	20+50	5+10	5+20		3+8	
E	Cu Δ%	--	-	*-	*-	*-	*-	---
		18+32	13+18	0+1	0+1	0+5	0+1	
T	Ni Δ%	+	*+	*+	*-	*-	-	+
		4+20	1+3	0+1	0+1	0+1	7+12	
Λ	Cd Δ%	--	--	--	--	--	--	---
		32+40	67+73	25+57	47+51	20+45	62+67	
U	Cr Δ%	-	*+	-	-	0	-	---
		2+20	0+2	10+20	3+20		10+15	
X	Ag Δ%	--	+	+	+	++	0	++
		19+75	19	19	10	58+140		

légende:

- 0 : Aucune interférence
- + : Exaltation de 5 à 20%
- : Inhibition de 5 à 20%
- ++ : Exaltation supérieure à 20%
- : Inhibition supérieure à 20%
- * : Exaltation ou inhibition inférieure à 5%

C'est ainsi que:

- Le fer produit un effet dépressif sur le cadmium, l'argent, le cuivre et le chrome, alors qu'il exalte le nickel et le plomb;
- Le sodium a un effet dépressif sur le cadmium, le plomb et le cuivre et exalte l'argent;
- Le calcium inhibe le cadmium, le chrome et le plomb et exalte l'argent;
- Le potassium produit le même effet que le calcium;
- Le magnésium, à l'exception de l'argent qu'il exalte et du cadmium qu'il inhibe, ne perturbe pas le dosage des autres métaux;
- L'aluminium inhibe le cadmium, le chrome, le nickel et le plomb, alors qu'il n'a aucun effet sur l'argent et le cuivre.

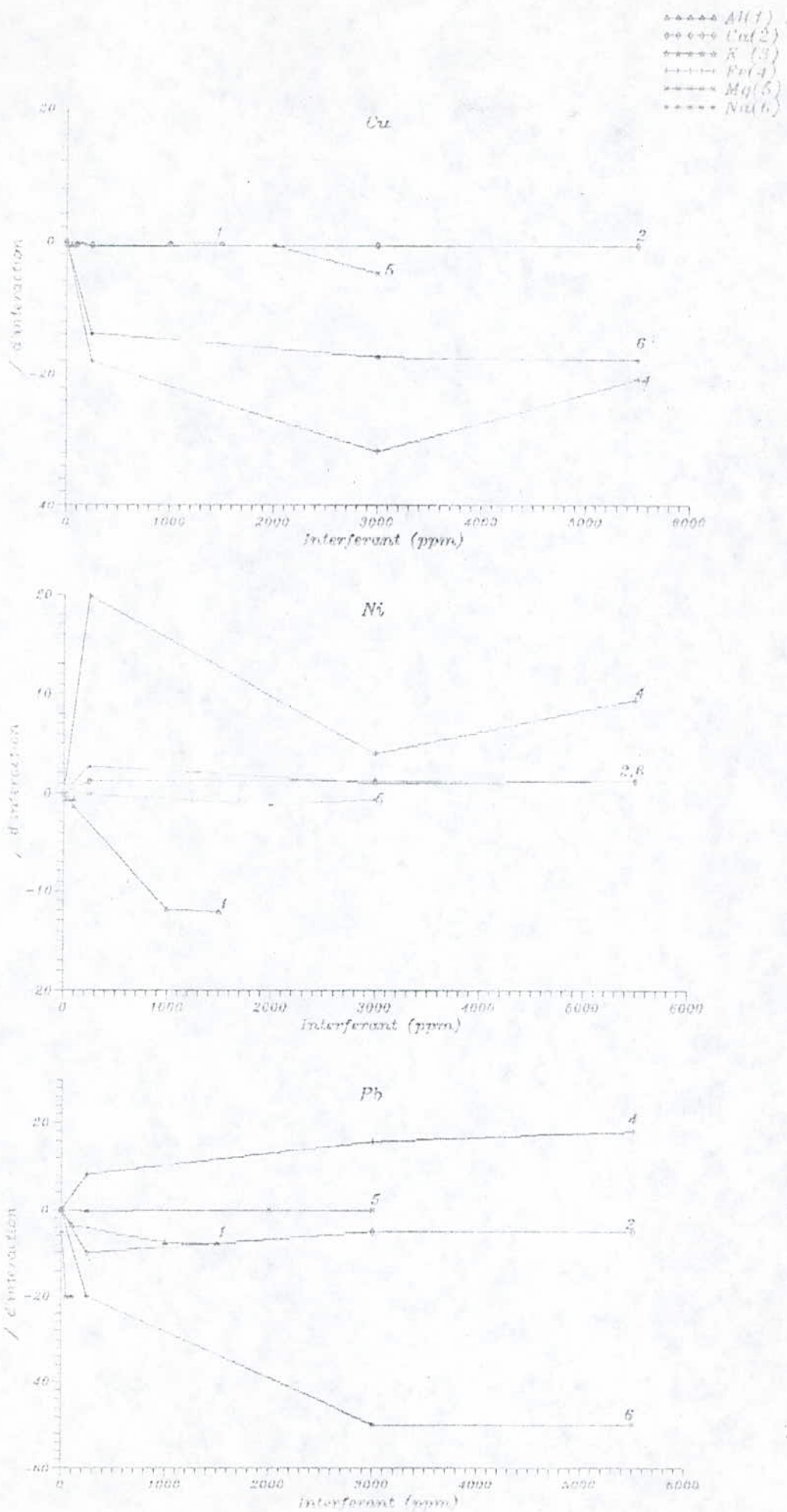


Figure-12: Interférences d'éléments majeurs sur le dosage des métaux lourds de solutions synthétiques

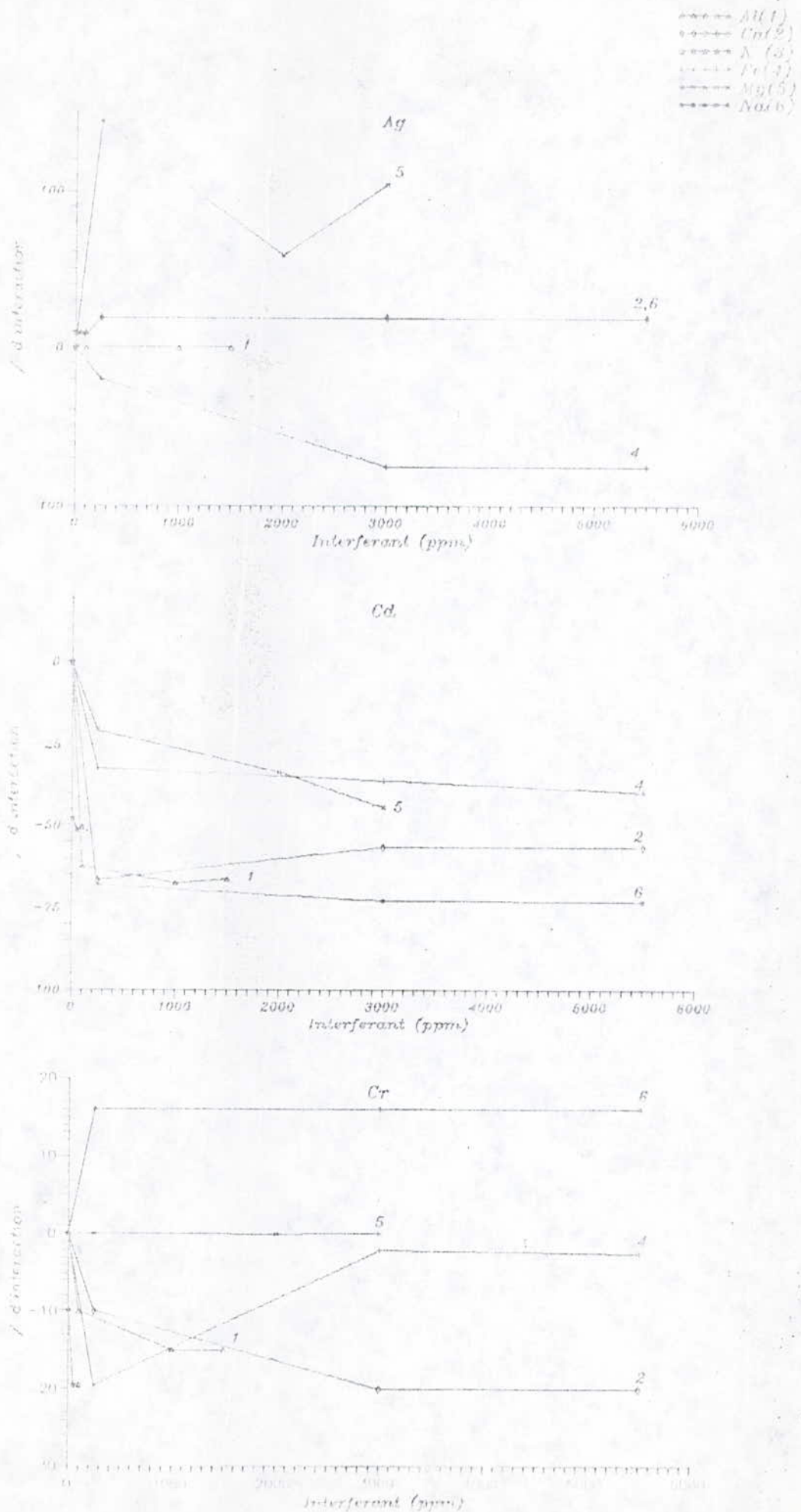


Figure-12: Interférences d'éléments majeurs sur le dosage des métaux lourds de solutions synthétiques

Par ailleurs, certains écarts tendent à se stabiliser au-delà d'une concentration seuil qui varie suivant le métal étudié. C'est ainsi que le sodium produit un effet dépressif constant sur le plomb au delà de 3 000 ppm, alors qu'il exalte le chrome et se stabilise à partir de 250 ppm.

Nous avons également évalué pour les différents métaux, l'effet global de la matrice. Nous remarquons que les interactions des cations majeurs diminuent l'absorption de la plupart des métaux étudiés. Ces estimations coïncident d'ailleurs parfaitement avec les valeurs trouvées précédemment (tableaux-XVI et -XVII), dans le cas des solutions de sédiments synthétiques, à l'exception du nickel, pour lequel nous ne voyons pas d'explication plausible. Nous ferons remarquer par ailleurs, que les résultats de notre étude, hormis le comportement du fer, sont similaires à ceux obtenus par d'autres auteurs [Legret]. Ceci montre bien l'importance que revêtent de tels phénomènes d'interférences.

Néanmoins, il est difficile à partir de ces seuls résultats, de généraliser le comportement des cations majeurs, à l'ensemble de la gamme des rapports interférants/métaux dosés, notamment dans le cas de solutions de sédiments de compositions diverses.

V-2-2- Influence de la composition du milieu

Le problème majeur rencontré, lors de cette étude est la très grande diversité des solutions de sédiments, liée à la nature chimique et minéralogique des composés métalliques. Nous avons tenté à partir des deux solutions de sédiments R2-3 et R2-6 du tableau-XIV, de comparer les variations enregistrées, exprimées en pourcentage d'interaction, qui accompagnent l'addition d'un élément majeur.

Les principales observations issues des résultats de l'analyse sont reportées dans le tableau-XIX suivant et sur la figure-24 (annexe).

Tableau-XIX: Evaluation des interactions que produit l'addition d'éléments majeurs aux sédiments minéralisés du point 2.

Eléments majeurs	Fe		Na		Ca		K		Mg		Al		Effet global de matrice		
	3	6	3	6	3	6	3	6	3	6	3	6	3	6	
M	Pb	-	-	--	--	+	+	--	--	+	+	*+	*+	--	--
	Cu	--	--	*-	*-	*+	*-	0	*-	0	*-	*-	*-	--	--
E	Ni	-	-	+	+	+	+	**	0	*-	*-	--	-	-	*-
T	Zn	-	--	**	**	**	**	+	**	**	**	*-	*-	**	**
A	Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	**	**	--	--
U	Cr	-	--	+	+	-	-	-	-	*-	0	-	-	--	--
X	Ag	--	--	**	**	**	**	+	**	**	**	0	0	**	**

légende:

- 0 : Aucune interférence
- + : Exaltation de 5 à 20%
- : Inhibition de 5 à 20%
- ** : Exaltation supérieure à 20%
- : Inhibition supérieure à 20%
- * : Exaltation ou inhibition inférieure à 5%

La première constatation est la grande similitude des interactions provoquées par l'addition d'éléments majeurs, observée pour deux échantillons de sédiments regroupant des compositions chimiques très différentes. Les seules différences notables résident dans les interactions de l'aluminium sur le cadmium, du calcium, magnésium et sodium sur le zinc et du sodium sur le plomb.

En effet, l'absorption du plomb est fortement réduite dans le cas de la solution 3, alors qu'elle tend à se normaliser pour la solution 6. Excepté l'aluminium dont les interférences sont peu importantes, tous les autres cations majeurs augmentent considérablement l'absorption du zinc. Cette interaction atteignant pondérablement plus de 300% dans le cas du sodium.

Par ailleurs, il est intéressant de noter que pour les deux sédiments R2-3 et R2-6, pourtant très différents, l'addition d'éléments majeurs étudiés provoque des interactions et des comportements sensiblement identiques. En effet,

- le fer réduit l'absorption de tous les métaux étudiés;
- le sodium inhibe le plomb, le cadmium; il réduit légèrement l'absorption du cuivre et majore celle du chrome, du nickel, de l'argent et du zinc;
- le calcium ne possède aucune action sur le cuivre; les concentrations en zinc, argent, plomb et nickel sont majorées, ce qui n'est pas le cas du cadmium et du chrome;
- le potassium inhibe le cadmium, le plomb et le chrome, n'a pas d'effet sur le nickel et le cuivre, mais exalte l'argent et le zinc;
- le magnésium n'a pas d'effet sur le chrome, le cuivre et le nickel cependant, il exalte le zinc, l'argent et le plomb et inhibe le cadmium;
- l'aluminium diminue modérément l'absorption du chrome et du nickel, et n'a pratiquement, sinon pas d'action sur l'argent, le zinc, le cuivre et le plomb, mais il exalte considérablement le cadmium.

D'autre part, l'effet global de matrice, similaire pour les deux solutions, diminue fréquemment l'absorption des métaux tels que cadmium, chrome, cuivre, plomb et nickel, par contre il augmente considérablement l'absorption du zinc et de l'argent.

A présent, si l'on compare l'effet de matrice observé dans les milieux synthétiques, à celui rencontré dans le milieu naturel, nous constatons quelques différences. C'est le cas notamment du zinc et de l'argent dont l'absorption s'en trouve diminuée dans le milieu synthétique, tandis que celle du nickel en est exaltée.

Ces écarts observés semblent provenir de la différence de comportement d'un même élément, lorsque ce dernier est dans un milieu "simple" ou dans un milieu "complexe". En effet, nous avons

pu remarquer que les éléments interférants sont tous plus ou moins sensibles aux éléments constitutifs du sédiment et notamment, aux cations majeurs.

Ceci a été particulièrement mis en évidence, lors de l'analyse de plusieurs séries d'essais effectués sur des solutions synthétiques additionnées d'éléments majeurs, permutés circulairement. A titre indicatif nous noterons que:

- l'absorption du nickel varie peu;
- l'effet d'inhibition du sodium sur le plomb est tout à fait comparable à celui du potassium, mais encore plus accentué;
- Le magnésium majore considérablement la concentration de l'argent, mais en présence d'autres cations majeurs, son absorption diminue dans l'ordre suivant Na, Ca et K.
- Le potassium réduit l'absorption du chrome (20% par excès) mais la présence de calcium supprime totalement cet effet.

En conclusion, nous retiendrons de cette étude que les interférences diminuent très souvent l'absorption des métaux, à l'exception de celles de l'argent et du zinc qui par contre, sont exaltées. Nous assistons donc à une superposition d'effets. Dans certaines situations, ces effets d'interférences tendent à s'annihiler en s'opposant, dans d'autres, ils se renforcent en s'additionnant.

Actuellement, le problème des interférences est loin d'être résolu, les résultats étant difficilement comparables entre eux. En effet, pour des rapports interférants /métaux dosés représentatifs de ceux que l'on rencontre habituellement dans les sédiments, des écarts importants sont observés, selon que l'on fait appel à un support artificiel "simple" ou à un substrat réel "complexe". Aussi pour s'affranchir des interférences dues aux éléments majeurs présents dans les sédiments, il y a lieu de multiplier considérablement les essais en vue d'affiner l'analyse.

CHAPITRE VI

COMPORTEMENT DES METAUX DANS L'OUED RECHAIA

VI-1- EVOLUTION AU COURS DU TEMPS.....	58
VI-2- DETERMINATION DES TENEURS NATURELLES.....	72
VI-3- EVOLUTION LONGITUDINALE.....	75

VI- COMPORTEMENT DES METAUX DANS L'OUED REGHAIA

L'étude du comportement des métaux dans l'oued Réghaïa a été effectuée sur la base de dosages réalisés par I.C.P., sur cinq points de prélèvement, recevant chacun un flux de pollution différent. L'analyse simultanée des résultats obtenus et reportés dans les tableaux-XX à XXV, permet d'une part, d'apprécier le degré de pollution métallique de l'oued et d'autre part, de suivre tant son évolution au cours du temps, par la connaissance des profils verticaux, que son évolution longitudinale, en tenant compte des teneurs naturelles.

VI-I- EVOLUTION AU COURS DU TEMPS

Nous avons reporté sur les figures-14 (a-b), 15 (a-b) et 16 (a-b), les profils verticaux des teneurs métalliques associées aux sédiments des points de prélèvement 1, 3 et 5.

Un premier examen de ces profils verticaux montre que le point de prélèvement 1 peut être considéré comme le niveau zéro de pollution eu égard aux faibles teneurs métalliques rencontrées.

En outre, nous remarquons que les teneurs métalliques dans les sédiments de surface sont très élevées et ce, quel que soit le métal étudié. Par ailleurs les profils métalliques, au niveau de chaque point de prélèvement, présentent tous la même allure générale liée probablement à la texture du sédiment, à l'exception de celui du manganèse.

Tableau-XX- Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 1 en mg/kg de sédiment

Schantillon	Elément	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag	Al	Ca	Fe	Mg
R1-1	ICP	I	138	50	324	76	96	181	I	19680	14980	13080	2218
R1-2		I	165	60	421	84	115	249	I	21030	18730	11760	2648
R1-3		I	174	64	453	89	127	247	I	20640	20400	23780	2842
R1-4		I	100	34	206	64	64	103	I	11680	12320	12650	1531
R1-5		I	147	50	330	87	94	162	I	16800	17910	20060	2288
R1-6		I	127	44	248	80	87	162	I	12380	16500	16820	1883
R1-7		I	94	40	248	64	55	80	I	10760	9230	11890	1424
R1-8		I	116	50	295	76	84	104	I	13630	10800	14710	1822
R1-9		I	139	73	361	91	101	132	I	18040	15010	21660	2581
R1-10		I	144	77	471	92	125	203	I	22120	18260	26270	3058
R1-11		I	133	49	335	87	79	147	I	17230	17210	21670	2411
R1-12		I	80	25	163	59	36	64	I	7250	9240	10550	1031

Tableau-XXII- Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 3 en mg/kg de sédiment

Echantillon	Elément	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag	Al	Ca	Fe	Mg
R3-1	I	4650	282	154	150	483	7245	I	9500	80600	42280	3348	
R3-2	I	3425	384	183	251	372	2161	I	14430	57610	31980	3166	
R3-3	I	2763	442	298	308	423	2041	I	16950	62690	32150	3622	
R3-4	I	807	98	174	118	179	597	I	16950	25790	26410	2606	
R3-5	I	568	72	148	105	117	408	I	18530	18610	23000	2477	
R3-6	I	489	69	179	113	109	329	I	18290	18730	24170	2667	
R3-7	I	269	48	172	89	67	178	I	15760	12510	18350	2082	
R3-8	I	159	33	213	71	44	154	I	10700	10450	14020	1507	
R3-9	I	164	35	440	84	55	121	I	15590	20740	15690	2039	
R3-10	I	122	28	167	72	44	90	I	12820	13150	14260	1607	
R3-11	I	106	23	218	68	41	97	I	11210	9320	13470	1419	
R3-12	I	108	26	180	71	40	110	I	10540	13070	14680	1406	
R3-13	I	111	26	109	74	44	97	I	12100	19300	15110	1599	
R3-14	I	132	26	45	84	49	79	I	13860	22840	17820	1935	

Tableau-XXIV- Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 5 en mg/kg de sédiment

Échantillon	Elément	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag	Al	Ca	Fe	Mg
R5-1	I	935	171	195	105	317	1815	I	21680	54690	28670	3964	
R5-2	I	268	186	123	83	173	429	I	15320	32760	23590	2597	
R5-3	I	578	154	167	95	192	744	I	18780	35700	26860	2670	
R5-4	I	4302	235	307	133	306	3303	I	18270	57070	33110	3656	
R5-5	I	1033	113	248	103	155	929	I	25970	36770	34580	3236	
R5-6	I	1787	122	285	103	227	2043	I	23570	44890	36100	3406	
R5-7	I	1953	149	333	122	285	1368	I	22160	55880	37780	3709	
R5-8	I	1074	121	277	105	214	870	I	19680	45520	35860	3458	
R5-9	I	535	122	223	104	144	486	I	23430	32500	34840	3255	
R5-10	I	1959	118	363	121	296	1080	I	24220	45720	39350	3725	
R5-11	I	1072	81	341	126	149	682	I	23750	133600	35560	6038	
R5-12	I	3959	202	555	163	377	2340	I	21520	67110	43200	4173	
R5-13	I	628	74	406	97	125	516	I	24320	19290	31910	3215	
R5-14	I	1016	93	584	101	163	509	I	22380	26280	40680	4154	

