

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE ABOU BEKR BELKAID – TLEMCEN

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DE CHIMIE

Laboratoire de Chimie Inorganique et Environnement



MEMOIRE

En vue de l'obtention du

DIPLOME DE MAGISTER

Spécialité : Chimie

Option : Chimie Inorganique et Environnement

Thème

**CONTRIBUTION A L'ETUDE DES POLLUANTS
METALLIQUES DANS L'EAU ET LES SEDIMENTS DE
L'ESTUAIRE DE LA TAFNA (RACHGOUN, WILAYA D'AIN
TEMOUCHENT)**

Présenté par : M^{elle} FELLAH AMEL

Soutenu devant le jury composé de :

Président	Mr BenmoussatA	Maître de Conférences à l'Université de Tlemcen
Examineurs	Mr Bekhouch N	Maître de Conférences à l'Université de Tlemcen
	Mr Abderrahim O	Maître de Conférences à l'Université de Tlemcen
Encadreur	M ^{me} Kaid Sllimane N	Maître de Conférences à l'Université de Tlemcen

Année Universitaire : 2009 -2010

Louange à notre Seigneur « ALLAH » qui nous a doté de la merveilleuse faculté de raisonnement. Louange à notre Créateur qui nous a incité à acquérir le savoir. C'est à lui que j'adresse toute ma gratitude en premier lieu.

Je remercie mon père de m'avoir accompagné à Rachgoun durant la période d'échantillonnage.

Je tiens à remercier mon encadreur, Mme Kaid Slimane Nacéra, pour son attention discrète, ses recommandations mesurées et ses précieux conseils.

Les travaux de recherche qui font l'objet de cette étude ont été réalisés au laboratoire de Chimie Inorganique et Environnement « L.C.I.E » de l'université Abou Bakr Belkaïd de Tlemcen, sous la direction du Professeur Mokhtari Malika, et au laboratoire de Valorisation des Actions de l'Homme pour la Protection de l'Environnement et Application en Santé Publique, sous la direction du Professeur Khelil Mohammed Anouar.

Mes remerciements les plus vifs vont au Dr Benmoussat Abderrahim pour avoir bien voulu présider ce jury.

J'adresse également mes remerciements aux maîtres de conférences à l'université de Tlemcen, Mr Bekhouch Nasreddine et Mr Abderrahim Omar pour l'intérêt qu'ils ont porté à cette étude en me faisant l'honneur de juger ce travail.

J'adresse mes sincères remerciements à monsieur Kadi Mohammed, Directeur Général de l'entreprise ALZINC Ghazaouet, Mme Mghabar Widad Chef de Service du Laboratoire de Contrôle de Qualité, et Mr Bessedik Areslane pour leur accueil et leur soutien pendant toute la période de l'étude et leur permission d'effectuer les analyses de métaux lourds.

Je voudrais aussi exprimer ma profonde gratitude à mes parents pour tout l'amour qu'ils n'ont pas cessé de me donner.

Je n'oublierai pas de remercier vivement les enseignants qui ont assuré ma formation.

Enfin, je remercie tous ceux qui, ont collaboré, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

F. AMEL

Je dédie ce modeste travail avec toute mon affection aux êtres qui me sont les plus chers au monde « mes parents »

A mes chers sœurs et frère : Hiem , Houda et Hichem .

A ma sœur Hiem et sa petite famille.

A la mémoire de ma très chère grand-mère Yamina et grand père Mohemmed

A mon grand père El Miloud et sa femme Rachida.

A ma grand-mère en France El Hachmia.

A mes oncles et leurs familles respectives : Mohamed, Abdelkacem, Abdelmadjid, Nesreddine et Abdelkhalid.

A mes tantes et leurs familles respectives : Fatna, Khadidja, Mansoriah, Anissa, MaliKa et Latifa.

A mes oncles en France et leurs familles respectives : Abdelmalek et Abdeloueb.

A mes tantes en France et leurs familles respectives : Zouzou, Khadidja, Latifa, Hafida et Rachida .

A mes amies surtout : Soumia, ma cousine Imane, Nabila, Samira, Sarah, Kheira, Soria et Hayet.