Tableau-XXIII- Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 4 en mg/kg de sédiment

Echantillon	Elément	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag	Al	Ca	Fe	Mg
R4-3		I	264	71	235	103	113	301	I	21760	13660	28850	2753
R4-5		I	1318	243	249	177	356	1009	I	15780	34020	24830	2510
R4-7		I	1090	101	297	115	174	894	I	15660	33130	27430	2602
R4-9		I	3338	263	326	138	391	2749	I	10460	56770	30240	2877

Tableau-XXI- Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 2 en mg/kg de sédiment

Echantillon	Elément	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag	Al	Ca	Fe	Mg
R2-2	ICP	I	1390	205	289	153	474	1244	I	11650	14680	28510	247
R2-4		I	3817	133	349	116	570	3144	I	22610	55640	38170	379
R2-6		I	169	76	270	101	115	156	I	21450	5710	27840	2518
R2-B		I	826	92	187	108	179	791	I	7070	31930	41190	1804

Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point 6 en mg/kg de sédiment

Echantillon	Elément	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag	Al	Ca	Fe	Mg
6		I	3737	182	164	128	265	5489		16150	58820	38510	3376

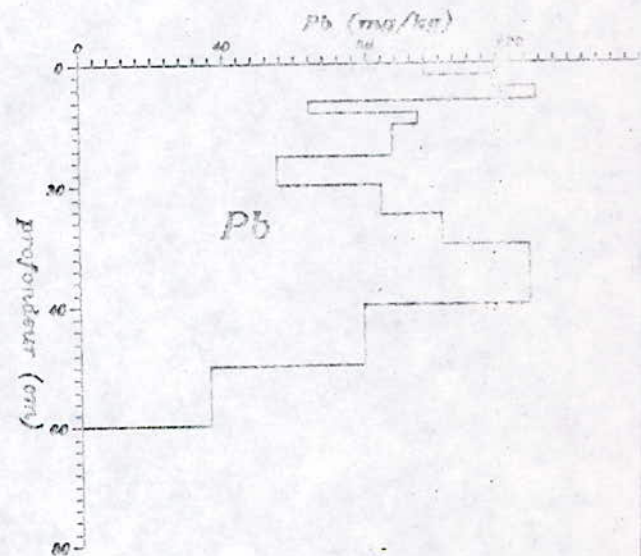
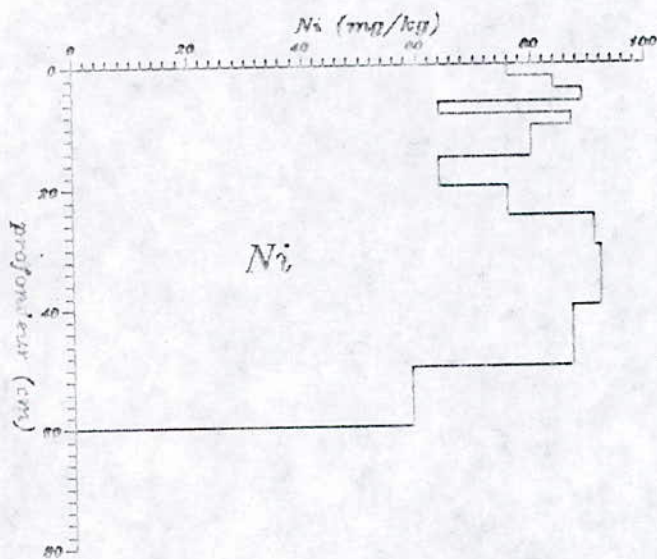
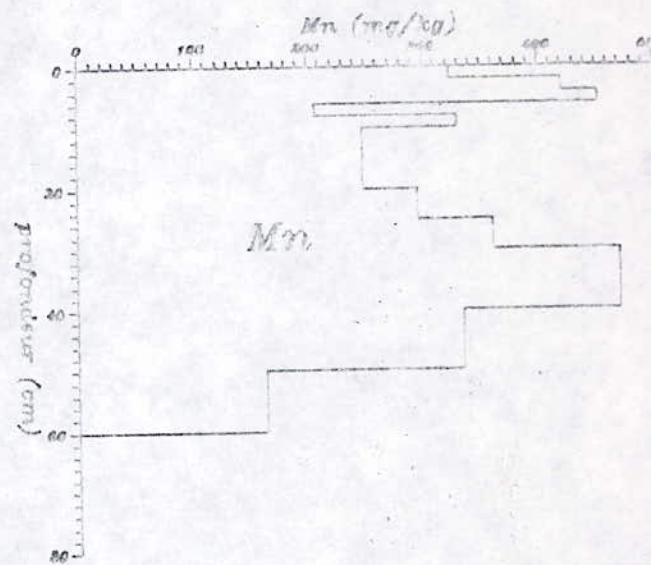
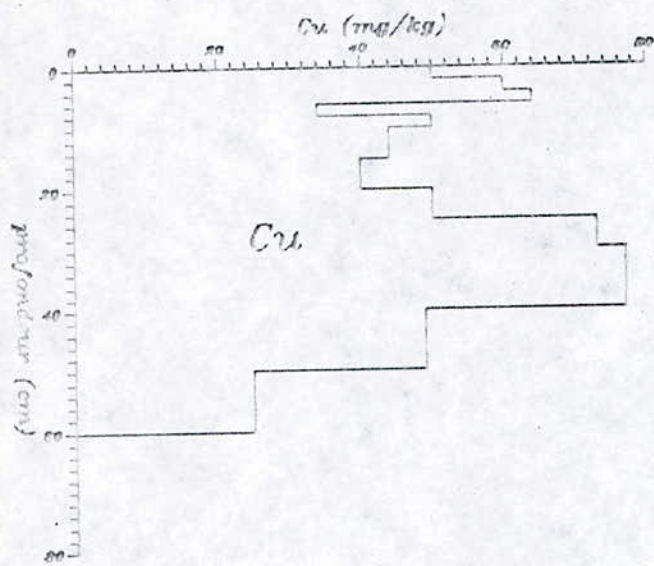


Figure 14a: Profils verticaux des teneurs métalliques associées aux sédiments du point de prélèvement 1

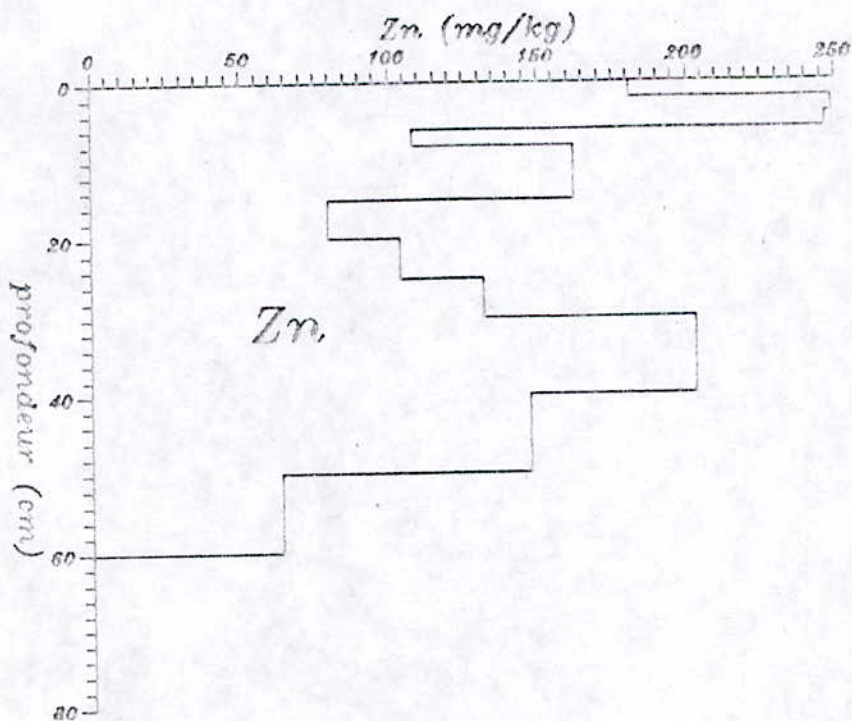
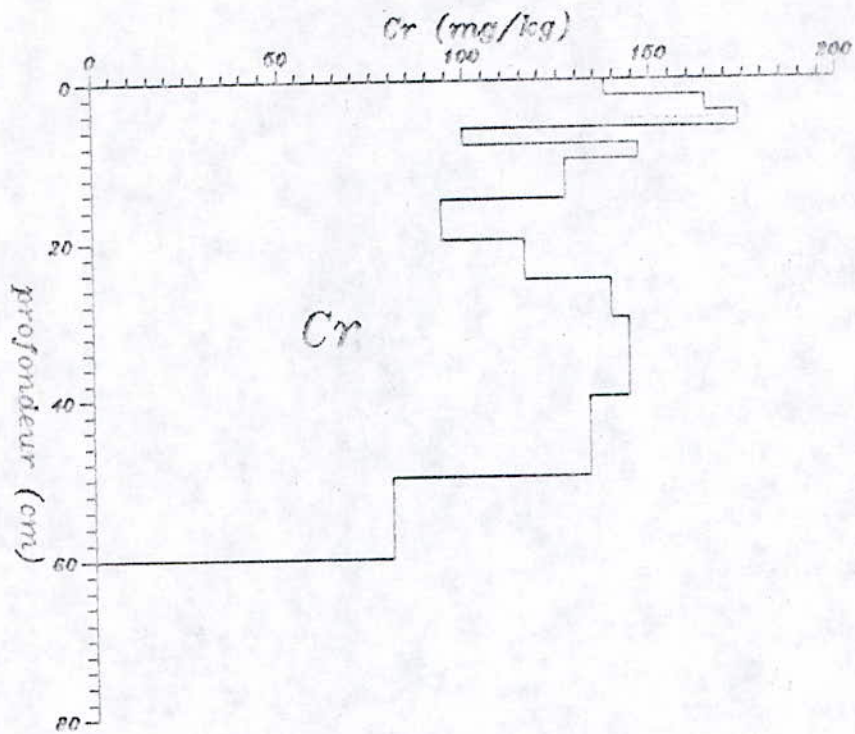


Figure 14b: Profils verticaux des teneurs métalliques associées aux sédiments du point de prélèvement 1

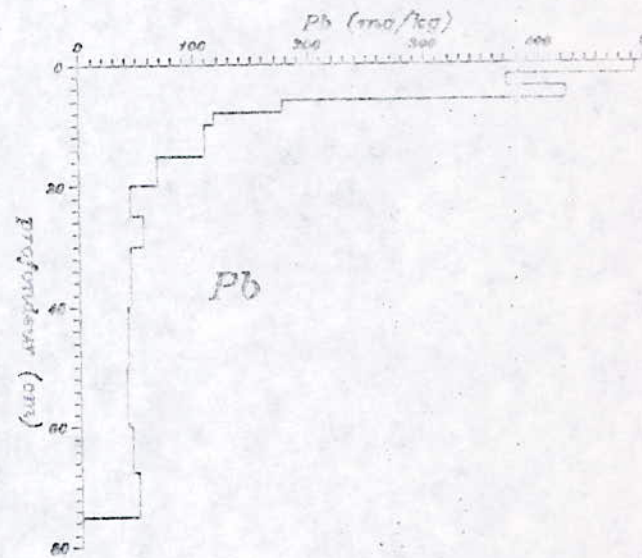
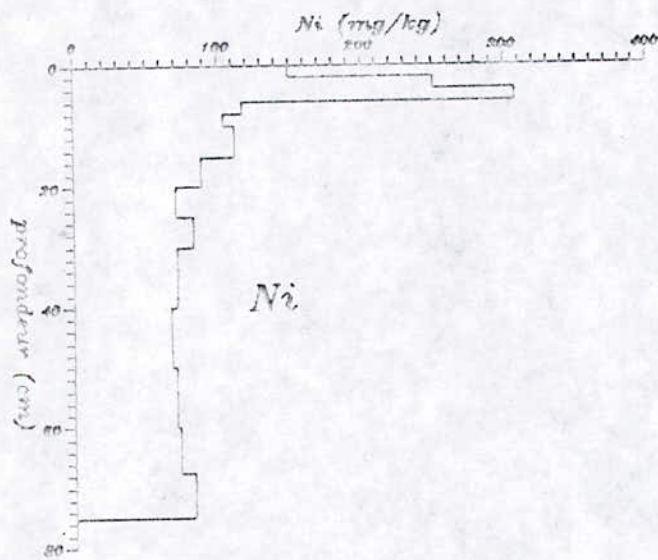
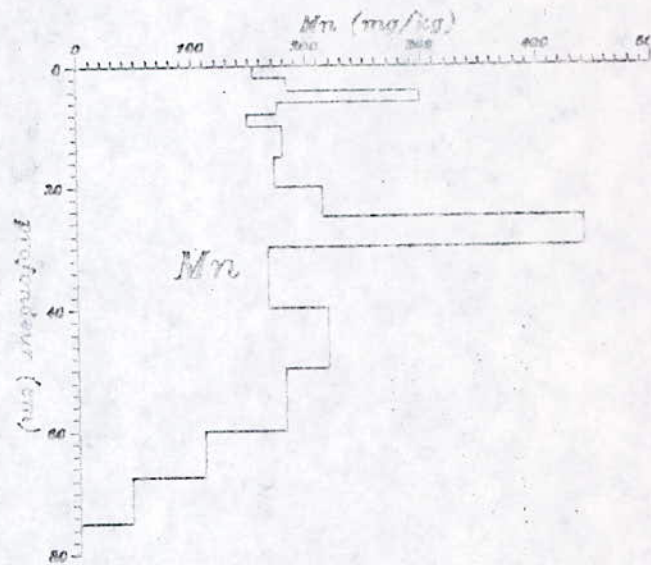
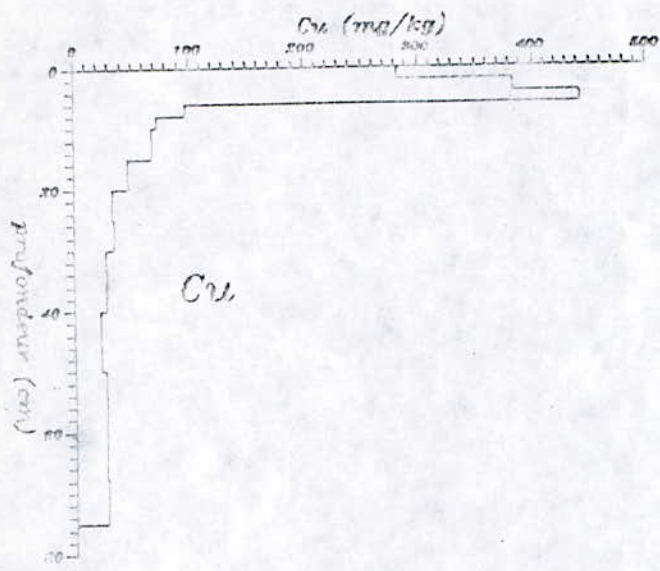


Figure 15a: Profils verticaux des teneurs métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 3

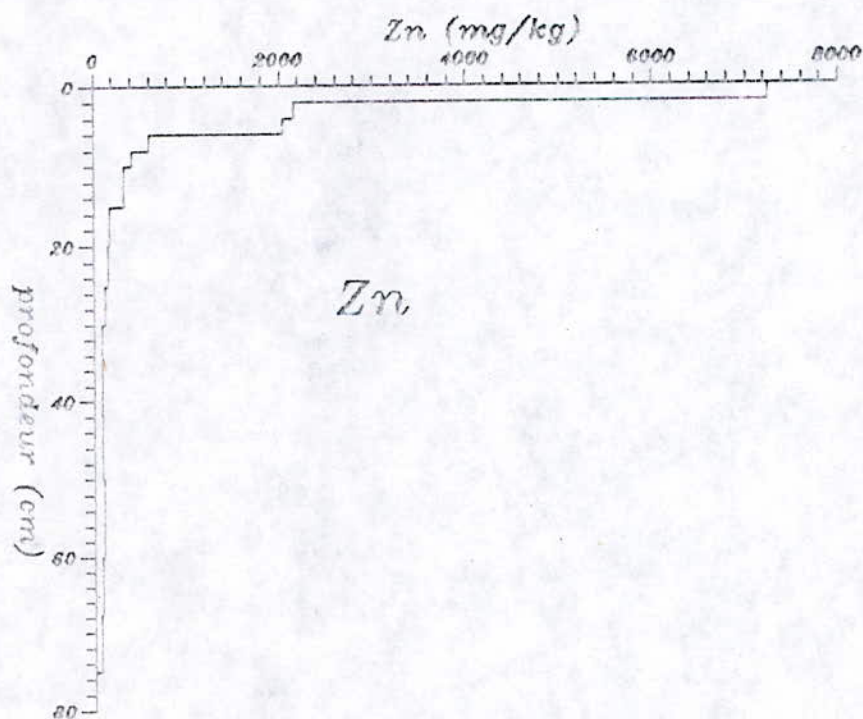
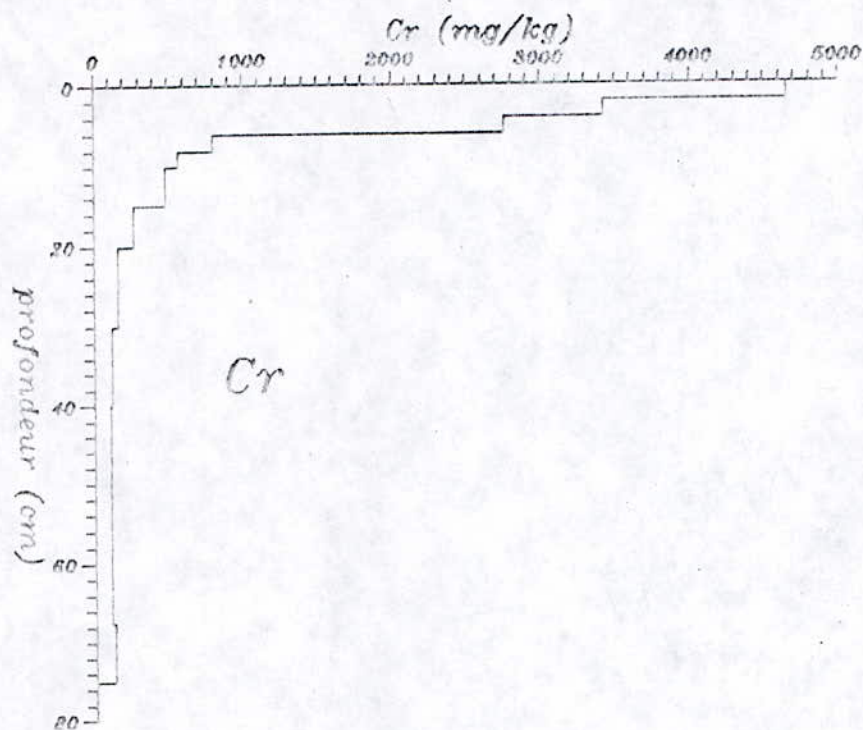


Figure 15b: Profils verticaux des teneurs métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 3

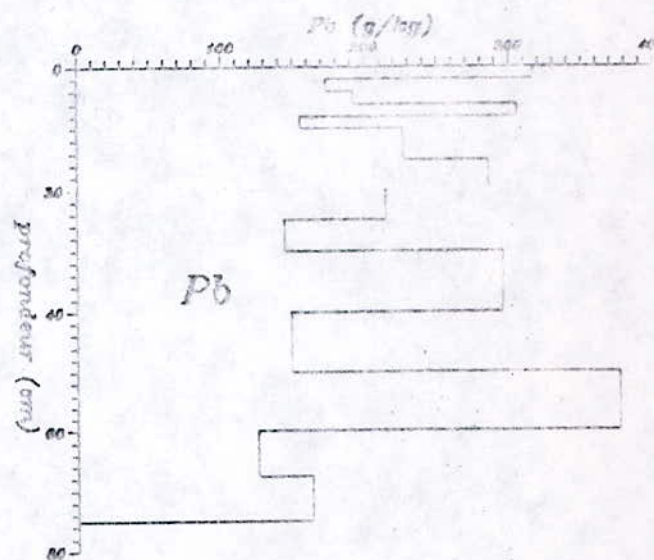
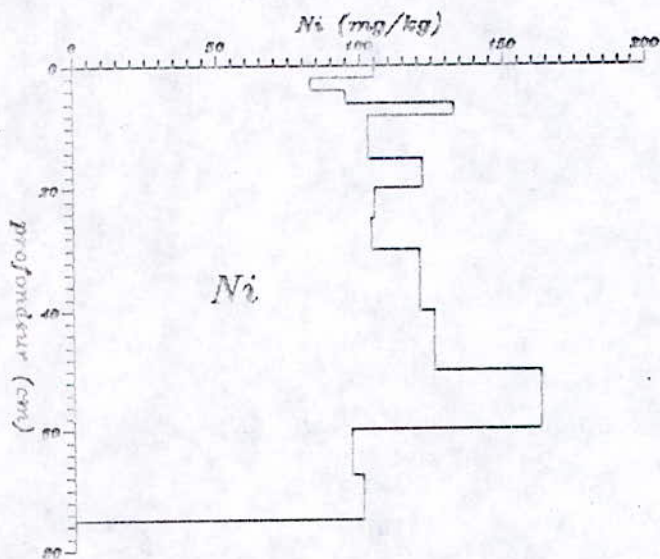
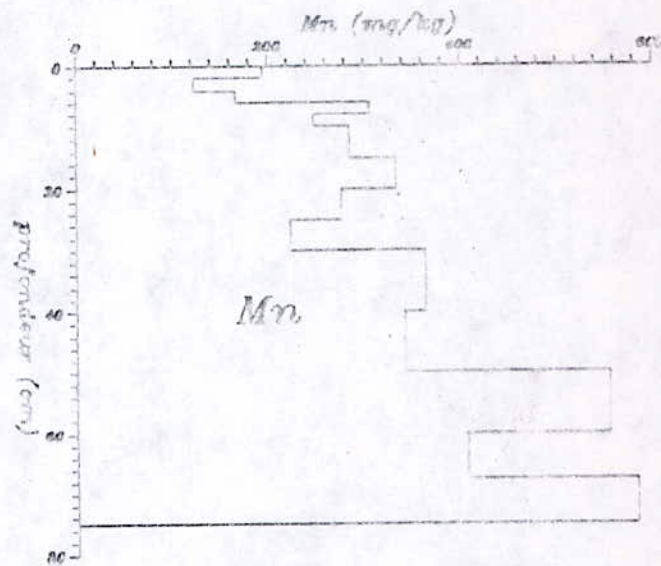
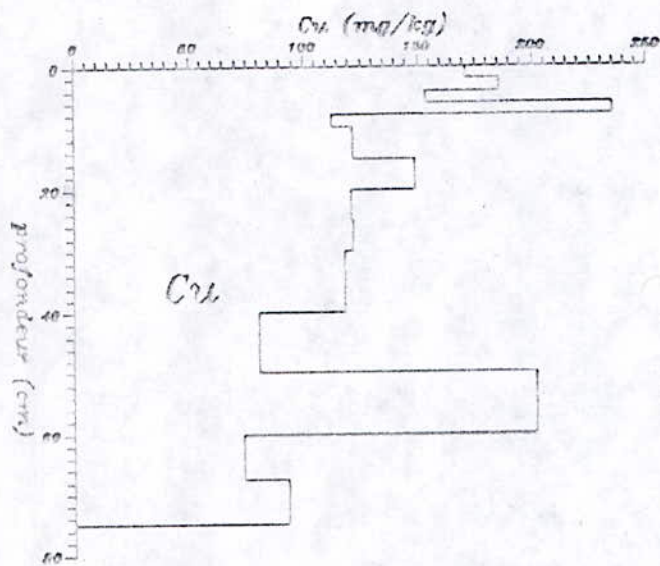


Figure 16a: Profils verticaux des teneurs métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 5

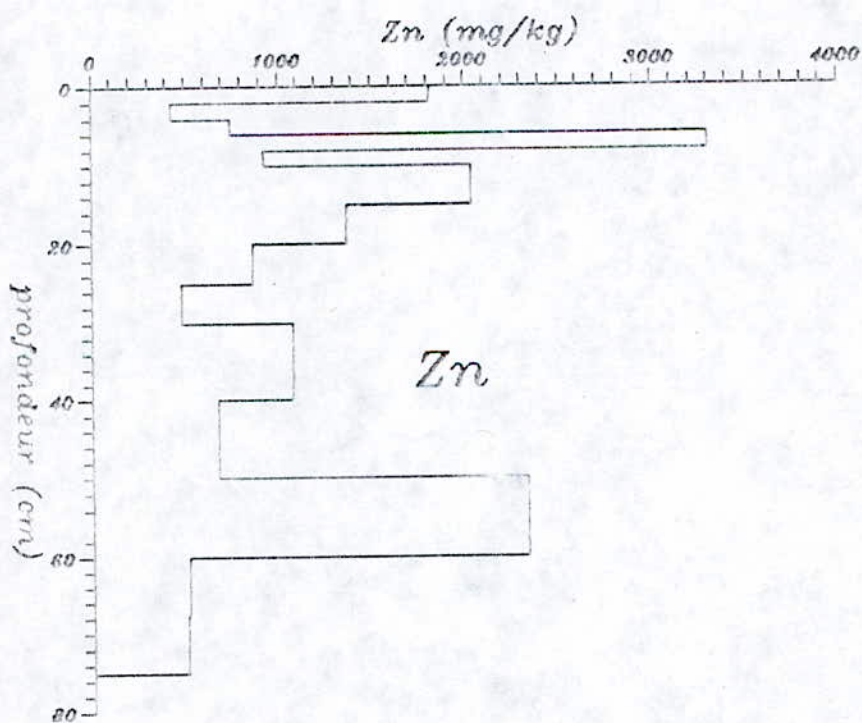
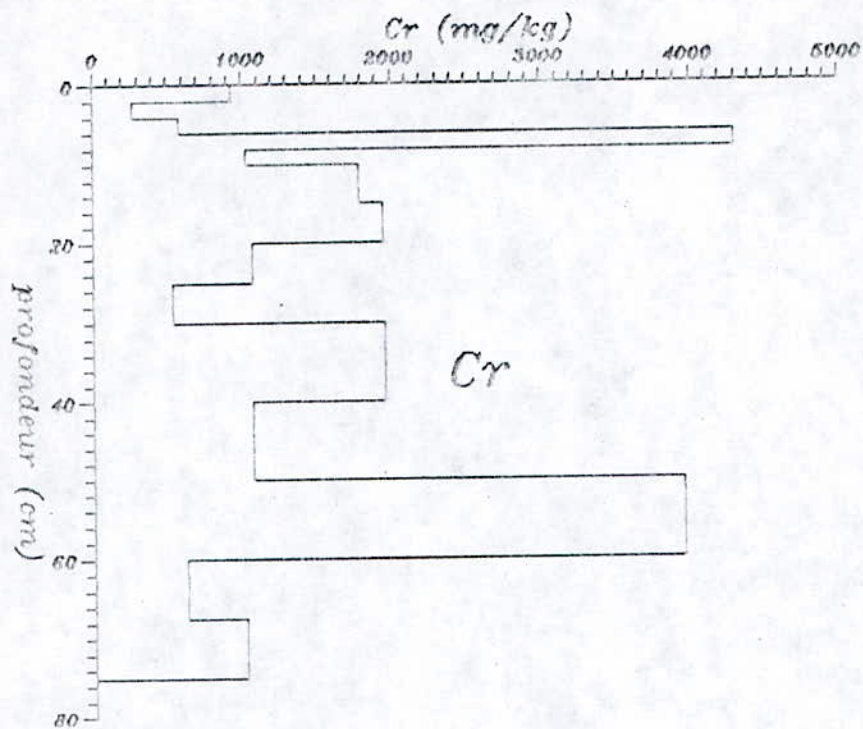


Figure 16b: Profils verticaux des teneurs métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 5

En examinant chacune de ces figures, nous pouvons remarquer les phénomènes suivants.

-Carotte relative au point de prélèvement 1

Nous constatons tout d'abord pour l'ensemble des métaux lourds dosés, une même distribution présentant l'allure suivante. Une forte accumulation de ces derniers est remarquée à des profondeurs variant entre 30 et 40 cm; en revanche les valeurs les plus basses sont observées entre d'une part, 15 et 20cm et d'autre part, 50 et 60cm. Par ailleurs, entre 6 et 8cm de la surface, nous assistons également à de faibles teneurs métalliques.

Pour tenter d'expliquer cette distribution, nous l'avons reliée à la texture du sédiment. Aussi, nous présentons, sur la figure-7, la répartition granulométrique de ce sédiment.

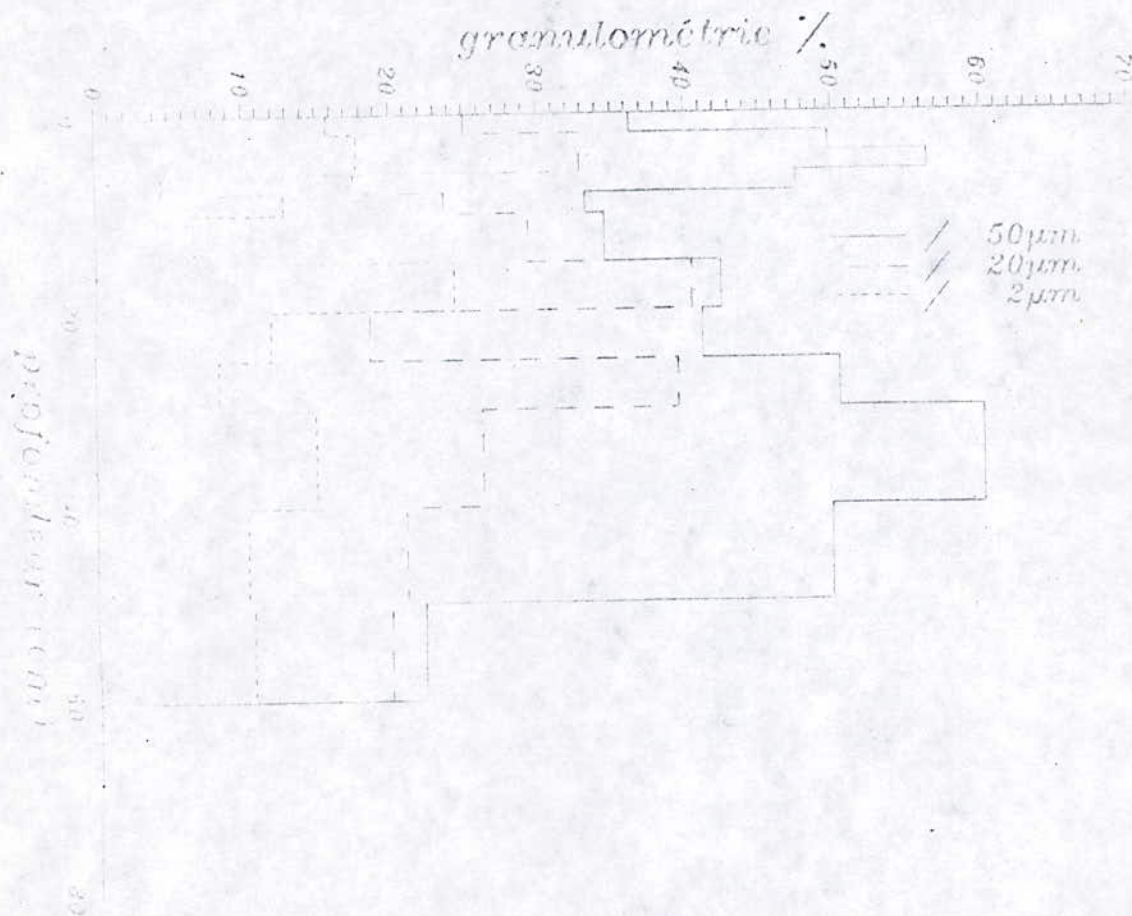


Figure-17: Répartition granulométrique du sédiment 1

Nous remarquons que ce profil est tout à fait comparable, voire même identique à ceux des teneurs métalliques. Ceci permet donc, de confirmer que les particules fines inférieures à 50 μm , constituant l'argile et les limons, sont en majeure partie, responsables du piégeage et de la rétention des métaux.

-Carotte relative au point de prélèvement 3

Cette carotte est caractéristique, puisqu'elle présente des profils hyperboliques similaires à l'ensemble des métaux, à l'exception du manganèse. En effet, la teneur élevée observée dans les toutes premières couches de surface, diminue rapidement et tend asymptotiquement vers de très faibles valeurs, dès que l'on dépasse 8 cm de profondeur. Par contre, le manganèse se comporte différemment. Son profil se singularise par deux pics de concentration, l'un entre 6 et 8 cm et l'autre entre 25 et 30 cm.

Les variations très significatives dans les premières couches de la carotte indiquent une très forte pollution.

Concernant le zinc, il est fort probable que la teneur observée dans la première couche de surface et sa variation très significative enregistrée entre les deux couches de surface, soient le résultat d'une pollution accidentelle à la suite d'un déversement massif de zinc.

-Carotte relative au point de prélèvement 5

Les apports métalliques évoluent en dents de scie, ils augmentent puis diminuent alternativement. Cependant, nous pouvons remarquer l'existence de deux pics de concentration marquée pour l'ensemble des métaux, exception faite pour le manganèse, aux profondeurs respectivement de 8 à 10 et de 50 à 60 cm. Par contre, de faibles teneurs sont observées à des profondeurs de 2 à 4 cm et de 25 à 30 cm. Toutefois, il n'en demeure pas moins que les teneurs métalliques restent relativement importantes dans les sédiments de fond.

Aussi pour toutes les carottes, nous pouvons dire que le comportement du manganèse est tout à fait différent du reste des métaux. En effet, son profil se singularise par des pics très marqués dans le cas de la carotte 3, et sa teneur augmente considérablement dans les sédiments profonds au point de prélèvement 5 (de l'ordre de 66%), tandis que celle des autres métaux diminue.

L'illustration du profil vertical du fer nous semble dépourvue d'intérêt. En effet, c'est un constituant majeur des vases et par conséquent, bien plus sensible aux variations minéralogiques qu'aux apports exogènes.

En conclusion, l'étude de ces divers profils verticaux permet de formuler les remarques suivantes.

-Les taux de pollution sont très variables, depuis des pollutions faibles d'origine non localisée, en amont du collecteur principal P, jusqu'à des situations dramatiques d'origine parfaitement connue et localisée. En effet, la carotte relative au point de prélèvement 1 qui devait servir de référence, puisque située en amont du collecteur principal, révèle quand bien même l'existence d'une faible pollution, notamment en milieu de carotte. Par contre, la pollution engendrée par la zone industrielle et les bassins versants situés en aval du collecteur principal est très importante. Elle se localise fortement, tant dans les sédiments de surface (carotte 3), que dans les couches inférieures (carotte 5), ce qui est d'autant plus grave.

-L'évolution des teneurs métalliques à différentes profondeurs correspondant donc à diverses époques de rejets déposés, met en évidence des variations significatives entre le fond et le sommet de la carotte. De telles variations montrent bien qu'il existe des apports anthropogènes récents, comparativement à ceux naturels observés au fond de la carotte. En toute logique, les sédiments profonds d'un même site devraient contenir le même stock métallique avec des teneurs relativement faibles. Ce n'est cependant pas le cas au point de prélèvement 5. Pour tenter d'expliquer cette contradiction apparente, deux

hypothèses peuvent être avancées. D'une part, les éléments métalliques peuvent migrer dans la colonne de sédiment déposé et de l'autre, ce sédiment peut avoir subi des perturbations intenses de surface (remise en suspension par une variation du régime du cours de l'oued, et/ou érosion du bassin versant), ce qui se traduit par un taux de sédimentation élevé.

-Il apparaît clairement que pour les sédiments de surface, les teneurs métalliques reflètent la pollution actuelle. Pour un même flux, cette pollution sera d'autant plus importante qu'il n'y a pas de renouvellement ou de dilution du sédiment par le bassin versant.

-En profondeur, les teneurs métalliques reflètent une contamination naturelle lorsque celles-ci sont faibles et stables. Par contre un profil en dents de scie traduit une pollution plus ou moins récente. En effet, le sédiment plus ou moins saturé est très fréquemment renouvelé et de ce fait, mémorise à nouveau les métaux lourds et s'enrichit en M.E.S..

-Enfin, il semblerait exister une tendance à la baisse des rejets de cuivre et de nickel.

VI-2- DETERMINATION DES TENEURS NATURELLES

L'évaluation des métaux lourds dans le sédiment présente souvent, un caractère global où sont dosés tout à la fois, des métaux d'origine naturelle et ceux dus à l'activité humaine. Aussi, n'est-il pas étonnant de rencontrer parfois des teneurs importantes sans pour autant parler de pollution, car celles-ci sont d'origine naturelle. Toutefois, de telles teneurs naturelles peuvent de nos jours, être altérées par les pratiques agricoles susceptibles d'accélérer le phénomène de solubilisation des éléments métalliques contenus dans les sols [41].

Les teneurs naturelles, c'est-à-dire provenant de l'érosion du bassin versant, ont été déterminées à partir des couches profondes des carottes 1 et 3. Par contre, n'ayant pas atteint le substrat argileux, la carotte 5 n'a pu servir à cette détermination. Dans le cas de l'oued Réghaïa, les teneurs naturelles estimées ont été reportées dans le tableau-XXIV, où sont indiqués, également, les standards mondiaux des roches argileuses et totales.

Tableau-XXIV: Comparaison des teneurs naturelles en métaux de l'oued Réghaïa avec celles des standards mondiaux [42], selon Martin et Coll., 1979 et ** selon Turekian et Coll., 1961.

Eléments	Teneurs naturelles de l'oued Réghaïa (mg/kg)		Standards mondiaux des roches	
	min-max	moy.	argileuses * (mg/kg)	totales ** (mg/kg)
Chrome	80-108	94	90	71
Cuivre	25-23	24	45	32
Manganèse	163-191	177	850	720
Nickel	59-68	64	68	49
Plomb	36-40	38	20	16
Zinc	64-97	81	95	127

A la lecture du tableau ci-dessus, nous pouvons noter que:

- la valeur moyenne en plomb du bassin versant est deux fois plus élevée que le standard mondial,

- les valeurs des métaux tels que Cu, Mn et Zn sont plus faibles que celles des standards.

- Dans notre cas, en utilisant le standard mondial, nous n'aurions pas mis en évidence par exemple, la pollution due au manganèse, alors que celle-ci existe bien, comme le montrent les teneurs en surface deux à trois fois plus élevées que celles d'origine naturelle.

Aussi il nous est apparu préférable, en toute rigueur, de comparer les taux de polluants dans un sédiment à ceux du même

sédiment "non pollué" du bassin versant considéré, plutôt qu'à un standard mondial. Par ailleurs, nous signalerons que les teneurs naturelles au sein d'une même entité géographique, peuvent varier considérablement en fonction de la nature des sols constitutifs du bassin versant. Cela montre donc la nécessité de déterminer un standard régional relatif à la zone de Réghaïa.

Ainsi, les quantités des métaux contenus dans les sédiments et provenant de l'activité humaine peuvent être ainsi estimées par simple différence.

Par ailleurs, l'évaluation du degré de contamination d'un sédiment peut se faire à l'aide d'un facteur de contamination F exprimé par le rapport teneurs en surface/standard régional.

Aussi, dans le tableau-XXVII, avons-nous reporté les valeurs de F observées pour chacun des métaux lourds en considérant, comme standard régional nos valeurs de teneurs naturelles.

Tableau-XXVII: Facteurs de contamination des sédiments de l'oued Réghaïa par comparaison avec les teneurs naturelles régionales.

Teneurs mg/kg Eléments	Naturelle	Valeur max.	F	Valeur max.	F	Valeur max.	F	Valeur max.	F
		Amont / 1	Aval / 3	Aval / 5	Aval / 6				
Cr	94	165	1,76	4650	49,5	4302	45,7	3737	39,7
Cu	24	77	3,20	442	18,4	235	9,8	182	7,5
Mn	177	471	2,66	440	2,5	584	3,3	164	0,9
Ni	64	91	1,40	308	4,8	163	2,5	128	2
Pb	38	127	3,30	483	12,7	377	9,9	265	7
Zn	81	249	3,10	7245	89,4	3303	40,8	5489	67,7

L'examen de ce tableau montre la contamination excessive des sédiments par certains métaux tels le zinc et le chrome, et à un degré moindre par le cuivre et le plomb. En effet, dans le cas du chrome par exemple, nous constatons pour les couches de surface, un facteur de contamination variant entre 40 et 50. Il en est de

même pour le zinc où les couches de surface peuvent atteindre des facteurs voisins de 90. Il est donc évident qu'il existe là une très forte pollution qu'il est grand temps de réduire ou d'enrayer.

VI-3- EVOLUTION LONGITUDINALE

Le but principal de cette étude est de voir d'une part, la zone d'impact des rejets de la ville de Réghaïa à prédominance industrielle et d'autre part, s'il existe de nouveaux rejets suffisamment importants pour altérer davantage la qualité du milieu.

A cet effet, nous reprendrons les résultats obtenus précédemment reportés dans les tableaux-XX à XXV, pour déterminer les teneurs métalliques retenues dans la vase. Nous nous baserons également sur les observations faites à partir de prélèvements effectués durant environ trois ans.

Nous avons résumé dans le tableau-XXVIII et reporté sur les figures-18 et 19, les profils longitudinaux des teneurs en métaux lourds contenus dans la vase.

Tableau-XXVIII: Profil longitudinal des teneurs en métaux lourds dans la vase de l'oued Réghaïa.