Enfin, une pensée très spéciale à la regrettable "professeur Yacouta -Nour Aicha", car sans elle et son fort caractère notre option Chimie Inorganique et Environnement n'aurait peut être jamais vu le jour.

F.AMEL

TABLE DES MATIERES

Liste des tableaux	1
Liste des figures	8
INTRODUCTION GENERALE	10
CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE	12
I.1. LES POLLUTIONS METALLIQUES	13
I.1.1. Les sources de pollution	13
I.1.2. La pollution marine	16
I.1.3. Etat de la pollution marine en Algérie	16
I.1.4. La toxicité des métaux lourds	17
I.2. ILES ESTUAIRES	18
I.2.1. Définitions.....	18
I.2.2. Dépôt de sédiments dans les estuaires	19
I.2.2.1. Estuaire à coin salé	20
I.2.2.2. Estuaire partiellement mélangé	20
I.2.2.3. Estuaire bien mélangé	20
I.2.2.4. Estuaire en zone aride	20
I.2.3. Comportement des métaux dans les estuaires.....	22
I.3. CARACTERISTIQUES CHIMIQUES DES SEDIMENTS	24
I.3.1. Définition et origine	24
I.3.1.1. Origine endogène	24
I.3.1.2. Origine exogène	24
I.3.2. Constitution des sédiments	26
I.3.3. Granulométrie des sédiments.....	26
I.3.4. Spéciation des métaux lourds dans les sédiments.....	27
I.3.4.1. La fraction échangeable et acido-soluble	28
I.3.4.2. Fraction réductible	29
I.3.4.3. La fraction oxydable	29
I.3.4.4. Fraction résiduelle	29

CHAPITRE II : DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE 30

II.1. CARACTERISATION DU SITE D'ETUDE	31
II.2. HYDROLOGIE	33
II.3. GEOLOGIE	34
II.4. BIOCLIMATOLOGIE	35
II.4.1. Les paramètres climatiques	36
II.4.1.1. Les précipitations	36
II.4.1.2. Les températures	38
II.4.2. Synthèses bioclimatiques	40
II.4.2.1. Quotient d'Emberger (1955)	41
II.4.2.2. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson (1953):.....	43
II.5. ASPECT ENVIRONNEMENTAL	44

CHAPITRE III : MATERIEL ET METHODES 46

III.1. L'ECHANTILLONNAGE.....	47
III.1.1.Choix des points de prélèvement	47
III.1.2.Choix des échantillons	49
III.1.3.Choix des contaminants	49
III.1.4.Paramètres physicochimiques	49
III.1.4.1. La température	49
III.1.4.2. Le pH (potentiel d'hydrogène)	50
III.1.4.3. La conductivité électrique	50
III.1.4.4. La salinité	51
III.1.4.5. L'oxygène dissous.....	51
III.2. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE	51
III.2.1.Prélèvements mensuels	52
III.2.1.1. Prélèvement d'eau mensuels	52
III.2.1.2. Prélèvement des sédiments mensuels.....	53
III.2.2. Extraction des métaux mensuels	54
III.2.2.1. Attaque totale mensuels	54
III.2.2.2. Extractions séquentielles mensuels	55
III.2.3. Analyse des échantillons par spectrophotométrie d'absorption atomique	56

III.2.3.1. Principe.....	57
III.2.3.2. Appareillage	58
III.2.3.3. Calcul des concentrations.....	59
CHAPITRE IV : RESULTATS ET DISCUSSIONS.....	60
IV.1. LES PARAMETRES PHYSICOCHEMISTIQUES DE L'EAU	61
IV.1.1. Variations temporelles	61
IV.1.2. Variations spatiales	65
IV.2. TENEURS EN METAUX LOURDS DANS L'EAU	69
IV.2.1. Variations temporelles	69
IV.2.2. Variations spatiales	76
IV.3. TENEURS EN METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS.....	82
IV.3.1. Variations temporelles	82
IV.3.2. Variations spatiales	90
IV.3.3. Indice de pollution (IP)	96
IV.3.4. Facteur d'enrichissement (FE)	98
IV.3.5. Comparaison de nos résultats avec la littérature.....	100
IV.4. RESULTATS DE LA SPECIATION DES METAUX	102
IV.5. BILAN GLOBAL	107
CONCLUSION GENERALE	111
BIBLIOGRAPHIE	114
ANNEXES.....	136