Point de prélèvement	1	2	3	U	D	4	5	A	6	7	8
Elément											
Cr	145	2970	2443	6052	3204	1630	2724	4984	3737	676	356
Cu	51	148	256	160	135	173	146	165	182	65	115
Ni	80	131	186	/	/	123	104	/	127	/	/
Pb	88	308	315	244	378	263	290	311	265	110	110
Zn	180	1620	2490	1379	1202	1344	3191	6363	5489	530	742

l'examen de ces figures-18 et 19 montre que les profils obtenus présentent des pics de concentration marqués, à priori

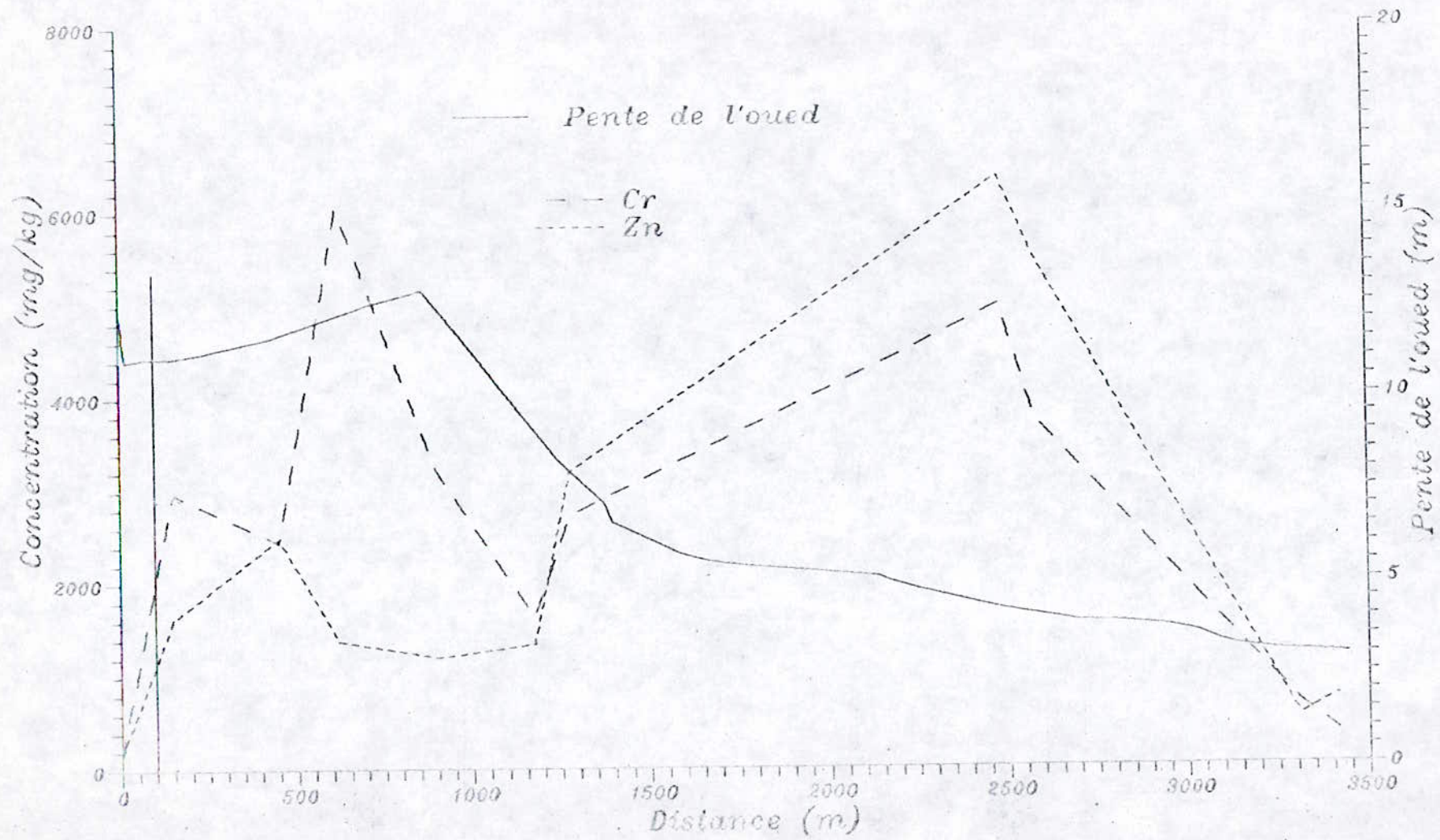


Figure 10 Evolution longitudinale des teneurs en chrome et zinc dans l'oued Régina.

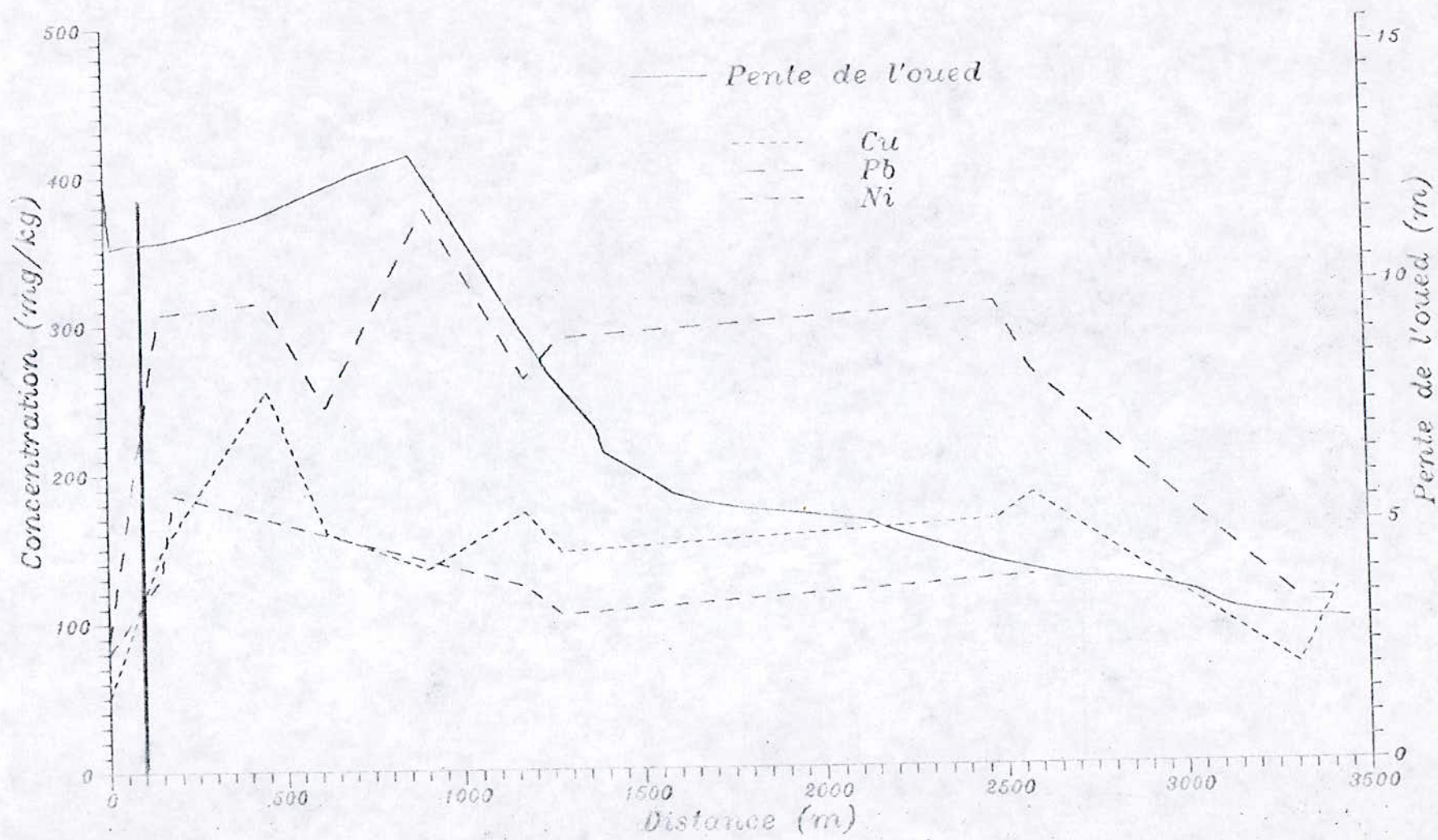


Figure 19. Evolution longitudinale des teneurs en cuivre, nickel et plomb dans l'oued Reguia.

difficiles à expliquer. Nous constatons également que le cours de l'oued Réghaïa est fortement pollué dans sa portion comprise entre le collecteur principal P et l'entrée du lac, portion d'une distance de plus de 3 km ressemblant beaucoup plus à un marécage qu'à un cours d'eau. De plus, soumis à des influences diverses, il accuse des points d'accumulation de pollution.

En amont du collecteur principal, les teneurs en Cr, Cu, Ni, Pb et Zn respectivement de 145, 51, 80, 88 et 180 mg/kg de vase, passent le long de l'oued jusqu'à l'entrée du marais, à des valeurs variant entre 356 et 6 052,65 et 256,104 et 186,110 et 378 et 530 et 6 363mg/kg, alors que les teneurs naturelles déterminées pour ce tronçon de l'oued ne sont que de 94,24,64,38 et 81mg/kg. Nous remarquons aussi que l'augmentation des teneurs en plomb, zinc et chrome observées immédiatement après le collecteur principal, est d'amplitude inférieure à celles observées pour ces mêmes métaux, dans le tronçon compris entre le premier collecteur urbain et l'entrée du pont de la route nationale 24.

Toutefois, il est difficile d'admettre que des variations telles que celles observées pour le plomb, entre le premier et le troisième collecteur urbain distants d'environ 550 m, et pour le chrome, de part et d'autre du deuxième collecteur urbain, soit sur une distance comprise entre 455 et 625 m, soient représentatives d'un phénomène réel.

Par ailleurs, il semble exister une tendance à la baisse des dépôts métalliques à l'entrée du lac de Réghaïa, due probablement aux faibles pentes du lit de l'oued et aux rejets urbains. En effet, l'hydrodynamique de l'oued, très faible et constante, ainsi que la présence de rejets à caractère urbain en aval du collecteur principal, laissent déjà prévoir une zone d'impact relativement limitée avec ce maximum de dépôts et cet effet de dilution élevé.

Il est évident aussi, que le profil longitudinal des teneurs métalliques contenues dans les sédiments, en aval du collecteur principal, soit différent, selon que le rejet se présente sous

forme dissoute ou particulaire, comme l'atteste la figure-20 ci-dessous.

Teneurs en métaux
dans les sédiments

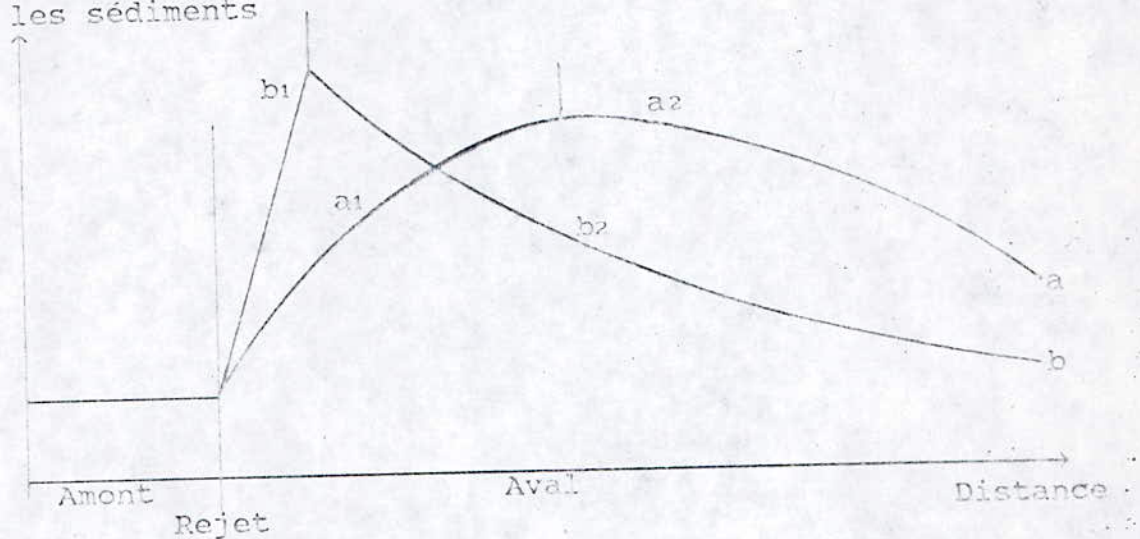


Figure-20: Allure du profil longitudinal des teneurs métalliques dans les sédiments à la suite d'un rejet métallique, selon Pagenkoff[43].

a- sous forme dissoute

b- sous forme particulaire

a 1: zone de décantation des grosses particules après leur piégeage relativement rapide.

a 2 et b 2: zone de décantation des fines particules se raréfiant.

b 1: zone de décantation des grosses particules

Ainsi, dans le cas de rejets de métaux sous forme dissoute, les teneurs augmentent progressivement en fonction de la vitesse de piégeage par les sédiments, puis diminuent de manière infiniment lente. En revanche, les teneurs augmentent fortement et immédiatement, au point de rejets des métaux sous forme particulaire. En effet, nous assistons tout d'abord, au dépôt des particules les plus grosses et ce, en grande quantité, puis, ces teneurs diminuent progressivement en raison de la raréfaction de telles particules.

Ce comportement est observé en partie sur l'oued Réghaia. En effet, comme le montrent les figures-18 et 19, les dépôts métalliques augmentent fortement au delà du collecteur principal, puis diminuent, avant de croître de nouveau en aval des collecteurs urbains. Ces nouvelles augmentations traduiraient donc:

- d'une part, l'existence de rejets métalliques et pas des moindres, notamment en ce qui concerne le plomb, le zinc et le chrome, que charrieraient les eaux usées à caractère urbain des collecteurs U2 et U3. Cette hypothèse concorderait parfaitement avec la présence d'entreprises industrielles et artisanales sur le bassin versant longeant l'oued.

- d'autre part, l'existence d'autres sources de pollution métallique entre le collecteur principal et l'entrée du marais. Plusieurs facteurs peuvent être à l'origine de cette pollution. Parmi ces facteurs, nous pouvons citer la présence de batteries usagées et de carcasses de voitures, dans le lit de l'oued, et le relargage des métaux associés aux sédiments, suite à des phénomènes de désorption et/ou de dégradation des complexes organo-métalliques dus à des modifications des conditions physico-chimiques (fermentation) ou à des modifications hydrauliques.

CHAPITRE VII

VII- CONTAMINATIONS DES EAUX DE SURFACE
PAR UN SEDIMENT POLLUE.....81

CHAPITRE VIII

VIII DISCUSSION DES DONNEES RECUEILLIES.....88

VII- CONTAMINATION DES EAUX DE SURFACE PAR UN SEDIMENT POLLUE

Quelle que soit son origine naturelle ou anthropogène, le stock métallique associé au sédiment peut avoir une possibilité de remobilisation en relation avec d'éventuelles modifications mécaniques, physico-chimiques ou biochimiques du milieu, et par voie de conséquence créer un risque de pollution potentielle du milieu aqueux.

A cet effet, et pour une meilleure estimation de la charge polluante que véhiculent les différents rejets ou apports anthropogènes, le dosage des éléments métalliques à partir de minéralisations sélectives nous a paru intéressant, voire même indispensable.

En appliquant le schéma de minéralisations sélectives [18] aux sédiments de l'oued Réghaia, nous nous sommes limités à évaluer d'une part, le relargage potentiel des métaux, lié au phénomène de désorption et d'autre part, la charge métallique résiduelle associée à la phase silicatée.

Les résultats obtenus sont rassemblés dans le tableau-XXIX où sont reportées également les quantités totales précédemment déterminées.

Au niveau des métaux échangeables, nous observons une nette différence entre les valeurs obtenues de part et d'autre du collecteur principal P. Ainsi, en amont du collecteur principal, dans les tranches de surface, les quantités de cuivre, de chrome, de nickel, de zinc et de plomb sous forme échangeable sont insignifiantes, par contre, au-delà, elles deviennent considérables suite aux nombreux apports anthropogènes.

Tableau-XXIX: Résultats de dosage des métaux lourds associés aux sédiments de l'oued Réghaïa et liés aux phases adsorbée et silicatée.

Métal	Echantillon							Teneur (*) moy.	Standard (**)	
	R1-3	R1-12	R2-1	R3-3	R3-12	R5-3	R5-12			
CHROME	Total (mg/kg)	138	80	1390	2763	108	578	3959	95	94
	(mg/kg)	91	73	127	103	89	93	86		
	Résiduel %	65,9	91,3	9,1	3,7	82,4	16,1	2,2		
	(mg/kg)	5	I	278	453	3	120	946		
CUIVRE	Total (mg/kg)	50	25	205	442	26	154	202	29	24
	(mg/kg)	29	20	30	38	20	36	31		
	Résiduel %	58,0	80,0	14,6	8,6	76,9	23,4	15,3		
	(mg/kg)	1	I	49	116	I	32	54		
NICKEL	Total (mg/kg)	89	59	153	308	71	95	163	61	64
	(mg/kg)	62	58	58	69	59	64	58		
	Résiduel %	69,7	98,3	37,9	22,4	83,1	67,4	35,6		
	(mg/kg)	4	I	42	75	I	12	44		
PLOMB	Total (mg/kg)	127	36	474	423	40	192	377	36	38
	(mg/kg)	41	29	31	28	28	54	41		
	Résiduel %	32,3	80,6	6,5	6,6	70,0	28,1	10,9		
	(mg/kg)	10	1	185	162	12	55	150		
ZINC	Total (mg/kg)	247	64	1244	2041	110	744	2340	63	81
	(mg/kg)	63	58	67	64	57	59	74		
	Résiduel %	25,5	90,6	5,4	3,1	51,8	7,9	3,2		
	(mg/kg)	18	I	279	451	5	171	550		
	Adsorbé %	7,3	0	22,4	22,1	4,5	23,0	23,5		

*: Teneur moyenne associée la phase silicatée

** : Standard régional déterminé précédemment dans le cas de l'oued Réghaïa

Aussi, y-a-t-il lieu de noter que des pourcentages élevés en métaux échangeables liés à la phase adsorbée, peuvent engendrer des modifications significatives des nouvelles couches de sédiment et du milieu aqueux. En effet, comme nous le verrons par ailleurs, ces métaux intimement liés à la matière organique, peuvent provoquer un relargage potentiel global d'autant plus important que la désorption et la destruction des complexes organo-métalliques, sont importantes.

C'est le cas, par exemple, de la phase adsorbée du point 3 qui accuse une légère diminution de ses teneurs en chrome et en nickel échangeables; ce qui montre bien un effet de relargage dû à la désorption.

Une autre remarque intéressante est à relever, s'agissant de la quantité de métal lié à la phase silicatée, donc vraisemblablement d'origine naturelle. A l'exception du point singulier 5, ces quantités exprimées en pour cent sont insignifiantes, comparées aux teneurs totales des couches de surface des points 2 et 3. Par contre, elles sont importantes dans les couches de fond notées 12 et les couches de surface du point 1, en amont du collecteur principal. En moyenne 87% de chrome, 78,5% de cuivre, 91% de nickel, 75% de plomb et 71% de zinc sont associés à la phase silicatée. Ceci confirme d'une part, que les apports anthropogènes sont très importants et d'autre part, qu'il y a risque de pollution par ressolubilisation des métaux associés aux sédiments.

De plus, les teneurs résiduelles déterminées à partir des couches profondes R1-12 et R3-12, constituent une bonne approche à la détermination des teneurs naturelles. Elles seront toujours évaluées par défaut en raison de l'exclusion des oxydes, hydroxydes et carbonates d'origine naturelle, comme constatées dans le tableau-XXX ci-dessous.

Eléments	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Teneurs résiduelles mg/kg	81	20	58	28	58
Teneurs naturelles mg/kg	94	24	64	38	81

Dans le cas des tranches de surface du point singulier 5, l'enrichissement de la phase résiduelle observé pour tous les métaux, par rapport à celle des autres points de prélèvement, serait étroitement lié au phénomène de dilution du contenu métallique, résultat d'un taux de dépôts important.

S'agissant toujours des teneurs métalliques résiduelles, nous remarquons qu'elles sont sensiblement constantes dans les sédiments profonds, avoisinant parfois même le standard régional, par contre celles-ci augmentent dans les couches de surface et ce, indépendamment des facteurs d'enrichissement.

Ces augmentations peuvent provenir à priori d'une attaque insuffisante, lors des quatre premières phases de la minéralisation sélective. En effet, si les apports métalliques sont en quantité importante, une infime partie de ces derniers n'étant pas attaquée, constituerait une quantité de métal non négligeable à additionner à celle de la phase silicatée. Prenons l'exemple du cuivre dans la tranche 3 de la carotte 3. En admettant que sa teneur résiduelle soit celle du standard (20 mg/kg), la valeur trouvée de 38 mg/kg signifierait que 18 mg/kg, soit 4,3% des quatre autres phases, n'ont pas été attaqués.

Il n'est malheureusement pas possible d'en dire autant, lorsque ces apports métalliques sont moins importants. En effet, ce serait alors une quantité importante des quatre premières phases qui n'aurait pas été attaquée. Ces quantités peuvent atteindre jusqu'à 30% dans le cas du cuivre dans la tranche 3 de l'échantillon 1. Si cette hypothèse est vérifiée, ce serait une critique fondamentale apportée au schéma de minéralisations sélectives préconisé par Meguellati [18].

Cependant, de telles augmentations observées peuvent être également reliées à des différences relatives à la texture du sédiment. Même si cela semble peu probable, il ne nous est pas possible de négliger ou d'écarter cette hypothèse, en l'absence de données minéralogiques.

Au vu de ces résultats, nous pourrions admettre pour la suite de notre étude, que les rejets humains ne se localisent pas dans la phase silicatée. Aussi, pouvons-nous dans ces conditions, évaluer les apports métalliques anthropogènes en retranchant les teneurs résiduelles totales observées. A cet effet, nous avons regroupé dans le tableau-XXXI, les apports anthropogènes relatifs à quelques métaux, tout en indiquant le pourcentage de chacun d'eux associé à la phase adsorbée et susceptible de repasser en solution.

A l'aide de ce tableau-XXXI, nous pouvons donc prévoir, en fonction des modifications physico-chimiques (pH, E_h, fermentation,...) qui interviendraient sur le site, les éléments métalliques susceptibles de repasser en milieu aqueux.

En relation avec le schéma de minéralisations sélectives, nous pouvons constater, de par les teneurs moyennes du tableau-XXXI, que les métaux susceptibles préférentiellement de repasser en solution se présentent dans l'ordre suivant: Pb, Ni, Cu, Zn et Cr, cet ordre pouvant être modifié, selon les conditions ultérieures du milieu.

Pb > Ni >> Cu > Zn > Cr

40% 37% 27% 24% 22%

Tableau-XXXI: Apports métalliques "anthropogènes" et sous forme adsorbée dans l'oued Réghaia.

Echantillon		R1-3	R2-1	R3-3	R5-3	R5-12	% moyen d'adsorption *
Cr	Anthropogène (mg/kg)	57	1309	2682	497	3878	22
	(mg/kg) Adsorbé %	5 8,8	278 21,2	453 16,9	120 24,1	946 24,4	
Cu	Anthropogène (mg/kg)	30	185	422	134	182	27
	(mg/kg) Adsorbé %	1 3,3	49 26,	116 27,5	32 23,9	54 29,7	
Ni	Anthropogène (mg/kg)	31	95	250	37	105	37
	(mg/kg) Adsorbé %	4 12,9	42 44,2	75 30,0	12 32,4	44 41,9	
Pb	Anthropogène (mg/kg)	99	446	395	164	349	40
	(mg/kg) Adsorbé %	10 10,1	185 41,5	162 41,0	55 33,5	150 43,0	
Zn	Anthropogène (mg/kg)	189	1186	1983	686	2282	24
	(mg/kg) Adsorbé %	18 9,5	279 23,5	451 22,7	171 24,9	550 24,1	

* : A l'exception du point 1.

En conclusion, l'application du schéma de minéralisations sélectives montre que les apports anthropogènes ne se retrouvent pas dans la phase résiduelle, mettant ainsi en évidence une pollution alarmante. Ceci permet également d'évaluer le risque maximal de pollution des eaux de surface de Réghaïa, qu'engendrerait une désorption.

Notons enfin, que de façon générale, les relargages les plus faciles à obtenir sont ceux provenant de la désorption et de la destruction de la matière organique, notamment par minéralisation. De ce fait, il sera également essentiel d'évaluer la quantité des métaux associés à la matière organique afin de déduire le relargage potentiel global des métaux dans l'oued Réghaïa.

VIII- DISCUSSION DES DONNEES RECUEILLIES

Les teneurs métalliques observées sur le site de Réghaia, sont de façon générale difficilement comparables entre elles. Aussi dans de pareils cas, il est impossible de tirer une interprétation correcte des résultats sans connaître d'autres paramètres caractéristiques du sédiment, entre autres, la granulométrie et la teneur en matières organiques exprimée en carbone organique total (C.O.T.), principaux paramètres régissant les teneurs métalliques. On pourrait également citer l'analyse minéralogique qui rend compte de la nature des particules minérales et donc, de leur pouvoir de rétention des métaux. En effet, si certaines particules telles que le quartz n'ont qu'un faible pouvoir de rétention, certaines argiles peuvent adsorber de grandes quantités de métaux toxiques. Il s'agit donc là, d'une analyse complémentaire à la granulométrie mais qui cependant, pourrait ne pas être envisagée de façon systématique.

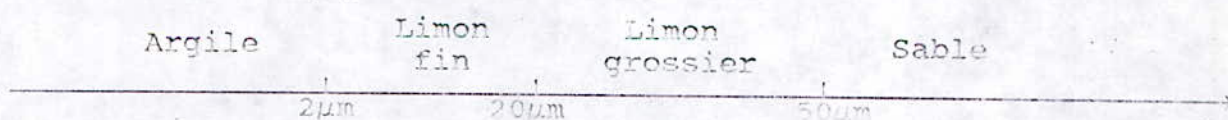
Aussi, nous sommes-nous limités à effectuer des analyses de granulométrie et de teneur en carbone organique total sur les échantillons de sédiments prélevés aux points 1, 3, 5 et 6. Les principaux résultats obtenus en y adjoignant ceux des teneurs métalliques, sont reportés dans le tableau-XXXII. Ce dernier suscite les remarques suivantes.

-De fortes baisses en teneurs métalliques sont observées dans les échantillons sableux dont le pourcentage en particules supérieures à 50 μ m, varie entre 55 et 79%.

Tableau-XXXI: Résultats des analyses de granulométrie, du carbone organique total (C.O.T.) et des teneurs métalliques, correspondantes aux différents points de prélèvements.

Echantillon	Granulométrie % (*)				C.O.T %	Métaux (mg/kg)				
	Sable	Limon		Argile		Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		grossier	fin							
R1-1	63,7	11,2	9,3	15,8	3,08	138	50	76	96	181
R1-2	50,2	16,9	15,1	17,8	2,79	165	60	84	115	249
R1-3	43,5	23,6	15,1	17,8	3,17	174	64	89	127	347
R1-4	52,4	30,0	13,1	4,5	2,02	100	34	64	64	128
R1-5	66,7	9,6	10,9	12,8	1,64	147	50	87	94	140
R1-6	65,4	5,2	22,7	6,7	2,21	127	44	80	87	142
R1-7	57,5	2,0	16,1	24,4	1,89	94	40	64	55	103
R1-8	58,8	22,6	6,7	11,9	3,83	116	50	76	84	204
R1-9	49,5	11,0	31,2	8,3	3,19	139	73	91	101	132
R1-10	39,8	34,0	11,3	14,9	4,04	144	77	92	125	219
R1-11	50,1	28,9	10,8	10,2	2,51	133	49	87	79	147
R1-12	77,8	2,3	9,3	10,6	0,80	80	25	59	36	64
R3-1	23,6	45,4	6,0	25,0	16,73	4650	282	150	483	7045
R3-2	32,1	30,3	13,5	24,1	17,78	3425	384	251	372	2551
R3-3	21,2	29,7	36,2	12,9	12,00	2763	442	308	423	2041
R3-4	31,1	30,6	22,5	15,8	3,09	807	98	118	179	592
R3-5	56,6	9,1	9,0	25,3	2,51	568	72	105	117	103
R3-6	55,9	7,8	13,1	23,2	2,07	482	69	113	109	135
R3-7	56,8	10,1	10,5	22,6	1,42	269	48	89	67	178
R3-8	62,9	9,2	7,2	10,7	1,19	159	33	71	44	134
R3-9	52,1	6,0	22,7	19,2	1,09	164	35	84	55	121
R3-10	62,6	6,5	7,6	23,3	0,80	122	28	72	44	90
R3-11	73,5	6,7	11,3	8,5	0,50	106	23	68	41	97
R3-12	75,7	2,9	14,9	6,5	0,57	108	26	71	40	110
R3-13	76,4	1,0	6,8	15,2	0,36	111	26	74	44	97
R3-14	70,3	7,7	14,1	7,9	0,56	132	28	84	49	79
R5-1	26,7	29,0	26,2	18,1	17,90	935	171	105	317	1815
R5-2	78,7	2,9	5,2	13,2	3,03	268	186	83	173	429
R5-3	45,4	19,7	10,4	24,5	3,62	578	154	95	192	514
R5-4	23,6	10,2	41,7	24,5	8,74	4302	235	133	306	3803
R5-5	30,7	40,8	7,3	21,2	4,04	1033	113	103	155	929
R5-6	41,2	23,3	16,0	19,5	5,48	1787	122	103	227	2043
R5-7	39,8	16,7	20,9	22,6	8,79	1953	149	122	285	1368
R5-8	33,1	31,7	19,4	15,8	6,28	1074	121	105	214	870
R5-9	59,2	9,8	19,6	11,4	3,60	535	122	104	144	486
R5-10	45,7	16,9	23,9	13,5	7,08	1959	118	121	296	1080
R5-11	28,9	39,9	21,9	9,3	3,79	1072	81	126	149	682
R5-12	21,7	27,6	30,4	20,3	12,27	3959	202	163	377	2540
R5-13	30,9	37,2	5,8	26,1	2,10	628	74	97	125	516
R5-14	15,8	48,5	15,2	20,5	3,68	1016	93	101	163	509
R6	43,5	24,4	21,9	10,2	14,13	3737	182	128	255	5489

Granulométrie (*)



-Il existe une nette relation entre l'enrichissement métallique et les sédiments relativement fins (limons et argiles) dont les teneurs en particules inférieures à 50 μm varient entre 54 et 84%. En effet, prenons l'exemple des échantillons de sédiments R3-1 et R5-4, présentant tous deux la même teneur globale en limons et argile (76,4%). Nous remarquons que les teneurs métalliques varient respectivement de 4650 à 4302 mg/kg pour le chrome, de 282 à 235 mg/kg pour le cuivre, de 150 à 133 mg/kg pour le nickel et de 483 à 377 mg/kg pour le plomb. Ces légères diminutions pourraient être liées à la différence notable des teneurs en carbone organique total et en limon fin observées pour chacun de ces deux sédiments.

-il est également intéressant de noter que les échantillons de sédiment se distinguent les uns des autres par leurs teneurs en argile, limons et sable. Pour ce même site, nous voyons que nous sommes en présence de sédiments hétérogènes où le pourcentage en fines demeure relativement assez faible.

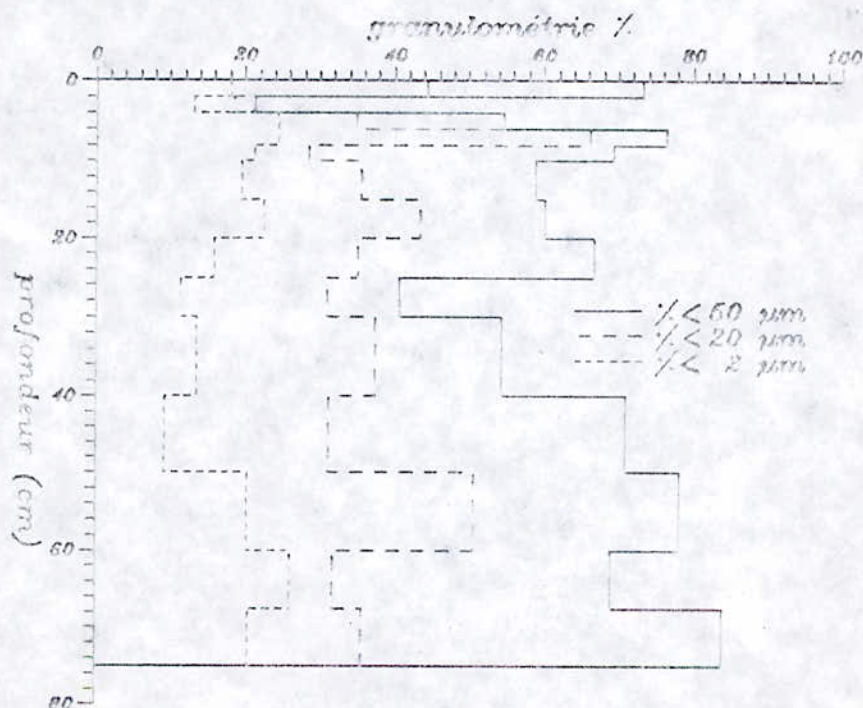


Figure-21: Répartition granulométrique du sédiment 5

-Notons enfin, qu'en ce qui concerne le point de prélèvement 5, le profil vertical des particules fines que nous présentons sur la figure-21, est tout à fait comparable à celui des teneurs métalliques. Aussi cette similitude permet de conforter parfaitement la deuxième hypothèse que nous avons avancée, et selon laquelle le sédiment, en ce point, subit des modifications très intenses de surface et un taux de sédimentation élevé.

VIII-1 DETERMINATION DE L'ORIGINE DES METAUX

La possibilité de savoir si deux métaux contenus dans les sédiments d'un même site, ont la même origine, facilitera l'évaluation grossière de la pollution métallique. Pour cela, il suffira de tracer la corrélation graphique qui existe entre ces deux métaux.

Pour tenter de cerner l'origine des différents métaux associés aux sédiments de l'oued Réghaïa, nous avons porté sur les figures-22 (a, b et c), les courbes reliant les éléments métalliques deux à deux, soit au total neuf couples.

L'examen de ces figures suscite plusieurs remarques. Nous notons tout d'abord, l'existence d'une bonne linéarité entre le cuivre et le nickel.

Par ailleurs, hormis les points R3-2 et R3-3 pour lesquels les teneurs métalliques excessives, notamment en nickel, reflètent une pollution intense accidentelle, l'allure des variations inter-métaux est sensiblement linéaire. Toutefois, aux teneurs élevées, la dispersion des points est telle que la linéarité n'est plus respectée. Aussi, les courbes établies ne peuvent être utilisées que dans un domaine restreint de teneurs.

Une bonne corrélation est également observée entre le plomb et le nickel.

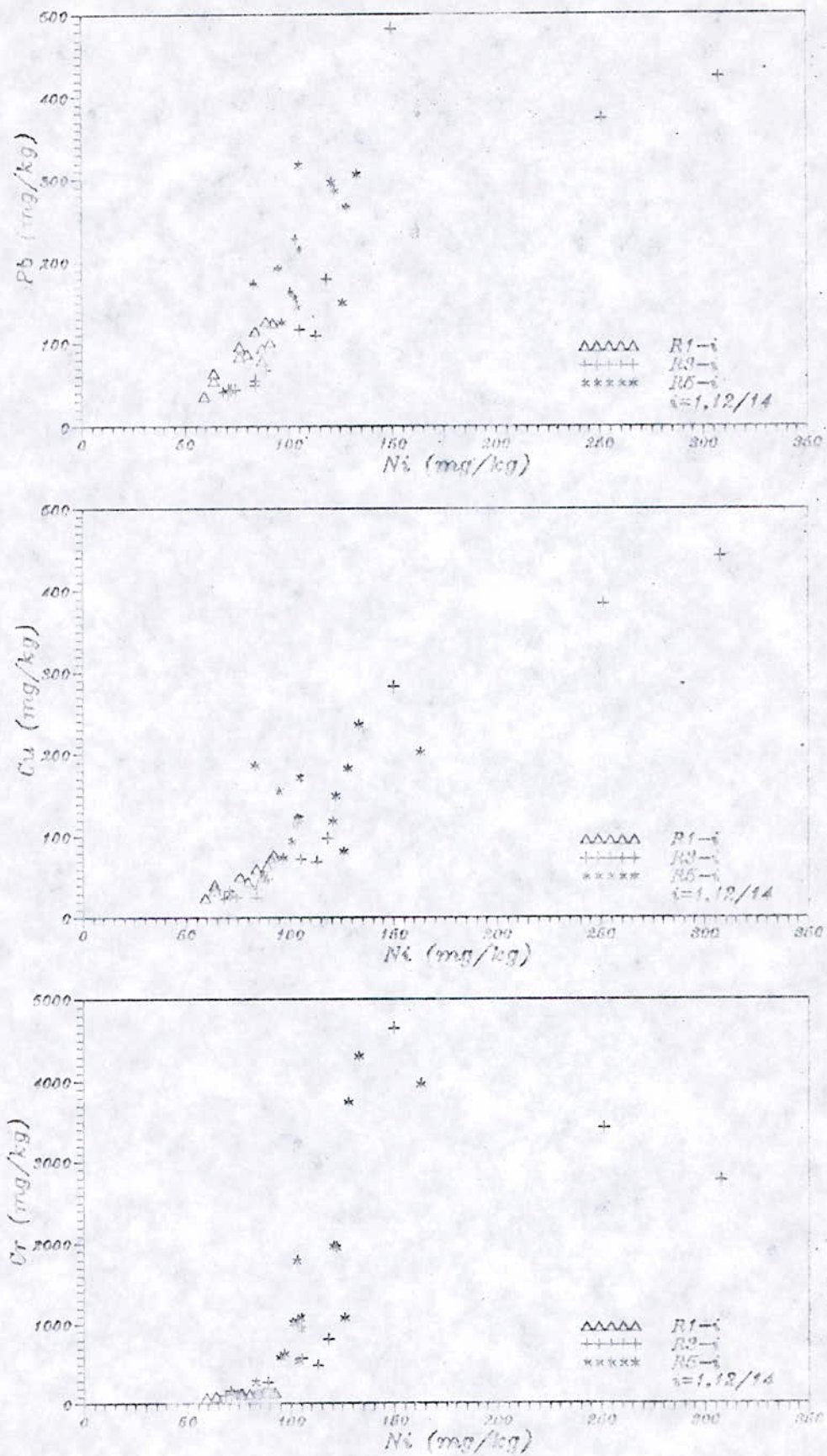


Figure 22a : Corrélation inter-métaux dans l'Oued Réghaïa

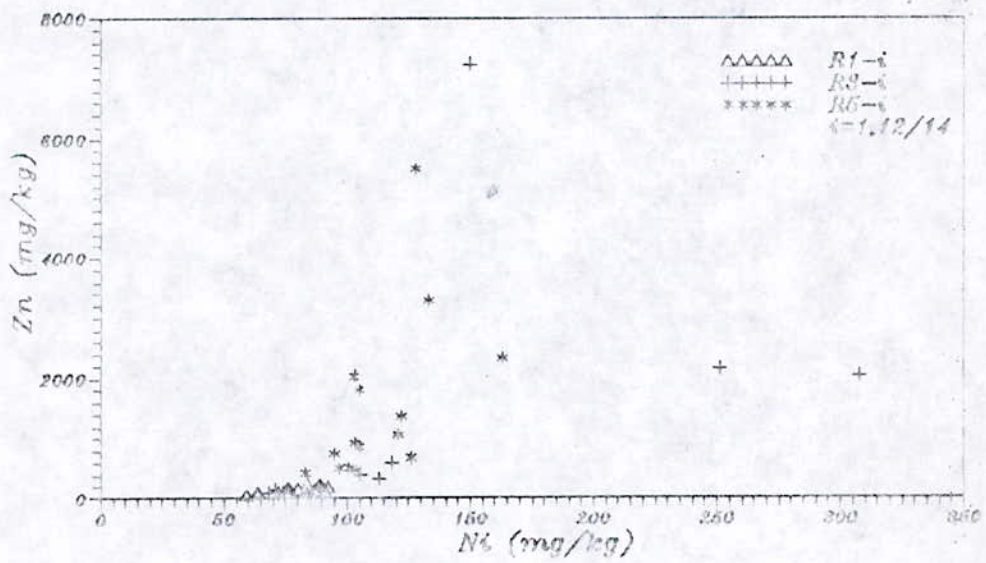
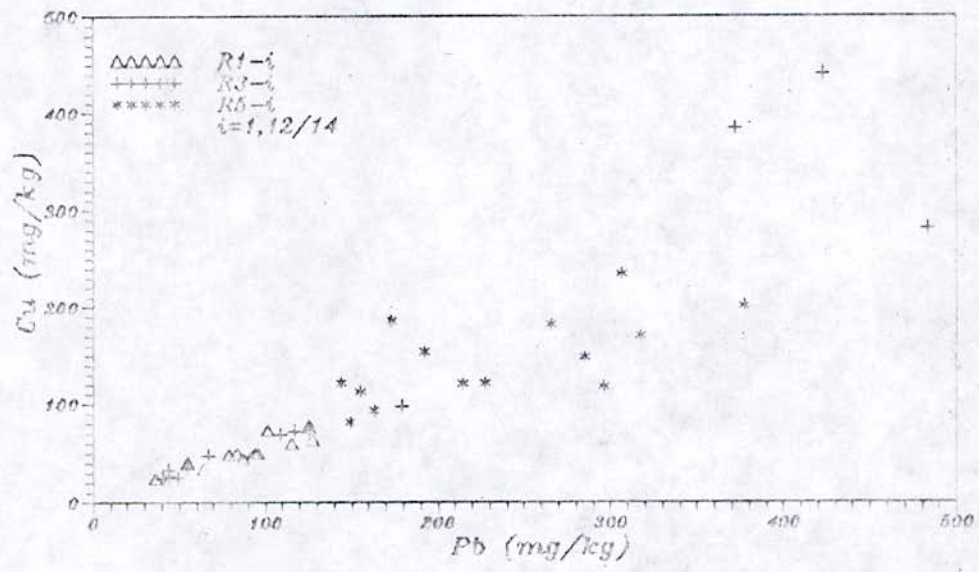
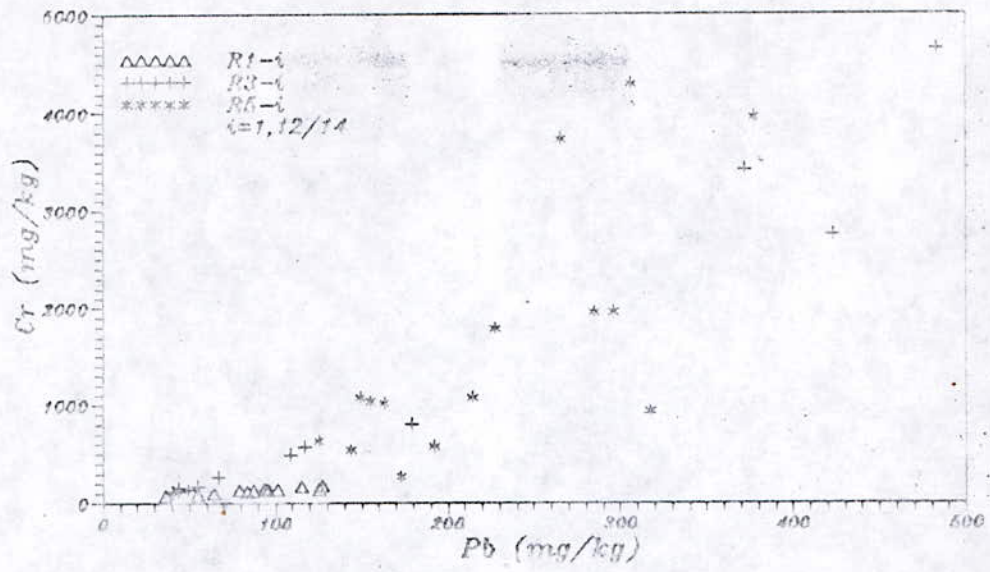