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre I: SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Tableau.I.1: Contenu des roches en métaux lourds (en ppm) (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).....	13
Tableau.I.2: Concentrations de quelques métaux lourds dans la couche terrestre (en $\mu\text{g.g}^{-1}$) (Alloway et Ayres, 1993)	14
Tableau.I.3: Les sources d'éléments en traces métalliques dans l'environnement (Dean et al., 1972; Martin et al., 1976; Ross, 1994; Baize, 1997; Gombert et al., 2005).....	15
Tableau.I.4: Principaux effets associés aux éléments listés (Sparks, 1998; Ewers et Schilpkoter, 1991; INERIS, 2005).....	18
Tableau.I.5: comportement des éléments métalliques dans les principaux estuaires.	23
Tableau.I.6: Teneurs naturelles en métaux traces dans le matériel sédimentaire, exprimées en (mg/kg).....	25
Tableau I.7: Le classement granulométrique des sédiments.....	27

Chapitre II: DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE

Tableau.II.1 : Précipitations moyennes mensuelles de la région de Rachgoun pendant la période (1999 - 2008) exprimées en (mm) (O.N.M de Beni Saf).....	37
Tableau.II.2: Températures moyennes minimales et maximales en ($^{\circ}\text{C}$) de la région de Rachgoun pendant la période (1999 - 2008) (O.N.M de Beni Saf)	39

Tableau.II.3 : Synthèse des données climatiques de la station de Rachgoun

(O.N.M de Beni Saf)41

Chapitre III: MATERIEL ET METHODES

Tableau III.1: Protocole du BCR pour une prise d'essai de 1g de sédiment (**Rauret et al., 1999**).56

Tableau.III.2: Conditions d'atomisation pour les métaux étudiés (**ALZINC document**).59

Chapitre IV : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Tableau.IV.1: Valeurs minimales et maximales de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) et l'oxygène dissous (mg/l) des eaux de surface dictée par le **Bulletin officiel n° 5062, 2002**, comparaison avec nos résultats et d'autres études.68

Tableau.IV.2: Les valeurs moyennes de référence retenues pour notre étude exprimées en (mg/kg).97

Tableau.IV.3: Comparaison des teneurs métalliques de l'estuaire de la Tafna avec d'autres estuaires et zones humides mondiaux en (mg/kg poids sec) sauf pour le fer en (g/kg).101

Tableau IV.4: Tableau IV.4 : Bilan des masses entre les concentrations totales et la somme des concentrations des quatre fractions en (mg/kg) sauf pour le fer (g/kg).103

LISTE DES FIGURES

Chapitre I: SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

- Figure. I.1:** Côtes algériennes avec les zones de préoccupation environnementale majeure et les «points chauds» de pollution (A.E.E, 2006) 17
- Figure. I.2:** Différentes parties constituant un estuaire (Fairbridge, 1980)..... 19
- Figure. I.3:** Différents types des estuaires : estuaires à coin salé (A), estuaires partiellement mélangés (B), estuaires bien mélangés (C) et estuaires en zone aride (D) (Salomons et Forstner, 1984)..... 21
- Figure. I.4:** Comportement en milieu estuarien (Waeles M., 2003). 22

Chapitre II: DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE

- Figure. II.1:** Carte de la situation géographique de l'estuaire de la Tafna (D.P.A.T, 2002) ... 32
- Figure. II.2:** Le bassin versant de la Tafna (Dali youcef, 2005) 33
- Figure. II.3:** L'embouchure de l'Oued de la Tafna au niveau de Rachgoun (Photo Fellah, 2010)..... 34
- Figure. II.4:** Carte géologique de Rachgoun d'après (Gouardia, 1976)..... 35
- Figure. II.5:** Les variations mensuelles moyennes des précipitations de la région de Rachgoun pendant la période (1999 - 2008) exprimées en (mm) (O.N.M de Beni Saf) 38