Figure 22b : Corrélation inter-métaux dans l'Oued Réghaïa

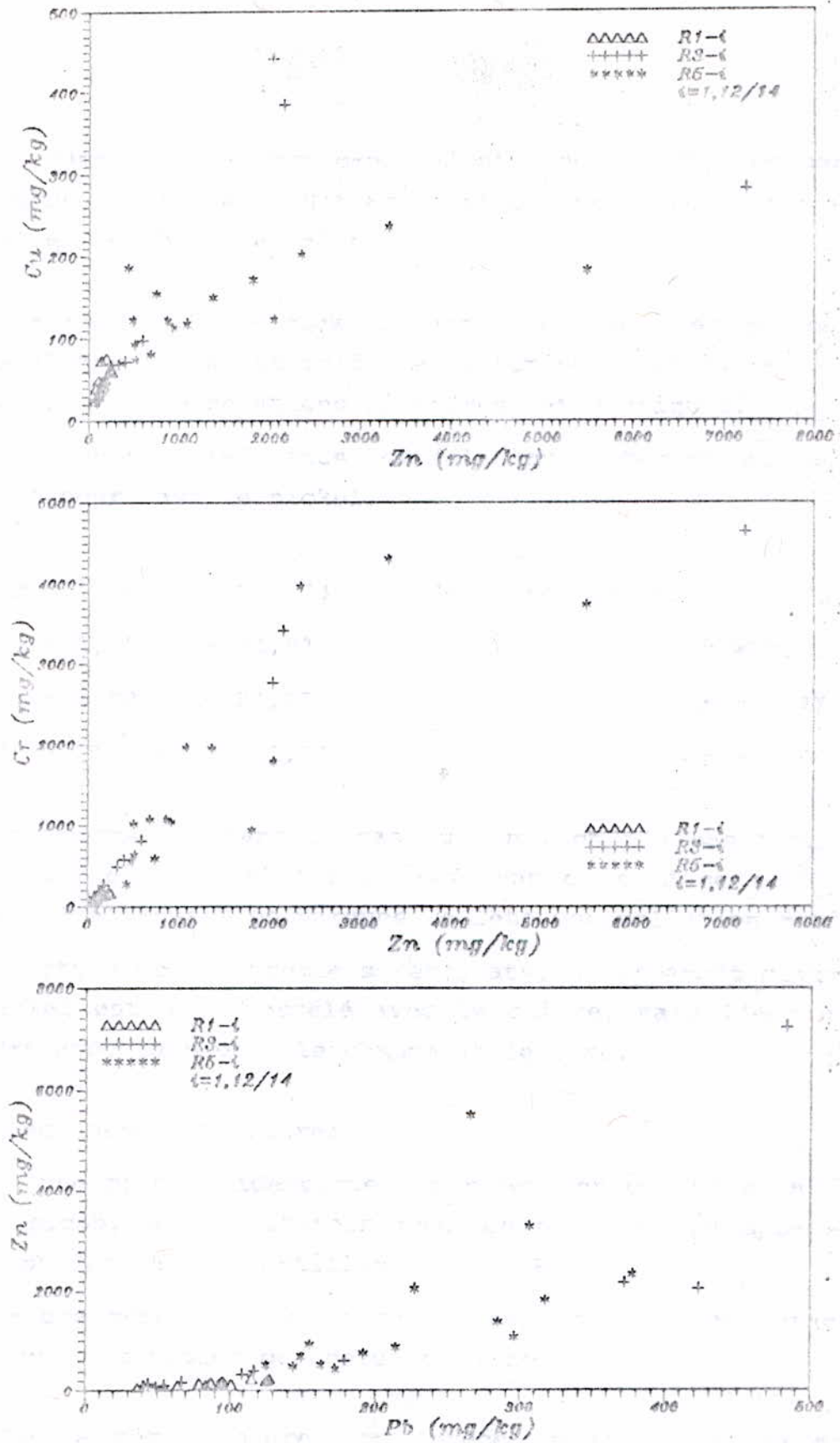


Figure 22c : Corrélation inter-métaux dans l'Oued Réghaïa

Enfin, dans les cas chrome-nickel et zinc-nickel, les corrélations graphiques en forme de S traduisent un enrichissement plus lent en nickel qu'en chrome et zinc.

En raison de la quasi-linéarité des graphes obtenus et afin de faciliter l'évaluation de la pollution, nous avons jugé utile d'établir des corrélations linéaires mathématiques.

Nous présentons ci-dessous les relations inter-métaux calculées en prenant pour base le nickel.

	coefficient de régression ou r =
Cr = 18,6 Ni - 990,73	0,70
Cu = 1,80 Ni - 80,03	0,91
Pb = 1,82 Ni - 23,27	0,77
Zn = 11,0 Ni - 441,58	0,66

Nous noterons que dans le cas du zinc, on n'a pas tenu compte de l'échantillon R5-1 relatif au sédiment de surface pour lequel la teneur métallique très marquée reflète une pollution accidentelle.

A la lecture de ces premiers résultats, il apparaît clairement que le nickel est bien corrélé avec le cuivre, mais l'est à un degré moindre avec le plomb, le chrome et le zinc.

Ceci semble traduire:

- une origine identique des rejets en cuivre et nickel ainsi qu'en plomb, avec toutefois pour ce dernier, un appauvrissement correspondant aux échantillons R3-2 et R3-3;

- une même origine en chrome et zinc avec un enrichissement beaucoup plus rapide que celui du nickel.

De la même manière que précédemment, nous présentons les cinq autres corrélations.

Cr = 1,33 Zn - 55,39	r = 0,94
Cu = 0,09 Zn - 45,79	r = 0,77

Pb = 0,11 Zn - 84,59	r = 0,89
Cr = 10,20 Pb - 745,19	r = 0,90
Cu = 0,74 Pb - 11,41	r = 0,89

Les résultats ci-dessus montrent qu'il existe une bonne corrélation entre le chrome et le zinc et à un degré moindre entre le plomb et le zinc. Il en est de même pour le chrome-plomb et cuivre-plomb. Par ailleurs, le cuivre ne semble pas être très lié au zinc et par voie de conséquence au chrome.

De telles observations doivent être comparées également à celles que l'on peut faire à l'aide des corrélations métal-caractéristiques du sédiment. Aussi, nous avons corrélié les métaux lourds aux trois paramètres mesurés, caractéristiques du sédiment, mesurés à savoir granulométrie, C.O.T. et teneurs en aluminium. Les corrélations obtenues sont présentées ci-dessous.

Cr = 47,2 (% < 50 μ m) - 1507,4	r = 0,68
Cr = 79,5 (% < 20 μ m) - 1666,3	r = 0,64
Cr = 84,8 (% < 2 μ m) - 478,1	r = 0,43
Cr = 222,2 (% C.O.T) - 80,9	r = 0,83
Cr = 3,4 (% Al) + 395,2	r = 0,13
Cu = 3,2 (% < 50 μ m) - 61,8	r = 0,61
Cu = 5,1 (% < 20 μ m) - 61,9	r = 0,54
Cu = 4,9 (% < 2 μ m) + 22,4	r = 0,33
Cu = 16,1 (% C.O.T) + 26,6	r = 0,84
Cu = 0,3 (% Al) + 57,2	r = 0,14
Ni = 1,6 (% < 50 μ m) + 22,1	r = 0,61
Ni = 2,5 (% < 50 μ m) + 23	r = 0,54
Ni = 1,8 (% < 2 μ m) + 74	r = 0,24
Ni = 6,8 (% C.O.T) + 72,3	r = 0,71
Ni = 0,2 (% Al) + 74,5	r = 0,16

Pb = 4,8 (% < 50 μm) - 39,2	r = 0,73
Pb = 7,0 (% < 20 μm) - 71,9	r = 0,62
Pb = 7,2 (% < 2 μm) + 37,7	r = 0,39
Pb = 21,8 (% C.O.T) + 52,9	r = 0,91
Pb = 0,7 (% Al) + 39,9	r = 0,29

Zn = 42,0 (% < 50 μm) - 1339,2	r = 0,58
Zn = 56,7 (% < 20 μm) - 1021,3	r = 0,49
Zn = 84,2 (% < 2 μm) - 565,6	r = 0,41
Zn = 243,5 (% C.O.T) - 240,8	r = 0,80
Zn = -0,36 (% Al) + 992,4	r = -0,01

Il est intéressant de noter que la meilleure corrélation observée entre métaux lourds et les différentes caractéristiques du sédiment, est obtenue avec la teneur en carbone organique total. Ce phénomène est quasiment général. Par contre, avec la granulométrie, les résultats sont loin d'être satisfaisants, notamment en ce qui concerne la fraction argileuse (<2 μm). La meilleure corrélation avec le paramètre granulométrique est obtenue avec la fraction inférieure à 50 μm . Quant à la corrélation avec l'aluminium, celle-ci venant en dernière position ne saurait être prise en considération. Il reste cependant qu'en établissant les corrélations métal-aluminium corrigé (figures-22 a et b), c'est-à-dire exprimé uniquement par rapport à la matière minérale, et bien que cette corrélation ne soit pas significative, nous notons une amélioration du coefficient de régression.

Cr = 6,06 (% Al corrigé) - 200,33	r = 0,26
Cu = 0,48 (% Al corrigé) + 18,67	r = 0,27
Ni = 0,25 (% Al corrigé) + 58,88	r = 0,29
Pb = 0,92 (% Al corrigé) - 9,33	r = 0,42
Zn = 2,63 (% Al corrigé) + 448,60	r = 0,10

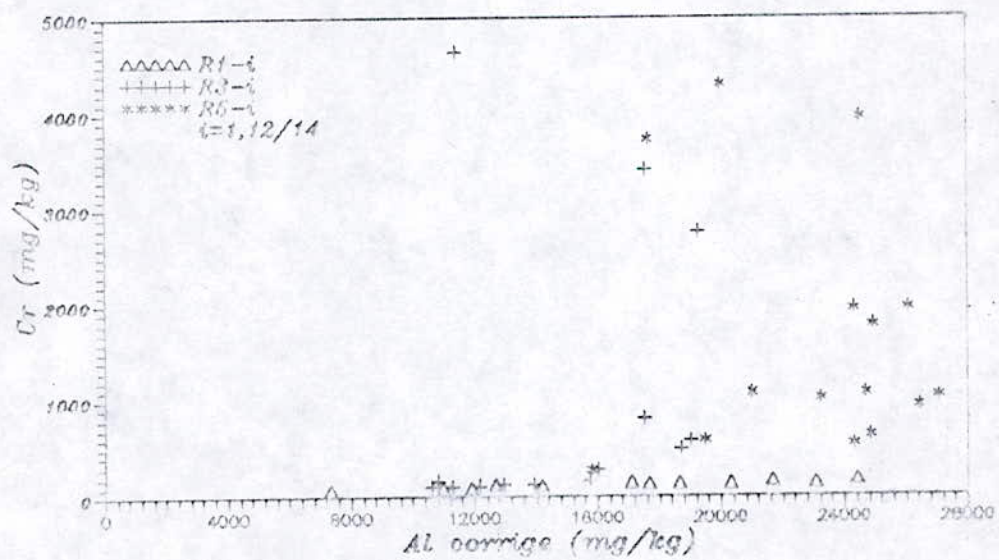
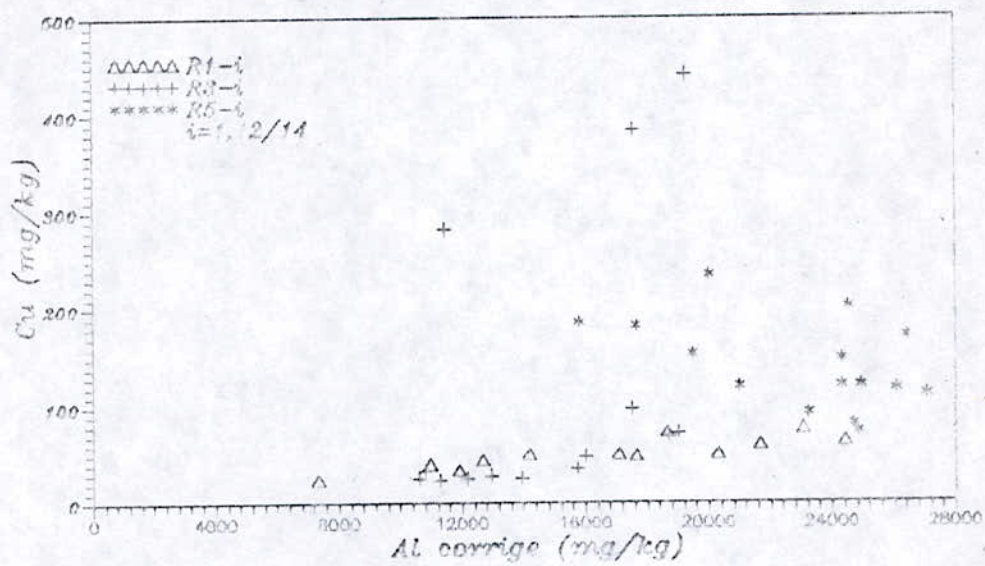
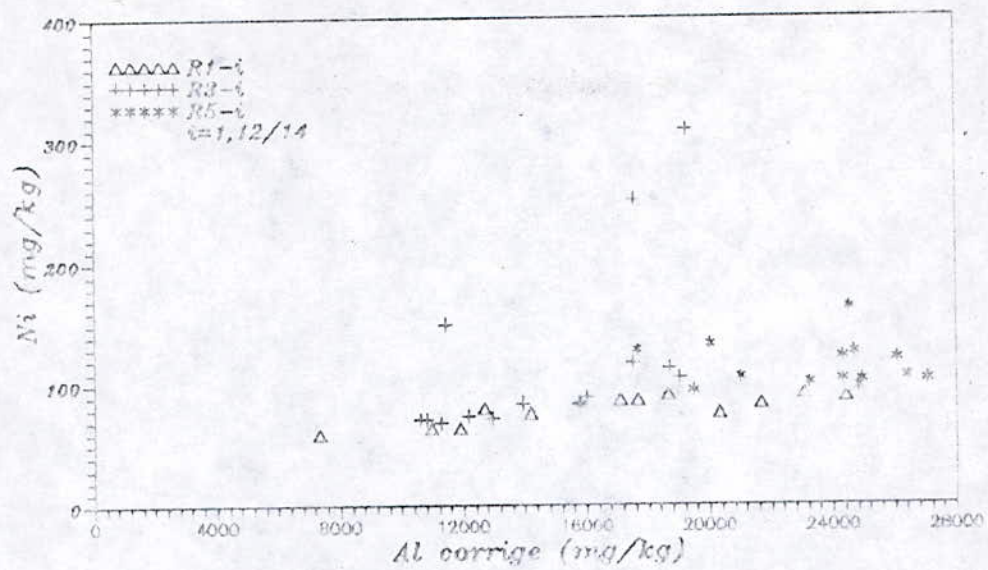


Figure 23a : Corrélation métal-aluminium corrigé.

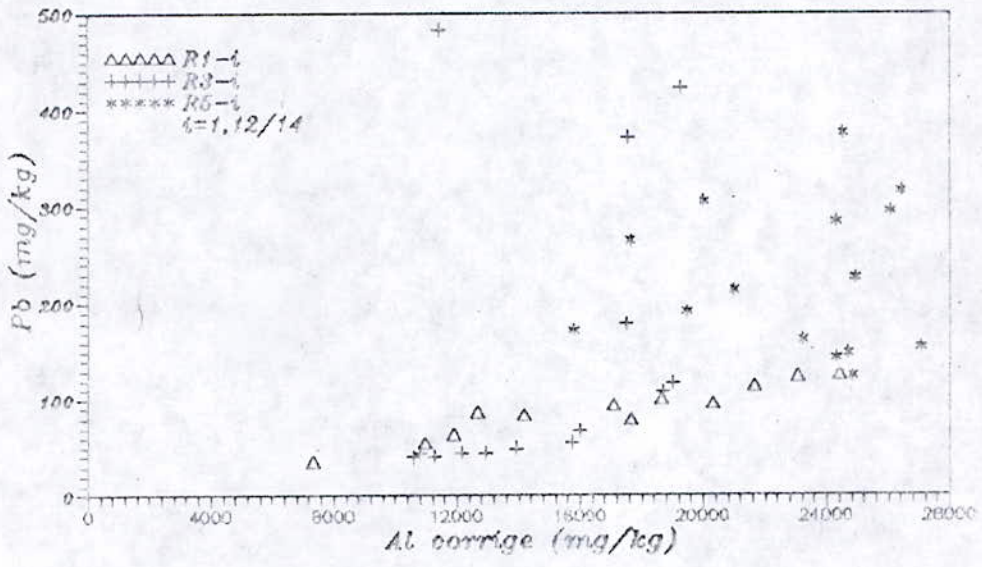
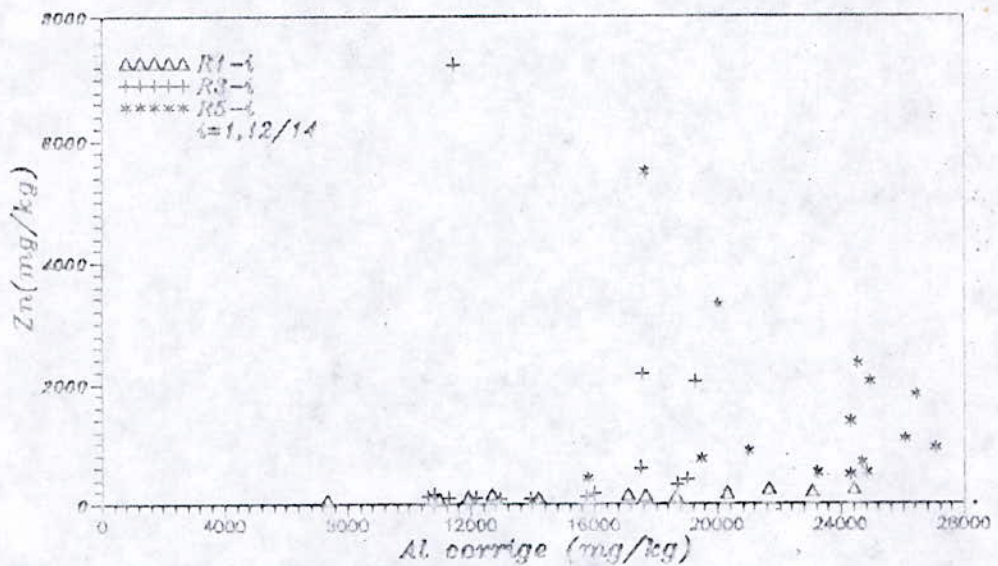


Figure 23b : Corrélation métal-aluminium corrigé

Ceci est dû au fait que la teneur en aluminium corrigé reflète effectivement la teneur en alumino-silicates et permet de s'affranchir des fortes hétérogénéités dans la teneur en matière organique.

D'autre part, vu les corrélations obtenues précédemment entre teneurs métalliques et paramètres caractéristiques des sédiments, il ne sera pas possible à partir de l'aluminium exprimé par rapport à la matière minérale seule, de quantifier la teneur en silicates du sédiment. Il est évident que la teneur de cet élément est fortement influencée par les apports polluants, notamment à partir du collecteur principal.

Il résulte de ces diverses constatations que les métaux sont mieux corrélés avec le paramètre descriptif de la matière organique qu'avec la granulométrie. Ceci implique que la granulométrie n'est que faiblement représentative des composantes des échantillons ayant un fort pouvoir de piégeage des métaux. En revanche, la matière organique évaluée notamment par son C.O.T., possède un pouvoir de rétention nettement supérieur à celui des alumino-silicates ou des fines particules et ce, malgré son faible critère d'inertie vis-à-vis des conditions physico-chimiques du milieu.

Toujours à propos de l'analyse des données, il conviendrait d'établir des corrélations entre teneurs métalliques mesurées et l'ensemble des paramètres caractéristiques du sédiment jouant un rôle actif dans le piégeage des éléments métalliques entre autres, matières volatiles, teneur en eau, C.O.T. et granulométrie.

Ce type de correction nous semble d'autant plus intéressant qu'il permet non seulement d'exprimer la distribution des concentrations métalliques entre les différents paramètres réducteurs de contrôle, mais aussi d'approfondir la connaissance des relations d'interdépendance.

En ce qui concerne l'oued Réghaia, nous nous sommes limités à développer des corrélations mettant en jeu les métaux lourds dosés et les deux paramètres réducteurs en l'occurrence matière organique et particules fines de granulométrie inférieure à 50 μm . Ces corrélations sont les suivantes:

Cr=187,94 (% C.O.T.)+14,71 (% <50 μm)-668,93	r=0,84
Cu=14,83 (% C.O.T.)+0,59 (% <50 μm)+2,89	r=0,84
Ni=5,21 (% C.O.T.)+0,68 (% <50 μm)+45,11	r=0,74
Pb=18,24 (% C.O.T.)+1,55 (% <50 μm)-927	r=0,93
Zn=242,37 (% C.O.T.)+0,50 (% <50 μm)-0,64	r=0,80

Il faut également noter, qu'en appliquant ce calcul à une granulométrie de particules inférieures à 20 μm , nous aboutissons à des coefficients de régression identiques.

Ces résultats montrent la grande similitude des coefficients de régression obtenus à partir des corrélations métal-C.O.T. et celles reliant métal-C.O.T. et fines.

Cette similitude met donc en évidence que la matière organique reste le composant prépondérant vis-à-vis du piégeage des métaux, et que les particules fines créent vraisemblablement des conditions de milieu favorables à la conservation de la matière organique.

D'autre part, il ressort de cette similitude que toutes les particules fines se trouvent étroitement liées à la matière organique pour former des complexes absorbants.

Enfin, nous remarquons que l'introduction du paramètre granulométrique dans la corrélation, n'améliore guère le résultat. De cette étude, il apparaît donc que le seul paramètre C.O.T. permet d'évaluer convenablement les teneurs en métaux lourds dans le sédiment. Ce type d'extrapolation (par détermination du C.O.T. et en fonction des corrélations optimales: métal-C.O.T. et

inter-métaux), dans le cadre de l'analyse et/ou du contrôle des métaux associés aux sédiments de l'oued Réghaia, présente un grand intérêt. En effet, l'utilisation de telles corrélations permet une rapide quantification de la pollution métallique dans les sédiments, puisque l'échantillon de sédiment est analysé directement après simple calcination dans un courant d'oxygène à 1350°C, pour évaluer son C.O.T..

Aussi, l'absence de minéralisations simplifie les opérations et permet de ne pas introduire de successives et sélectives modifications dans le contenu métallique.

Enfin, en plus du gain de temps appréciable, que procurent ces corrélations, c'est surtout l'élimination des techniques d'analyse par spectrométries d'absorption et d'émission atomiques fort onéreuses et fastidieuses, que l'on retiendra comme avantage économique certain.

CONCLUSION

Au cours de cette étude, nous avons essayé de montrer l'intérêt que présente le suivi des éléments métalliques associés au sédiments, afin d'évaluer le degré de pollution de l'oued Réghaïa.

Aussi, la détermination des teneurs métalliques a nécessité l'utilisation de moyens analytiques adaptés tels l'absorption atomique et la spectrométrie d'émission I.C.P.. Cependant, dans le cas de l'absorption atomique, nous nous sommes heurtés à un double problème: le risque de contamination et l'effet de matrice que provoquent les éléments majeurs. Si le premier point a pu être appréhendé, le deuxième, fort limitant, est encore loin d'être résolu, les résultats obtenus l'attestant.

En effet, pour des rapports interférants/métaux dosés représentatifs de ceux que l'on rencontre habituellement dans les sédiments de Réghaïa, des écarts importants sont observés, selon que l'on fait appel à un support artificiel "simple" ou à un substrat réel "complexe". Ces interférences sont aléatoires et ne permettent absolument pas de corriger les teneurs mesurées. Les teneurs métalliques ainsi déterminées, à l'exception du zinc et de l'argent, ont donc été évaluées par défaut.

Pour la suite des résultats et pour s'affranchir des interférences dues aux éléments majeurs présents dans les solutions de sédiments, nous avons multiplié considérablement les essais que ce soit par absorption atomique ou par spectrométrie I.C.P. (effets de matrice éliminés dans le cas d'émission de plasma d'argon I.C.P.).

Les résultats obtenus concernant l'évolution des métaux lourds dans les sédiments, nous ont permis de mettre en évidence une pollution excessive de l'oued Réghaïa par certains métaux tels le zinc, le chrome et à un degré moindre par le cuivre et le plomb. D'autre part, il semble exister une tendance à la baisse des rejets de cuivre et de nickel. Enfin, il existe d'autres rejets, en aval du collecteur principal, suffisamment importants pour altérer davantage la qualité du milieu et empêcher l'existence d'un gradient de dépôts métalliques.

Le suivi des teneurs métalliques susceptibles de repasser en solution, à partir de minéralisations sélectives a d'une part, montré que la charge métallique liée à la phase adsorbée peut engendrer une pollution notable du milieu aqueux et d'autre part, confirmé la pollution alarmante du site de Réghaïa.

Rappelons que les sédiments piègent les métaux lourds que charrie un cours d'eau, en fonction de divers paramètres: qualité physico-chimique du milieu, nature, forme, et concentration des métaux, caractéristiques du sédiment, et hydrodynamique.

Nous avons pu vérifier, en fonction de la répartition granulométrique des fines et de la matière organique (présente sous forme dissoute, finement divisée et/ou de gros débris), que les sédiments enregistraient de fortes variations des teneurs métalliques, pour un même flux de pollution et pour une même fraction analysée. Bien qu'il soit généralement admis que la fraction fine soit le support privilégié de la pollution, cette remarque ne semble pas avoir été vérifiée compte tenu des résultats obtenus.

Aussi, l'idée de corréler les divers paramètres mesurés nous a paru intéressante. L'analyse graphique des différentes corrélations a permis de mettre en évidence des points particuliers de pollutions accidentelles.

Par ailleurs, les corrélations établies ont montré que le seul paramètre C.O.T. permet d'évaluer de manière satisfaisante, les teneurs en métaux lourds dans les sédiments de Réghaïa. Aussi, ce type d'extrapolation (par détermination du C.O.T. et en fonction des corrélations optimales: métal-C.O.T. et inter-métaux) peut présenter un grand intérêt. En effet, l'utilisation de telles corrélations permet une rapide quantification de la pollution métallique dans les sédiments, puisque l'échantillon de sédiment est analysé directement après simple calcination dans un courant d'oxygène à 1350°C, pour évaluer son C.O.T..

Enfin, en plus du gain de temps appréciable, que procurent ces corrélations, c'est surtout l'élimination des techniques d'analyse par spectrométries d'absorption et d'émission atomiques fort onéreuses et fastidieuses que l'on retiendra comme avantage économique certain.

Il faut toutefois remarquer que s'il existe de bonnes corrélations entre certains paramètres caractéristiques du sédiment et les teneurs métalliques, il ne s'agit pas d'un phénomène systématique mais spécifique à la zone de Réghaïa.

Le sédiment en piégeant les métaux, épure l'eau de surface. Toutefois, nous ignorons les seuils de toxicité directe des sédiments vis-à-vis de certains organismes, et leur impact sur la chaîne alimentaire. Par ailleurs, sous certaines conditions naturelles du milieu (physico-chimiques, hydrodynamiques,...) les métaux non liés à la structure du sédiment peuvent repasser en solution.

Les teneurs métalliques associées aux sédiments sont d'un apport considérable car il est certe possible de savoir si le site est pollué ou non, par comparaison avec des échantillons de sédiments profonds non contaminés, du même site, et à partir de là, déduire des facteurs d'enrichissement. Cependant, elles ne permettent malheureusement pas la compréhension de tous les

phénomènes sans tenir compte de tous les éléments de l'écosystème aquatique. Nous citerons, par exemple, l'existence de pics de concentrations.

Les processus biologiques intervenant dans la dynamique tant, des métaux lourds que celle des phases sur lesquelles ils se fixent (destruction de la phase de rétention organique, modification des conditions physico-chimiques) sont à considérer dans le cadre d'une étude plus exhaustive.

Le problème des métaux lourds est fort préoccupant pour l'avenir de l'oued Réghaïa. En effet, en raison des teneurs élevées observées, leur dissémination dans l'environnement représente un phénomène permanent et leur fixation ne peut jamais être considérée comme totalement définitive.

Aussi, l'étude n'est que partielle, elle permet certes d'évaluer le degré de pollution, mais il conviendrait probablement d'accentuer les travaux sur l'étude:

- des modalités de piégeage des métaux par les sédiments,

- de la fraction de métaux susceptible de repasser en solution, en fonction de la charge métallique, des caractéristiques du sédiment et des conditions biologiques et physico-chimiques du milieu,

- enfin, des seuils de toxicité directe des sédiments, car il n'existe pas actuellement, à notre connaissance, d'échelle de pollution métallique des sédiments, comme il en existe pour l'eau.

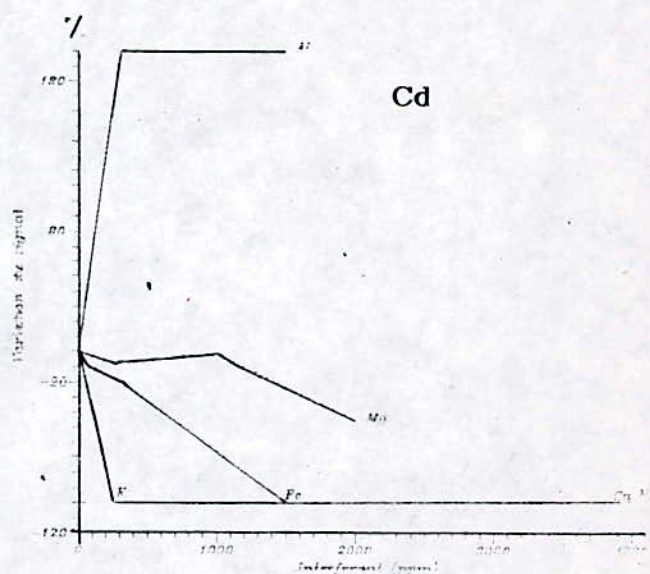
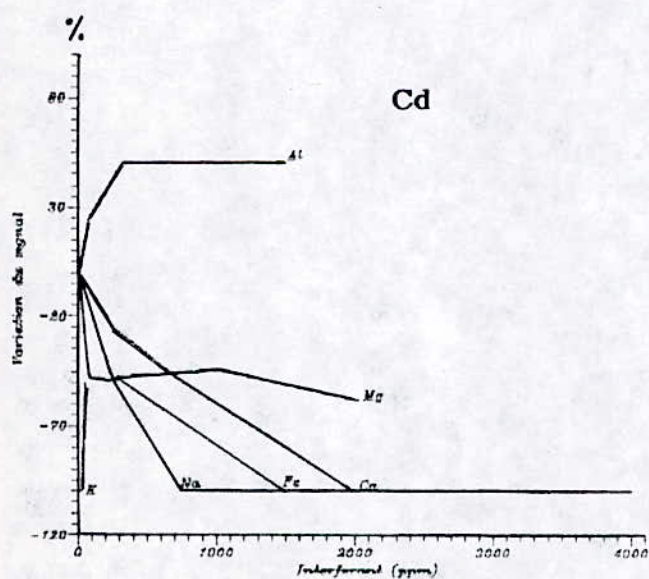
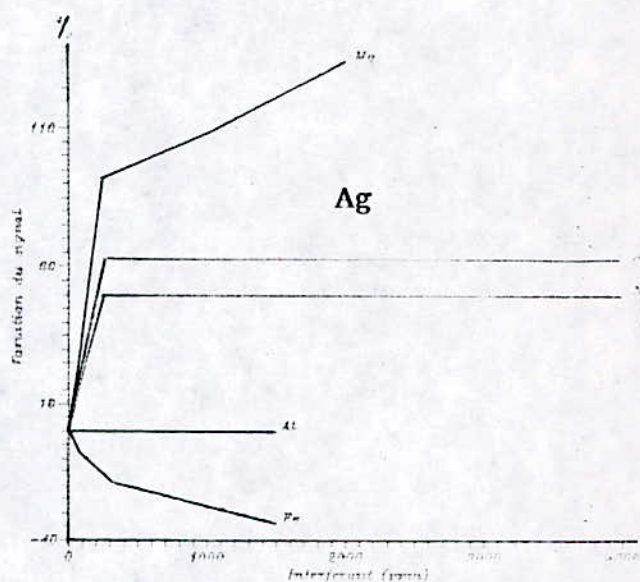
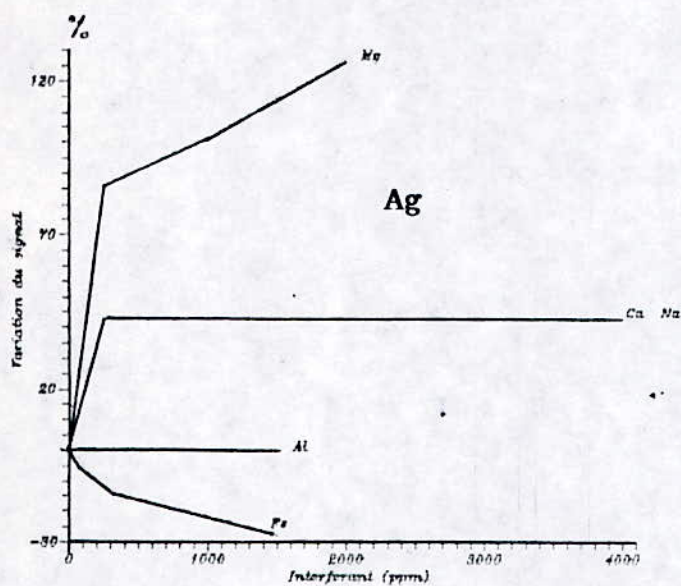
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 1- M. F. COLIN, Les boues des S.T.E.P. sont elles un vecteur privilégié dans la fixation des métaux lourds? L'eau, la Recherche, l'Environnement, Ed. Sepic, pp.441-455, 1979.
- 2- Ecotoxicologie, F. RAMADE, collection d'écologie, Edition Masson, 1977.
- 3- F. KIEFFER, Les oligo éléments gouvernent la santé, Bull. Sandoz, n.51, pp.52-53, 1979.
- 4- S. E. LINDBERG, Heavy metals in the environment, International conférence, New Orleans, 1987.
- 5- E. J. UNDERWOOD, Environmental sources of heavy metals and their toxicity to man and animals, Prog. Water and Technology Letters, vol.11, n.4/5, pp.33-45, 1979.
- 6- J. GARDINER, Substances in water -Chromium-, Marlow, Water Res. Cent., (rapport) 1984.
- 7- Les paramètres de la qualité des eaux, R. BREMOND, Edition Ministère de l'environnement et du cadre de vie, Neuilly/Seine, 1979.
- 8- Chimie des eaux, J. P. BEAUDRY, Edition Le Griffon d'Argile inc., 1984.
- 9- P. CHAPMAN, Design of monitoring studies for priority pollutants, Journal Water Poll. Cont. Fed., vol.54, n.3, pp.292-297, 1982
- 10- Le traitement des eaux, R. DESJARDINS, Edition Ecole polytechnique de Montreal, 1988.
- 11- P.MARCHANDISE, Qualité des eaux superficielles. L'eau, les M.E.S., les sédiments, Bull. de liaison des ponts et chaussées, n.96, pp.49-61, 1978.
- 12- W. STUMM, Metal pollutants in waters, International conférence "Heavy metal in the environment", Heidelberg, GBR, pp.1-8, 1983.
- 13- O. VICTOR, The analysis of aqueous sediments for heavy metals, J. Environ. Science health, vol.8, pp.911-924, 1984.

- 14- R. J. GIBBS, Transport phases of transition in the Amazon and Yukon rivers, Geol. Soc. Am., Bull. 88, pp.929-943, 1984.
- 15- Hard and soft acids and bases, R. G. PEARSON, Edition Chemistry in Britain, 1967.
- 16- T. W. ANDERSON, Sedimentation rate and recent sediment history of lakes Ontario, Erie, Huron. Journal Sed. Petrol, vol.44, pp.207-218, 1974.
- 17- L'eau et le sol, D. HILLEL, Edition Cabay, 1984.
- 18- N. MEGUELLATI, Interêt des minéralisations sélectives, Journal Français d'hydrologie, Fasc.3, n.39, pp.275-287, 1982.
- 19- Chimie aquatique et analytique des eaux, M. ASTRUC, Edition Université de Pau et des pays de l'Adour, 1983.
- 20- D. ROBBE, Influence du tamisage sur les teneurs en éléments métalliques, Environ. Technology Letters, vol4, pp 27-34, 1983.
- 21- B. WELTE, Comparaison des différentes méthodes d'attaque des sédiments et boues des stations d'épuration, Tribune du CEREDAU, n. 503, pp.3-11, 1985.
- 22- W. A. MAHER, An investigation of trace elements. Lyophilisation of marine biological samples The science total environmental, pp.173-181, 1983.
- 23- A. ARNOUX, Comparaison de quelques méthodes d'attaques de sédiments pour l'analyse des métaux lourds, Journal français d'hydrologie, Fasc.1 n.34, pp 29-48, 1981.
- 24- P. MARCHANDISE, Comparaison inter-laboratoires de diverses méthodes de minéralisations, Environmental Technology Letters, vol.3, pp.157-166, 1982.
- 25- H. AGEMIAN, Evaluation of extraction technique for the determination of metals in aquatic sediments, The Analyst, vol.101 n.1207, pp.761-767, 1976.
- 26- R. J. ALLAN, Heavy metals in bottom sediments of great slave lakes, Environ. geol., vol.3, pp.49-58, 1979.
- 27- B. A. MALO, Partial extraction of metals from aquatic sediments, Environmental and science technology, vol.11 n.3 pp.277-282, 1977.
- 28- U. FÖRSTNER, Metal concentration in freshwater, sediments natural background and cultural effects, Interaction between sediments and fresh water, Colterman, Ed. Junk and Pudoc the Hague, Symposium Amsterdam, pp.94-103, 1976.

- 29- D. E. ROBERTSON, Role of contamination in traces elements analysis of sea water, *Analy. Chem.*, n.40, pp.1067-1072, 1968.
- 30- A. MONTIEL, Contribution à l'étude des interférences et pollutions lors du dosage par S.A.A., *Analysis*, vol.9, n.1-2, pp.1-13, 1981.
- 31- W. G. KING, Losses of trace concentration of cadmium from aqueous solutions during storage in glass containers, *Analy. Chem.*, vol.46, pp.771-773, 1974.
- 32- J. ROCHAT, Influence du mode de conservation des échantillons sur les résultats de dosage des oligo-éléments, *Travaux de la société de pharmacie de Montpellier*, n.33, pp.431-440, 1973.
- 33- G. P. HUSSON, Effet de la paroi en hydrologie analytique, *Journal français d'hydrologie*, Fasc.1 n.19, pp.33-34, 1976
- 34- Spectrométrie d'absorption atomique, tome 2, M. PINFA, Edition Masson, 1980.
- 35- M. LEGRET, Interférences des éléments majeurs sur la détermination de Pb, Cd, Cu, Cr et Ni dans les sédiments de cours d'eau et les STEP par S.A.A. sans flamme, *Analytica Chimica acta*, 1983.
- 36- A primer on trace metal-sediment chemistry, A. J. HORDWITZ, *Alexandria Geol. Surv., Water supply, Rapport*, 1985.
- 37-A. KUDO, Prediction of mercury distribution in river sediments, *Prog. Wat. Tech.*, vol.11 n.9, pp.923-935, 1977.
- 38- D. ROBBE, Distribution des métaux dans l'estuaire de la Loire, *Wat. Res.*, vol.19 ,n.12, pp.1555-1563, 1985.
- 39- Marais de Réghaïa -Plan anti-pollution, Edition Ministère de l'hydraulique, de l'environnement et des forêts, 1985.
- 40- Analyse de l'eau, J. RODIER, Edition Dunod technique (7ème), 1984.
- 41- J. PITOT, Influence de la qualité des eaux de ruissellement de chaussées sur le milieu récepteur, Ed. Ministère de l'environ. et du cadre de vie, Rapport, 1979.
- 42- P. MARTIN, Etude de l'évolution historique de la teneur en métaux lourds de certains sédiments, *Rev. Int. Oceanogr. Med.*, XLVII, pp.85-89, 1977.
- 43-G. K. PAGENKOFF, deposition of trace metals instream sediments, *Water and Soil Pollution*, vol.11, pp.429-435, 1979.