Figure. II.6: Les variations mensuelles des températures (°C) de la région de Rachgoun pendant la période (1999 - 2008) (O.N.M de Beni Saf).....	40
Figure. II.7 : Climagramme pluviothermique d’Emberger (Dajoz, 1996)	42
Figure. II.8: Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1953) de la période (1999 - 2008) (O.N.M de Beni Saf)	43
Figure. II.9 : Le contact entre l’Oued et la mer (26-12-2009) (Photo Fellah, 2010)	

Chapitre III: MATERIEL ET METHODES

Figure. III.1: Localisation des points étudiés (tirée de la carte topographique de Beni Saf {feuille 5-6}).....	48
Figure. III.2: Malette pour la mesure des paramètres physicochimiques WTW de type Multi 340i/SET N°:2F30-114B22.....	52
Figure. III.3: Spectrophotomètre d’absorption atomique à flamme (SAAF) de type AURORA AI.1200 (Photo Fellah, 2010).....	58

Chapitre IV : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Figure. IV.1: Variations temporelles des températures de l’eau et de l’air en °C.	61
Figure. IV.2: Variations temporelles du pH de l’eau.....	62
Figure. IV.3 : Variations temporelles de la conductivité électrique en µS/cm.....	63
Figure. IV.4: Variations temporelles de la salinité en g/l.	63

Figure. IV.5: Variations temporelles de l'oxygène dissous en mg/)	64
Figure. IV.6: Variations spatiales des pH moyens de l'eau.	65
Figure. IV.7: Variations spatiales des conductivités électriques moyennes en $\mu\text{S}/\text{cm}$.	66
Figure. IV.8: Variations spatiales des salinités moyennes en g/l.	66
Figure. IV.9: Variations spatiales des concentrations moyennes d'oxygène dissous en mg/l .	67
Figure. IV.10: Variations temporelles des concentrations du cadmium en mg/l dans l'eau. .	71
Figure. IV.11: Variations temporelles des concentrations du cobalt en mg/l dans l'eau.	71
Figure. IV.12: Variations temporelles des concentrations du chrome en mg/l dans l'eau.	72
Figure. IV.13: Variations temporelles des concentrations du cuivre en mg/l dans l'eau.	72
Figure. IV.14: Variations temporelles des concentrations du fer en mg/l dans l'eau.	74
Figure. IV.15: Variations temporelles des concentrations du manganèse en mg/l dans l'eau.	74
Figure. IV.16: Variations temporelles des concentrations du plomb en mg/l dans l'eau.	75
Figure. IV.17: Variations temporelles des concentrations du zinc en mg/l dans l'eau.	75
Figure. IV.18: Variations spatiales des concentrations moyennes du cadmium en mg/l dans l'eau.	77

Figure. IV.19: Variations spatiales des concentrations moyennes du cobalt en mg/l dans l'eau.	77
Figure. IV.20: Variations spatiales des concentrations moyennes du chrome en mg/l dans l'eau.	78
Figure. IV.21: Variations spatiales des concentrations moyennes du cuivre en mg/l dans l'eau.	78
Figure. IV.22: Variations spatiales des concentrations moyennes du fer en mg/l dans l'eau.	80
Figure. IV.23: Variations spatiales des concentrations moyennes du manganèse en mg/l dans l'eau.	80
Figure IV.24 : Variations spatiales des concentrations moyennes du plomb en mg/l dans l'eau.	81
Figure. IV.25: Variations spatiales des concentrations moyennes du zinc en mg/l dans l'eau.	81
Figure. IV.26: Variations temporelles des concentrations du cadmium en mg/kg dans les sédiments.	82
Figure. IV.27: Variations temporelles des concentrations du cobalt en mg/kg dans les sédiments.	83
Figure. IV.28: Variations temporelles des concentrations du chrome en mg/kg dans les sédiments.	84
Figure. IV.29: Variations temporelles des concentrations du cuivre en mg/kg dans les sédiments.	85