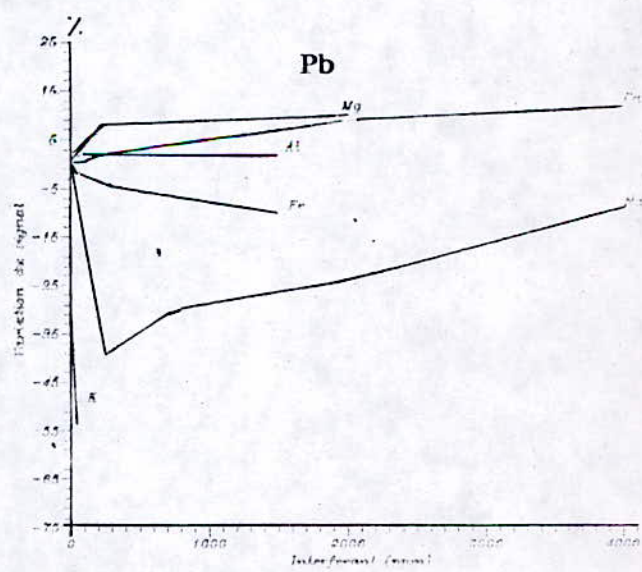
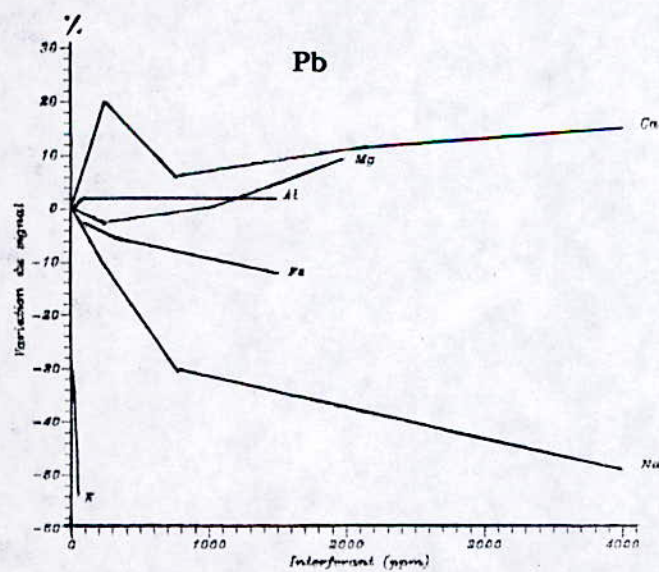
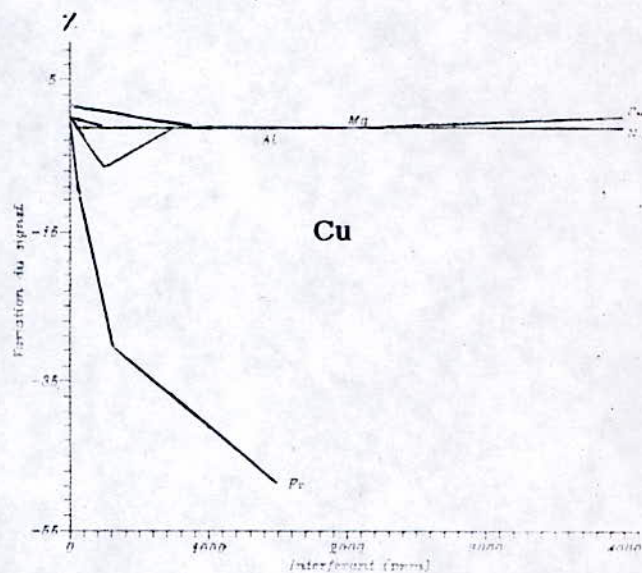
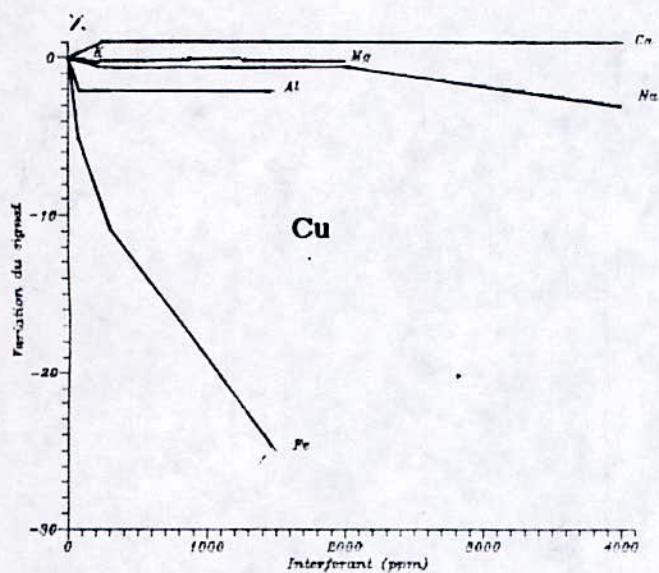
PARTIE ANNEXE



R2-3

R2-6

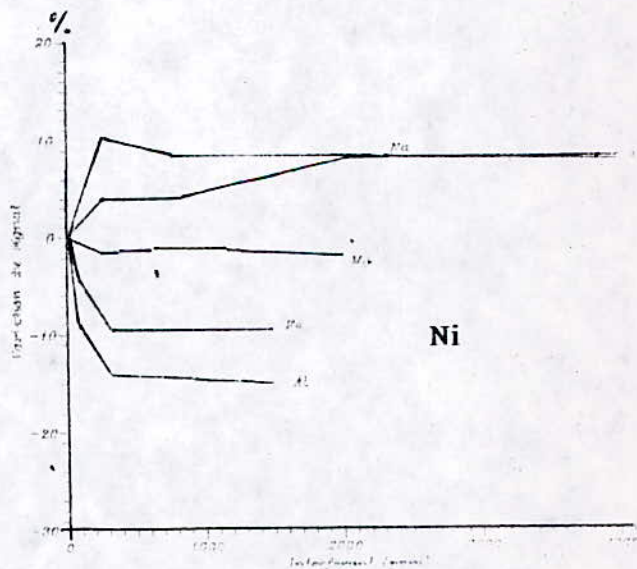
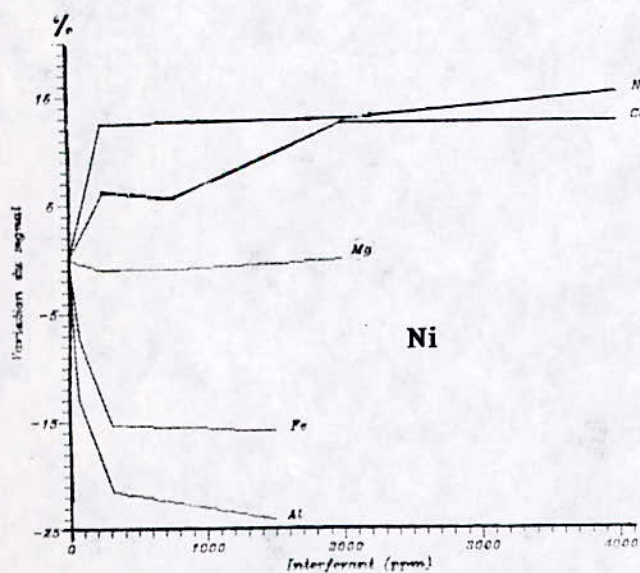
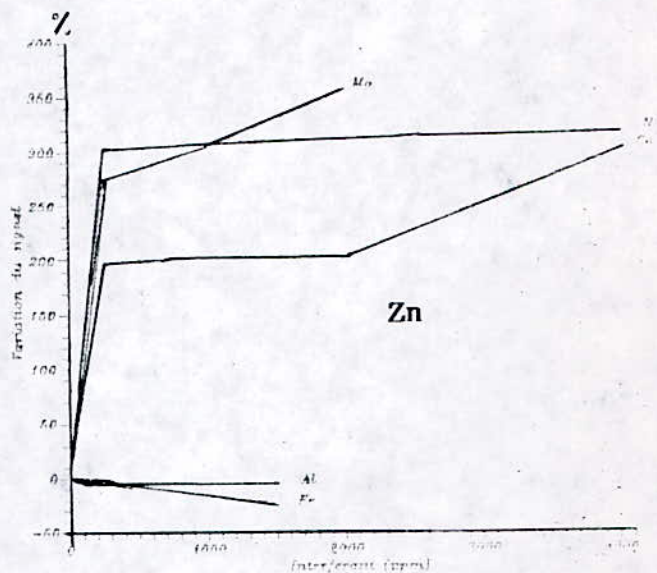
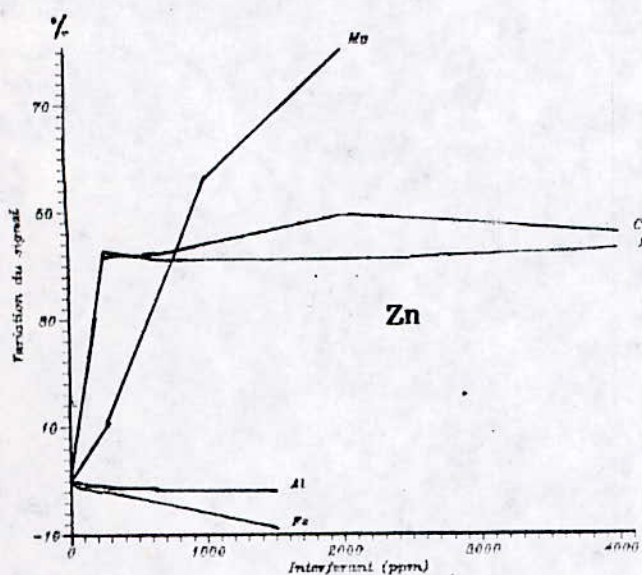
Figure-24 Influence de la composition du milieu
 Evaluation des interactions que produit l'addition d'éléments
 majeurs aux sédiments minéralisés du point de prélèvement 2



R2-3

R2-6

Figure-1: Influence de la composition du milieu
 Evaluation des interactions que produit l'addition d'éléments
 majeurs aux sédiments minéralisés du point de prélèvement 2



R2-3

R2-6

Figure-1: Influence de la composition du milieu
 Evaluation des interactions que produit l'addition d'éléments
 majeurs aux sédiments minéralisés du point de prélèvement 2

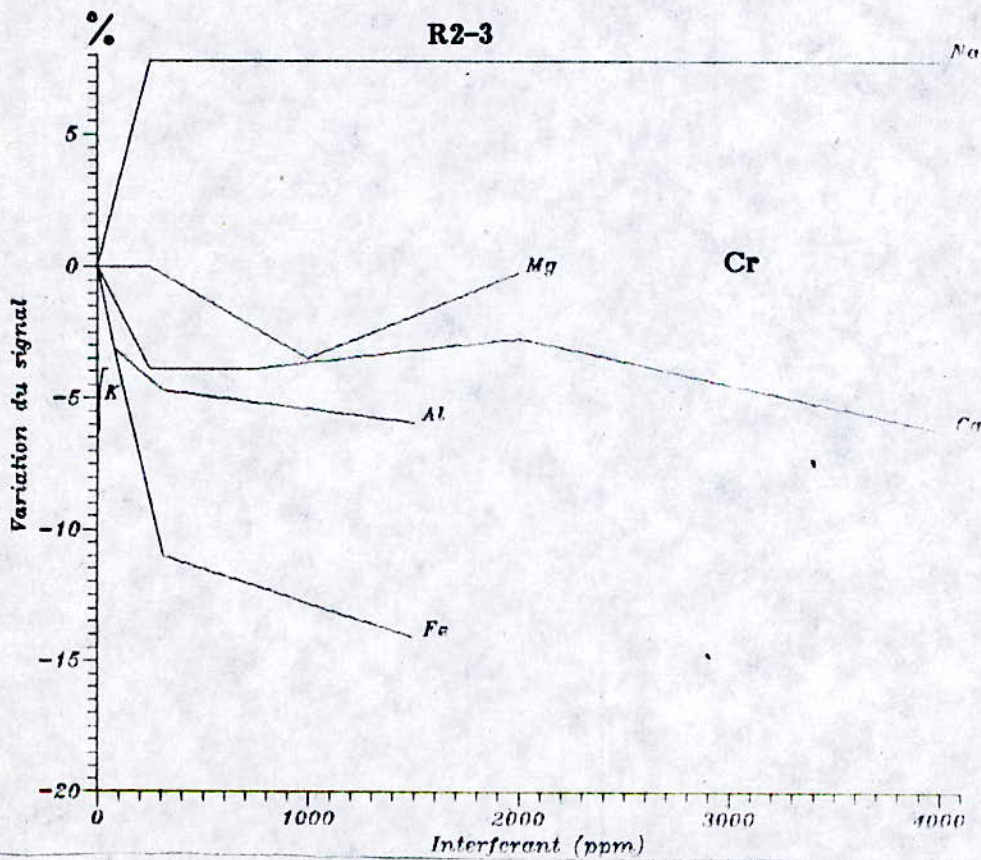
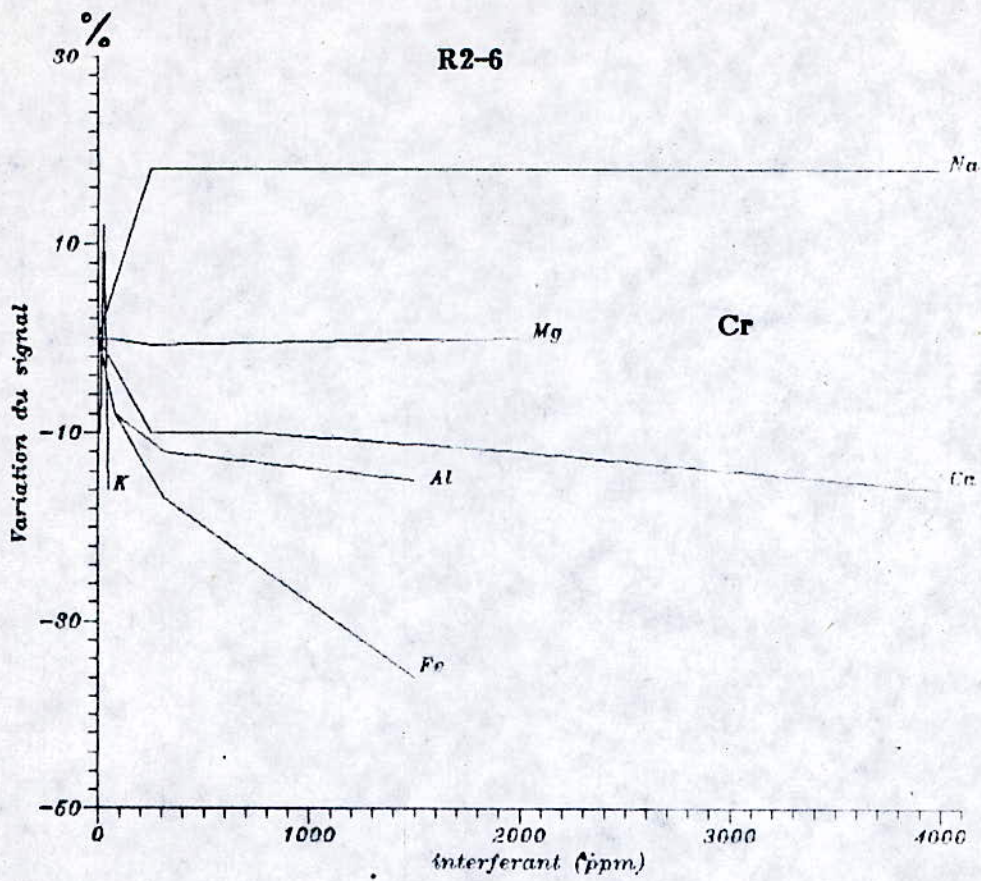


Figure-1: Influence de la composition du milieu
 Evaluation des interactions que produit l'addition d'éléments
 majeurs aux sédiments minéralisés du point de prélèvement 2

Tableau-Ia: Evaluation des interactions que produit l'addition d'éléments majeurs à la solution synthétique représentative de l'échantillon R2-3

Concentration mg/kg	Métaux					
	Ag	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
Initiale	21	4	1280	145	85	400
+Na	25	2.8	1320	132	87	300
+Ca	26	1.2	1310	132	87	300
+Mg	29	I	1310	138	87	200
+K	29	I	1305	132	87	290

Concentration mg/kg	Métaux					
	Ag	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
Initiale	21	4	1280	145	85	400
+Ca	25	2.9	1318	145	85.5	370
+K	26	1.5	1310	145	85.5	360
+Mg	29	I	1310	145	86	360
+Na	29	I	1320	134	87.6	280

Concentration mg/kg	Métaux					
	Ag	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
Initiale	21	4	1280	145	85	400
+K	22.5	2.5	1150	145	84.5	370
+Mg	30.1	1.2	1150	145	84.5	355
+Ca	32.1	I	1000	145	84.5	250
+Na	32.1	I	1000	134	87	250

Concentration mg/kg	Métaux					
	Ag	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
Initiale	21	4	1280	145	85	400
+Mg	31.5	2.4	1270	145	84.5	390
+K	33	I	1100	145	84.5	370
+Ca	35	I	1010	145	84.5	325
+Na	35	I	1010	136	87.4	270

Concentration ajoutée:

Na 50ppm
Ca 250ppm
K 5ppm
Mg 250ppm

Tableau-Ib: Evaluation des interactions que produit l'addition d'éléments majeurs à la solution synthétique représentative de l'échantillon R2-3

Concentration mg/kg	Métaux					
	Ag	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
Initiale	21	4	1280	145	85	400
+Na	26	1	1305	117	86	200
+Ca	30	I	1065	117	86	380
+Mg	33	I	1065	117	86	320
+K	39	I	958	117	86	270

Concentration mg/kg	Métaux					
	Ag	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
Initiale	21	4	1280	145	85	400
+Ca	25	1.7	1030	144	86	380
+K	27	0.9	1030	144	85	305
+Mg	32	I	1030	144	84	300
+Na	35	I	1030	118	85	176

Concentration mg/kg	Métaux					
	Ag	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
Initiale	21	4	1280	145	85	400
+K	23	2	1036	144	85	320
+Mg	36	1	1036	144	85	320
+Ca	37	I	999	144	85	340
+Na	39	I	1030	119	85	175

Concentration mg/kg	Métaux					
	Ag	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
Initiale	21	4	1280	145	85	400
+Mg	40	3	1278	144	85	380
+K	43	1	1030	144	85	300
+Ca	45	I	1030	144	85	320
+Na	45	I	1030	144	85	160

Concentration ajoutée:

Na 5500ppm

Ca 5500ppm

K 3000ppm

Mg 1000ppm

Tableau-II: Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 1 en mg/kg de sédiment évaluées par S.A.A.

Echantillons	Eléments métalliques							
	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag
R 0-1	0.5	156	49	220	66	75	234	1
R 0-2	0.5	194	58	288	74	102	319	1
R 0-3	0.5	208	62	298	81	116	327	1
R 0-4	0.5	110	31	143	49	35	133	1
R 0-5	0.4	174	48	221	74	75	200	1
R 0-6	0.2	147	43	180	69	72	203	1
R 0-7	0.3	95	38	160	50	23	100	1
R 0-8	0.3	120	48	189	65	62	129	1
R 0-9	0.4	146	70	221	74	76	167	1
R 0-10	0.4	135	75	305	82	102	285	1
R 0-11	0.3	145	48	215	75	41	254	1
R 0-12	0.3	81	23	118	36	I	68	1

Tableau-III: Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 3 en mg/kg de sédiment évaluées par S.A.A.

Echantillons	Eléments métalliques							
	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag
R 3-1	1.2	6282	263	154	157	702	9860	6
R 3-2	1.1	4562	401	154	265	528	3525	7
R 3-3	0.9	3656	458	210	317	589	3295	6
R 3-4	0.6	1048	97	151	117	229	822	3
R 3-5	0.6	748	69	131	101	120	518	3
R 3-6	0.7	648	66	149	108	104	379	4
R 3-7	0.4	311	46	145	75	43	212	2
R 3-8	0.3	179	31	151	62	23	175	2
R 3-9	0.5	193	34	294	75	30	142	2
R 3-10	0.5	136	27	130	66	24	99	4
R 3-11	0.6	115	21	154	59	20	111	1
R 3-12	0.4	120	25	139	60	14	120	1
R 3-13	0.5	127	25	104	67	10	109	1
R 3-14	0.5	157	25	79	70	16	80	1

Tableau-IV: Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 5 en mg/kg de sédiment évaluées par S.A.A.

Echantillons	Eléments métalliques							
	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag
R 5-1	1.2	1353	174	162	108	433	3280	4.5
R 5-2	0.7	324	185	120	79	214	561	1.5
R 5-3	0.6	790	154	144	98	234	944	2
R 5-4	1.1	6204	233	210	134	409	4440	5
R 5-5	0.7	1470	114	182	100	160	1392	3
R 5-6	0.8	2540	125	204	99	285	3555	4
R 5-7	1	2776	150	245	125	384	2088	3
R 5-8	0.8	1476	122	199	98	264	1076	3
R 5-9	0.5	703	122	170	98	148	636	2
R 5-10	0.9	2519	117	279	121	370	1626	4
R 5-11	1.2	1457	79	250	135	156	897	4
R 5-12	1.3	5758	203	363	169	499	3940	6
R 5-13	0.5	829	75	363	91	105	725	2
R 5-14	0.8	1372	93	392	100	149	680	2

Tableau-V: Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 1 en mg/kg de sédiment évaluées par S.A.A.

Echantillon	Eléments métalliques							
	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag
R 2-2	0.5	2188	206	203	150	616	1720	5
R 2-4	0.7	5226	132	256	114	728	4910	3
R 2-6	1	197	74	187	98	82	185	3
R 2	0.5	1076	91	144	104	211	1053	4

Tableau-V: Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 1 en mg/kg de sédiment évaluées par S.A.A.

Echantillon	Eléments métalliques							
	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag
R 4-3	0.5	337	70	168	96	77	353	5
R 4-5	0.7	2030	242	180	171	452	1298	5
R 4-7	0.7	1714	100	202	106	198	1060	6
R 4-9	0.8	4558	258	213	149	508	4180	7

Tableau-VI: Teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments du point de prélèvement 1 en mg/kg de sédiment évaluées par S.A.A.

Echantillon	Eléments métalliques							
	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Ag
R 6	1	5200	179	134	121	313	7760	1