Figure. IV.30: Variations temporelles des concentrations du fer en g/kg dans les sédiments.	
Figure. IV.31: Variations temporelles des concentrations du manganèse en mg/kg dans les sédiments.....	87
Figure. IV.32: Variations temporelles des concentrations du plomb en mg/kg dans les sédiments.....	88
Figure. IV.33: Variations temporelles des concentrations du zinc en mg/kg dans les sédiments.....	89
Figure. IV.34: Variations spatiales des concentrations moyennes du cadmium en mg/kg dans les sédiments..	90
Figure. IV.35: Variations spatiales des concentrations moyennes du cobalt en mg/kg dans les sédiments.....	91
Figure. IV.36: Variations spatiales des concentrations moyennes du chrome en mg/kg dans les sédiments.	92
Figure. IV.37: Variations spatiales des concentrations moyennes du cuivre en mg/kg dans les sédiments.	93
Figure. IV.38: Variations spatiales des concentrations moyennes du fer en (g/kg) dans les sédiments.....	94
Figure. IV.39: Variations spatiales des concentrations moyennes du manganèse en mg/kg dans les sédiments.....	94
Figure. IV.40: Variations spatiales des concentrations moyennes du plomb en mg/kg dans les sédiments.	95

Figure. IV.41: Variations spatiales des concentrations moyennes du zinc en mg/kg dans les sédiments.....	96
Figure. IV.42: Indice de pollution (IP) dans les sédiments prélevés au niveau de l'estuaire de la Tafna.....	98
Figure. IV.43: Facteur d'enrichissement de la contamination métallique dans l'estuaire de la Tafna.....	99
Figure. IV.44: Répartition des métaux étudiés dans les quatre fractions sédimentaires au niveau des points de prélèvement (A, B, C et D).....	104

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION :

Les estuaires sont des sites aux enjeux touristiques et économiques importants. De nombreuses études sur les problèmes des pollutions métalliques ont déjà été réalisées dans le but de mieux comprendre, de préserver et d'aménager ces espaces. La pollution est également devenue un problème majeur. En effet, une partie importante des polluants est introduite dans la colonne d'eau des fleuves, des océans et des mers (par le biais des aérosols, des rejets urbains et industriels...) avant d'être finalement accumulée au sein des sédiments estuariens. Ceux-ci deviennent alors des puits momentanés ou définitifs pour des éléments toxiques comme les métaux lourds.

Les éléments métalliques utilisés dans la plupart des procédés industriels, puis rejetés via les effluents dans le milieu récepteur souvent sans traitement préalable, sont présents dans tous les compartiments de l'écosystème aquatique (eau, sédiment, faune et flore). Par leur résistance à la biodégradation, leur rémanence et leur toxicité, ces éléments peuvent se concentrer dans les tissus des organismes vivants (**Förstner U., Wittmann, 1981; Boucheseiche et al., 2002**) et engendrer d'importants dégâts sur toute la chaîne trophique (**Cheggour et al., 2001; Canli et al., 2003**).

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'un programme du laboratoire sur l'établissement d'une carte de pollution dans l'extrême ouest algérien. C'est dans ce contexte que s'inscrit notre étude qui s'intéresse à l'estuaire de la Tafna, au niveau de Rachgoun (Wilaya d'Ain Témouchent). C'est une zone particulièrement intéressante pour les raisons suivantes :

- C'est une zone privilégiée entre le continent et la mer,
- l'Oued Tafna se jette dans la mer méditerranée, soumis à une activité industrielle, agricole et urbaine, est de plus en plus pollué et présente donc de grandes quantités de métaux.

L'objectif du présent travail est de compléter et d'actualiser des travaux antérieurs déjà entamés sur la pollution métallique dans l'extrême ouest algérien, et de connaître le système de fonctionnement des estuaires qui ne sont malheureusement pas très développés dans notre pays.

Nous nous sommes intéressés à évaluer le degré de pollution métallique des eaux et des sédiments superficiels de l'estuaire de la Tafna, en étudiant cinq paramètres physicochimiques (la température de l'eau et de l'air, le pH, la conductivité électrique, la salinité et l'oxygène dissous) de l'eau, et à déterminer la distribution spatio-temporelle de huit métaux lourds (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn) dans l'eau et les sédiments durant la période allant d'octobre 2009 jusqu'en mars 2010. Elle est suivie par une étude de spéciation des métaux dans les sédiments en utilisant la méthode des extractions séquentielles du BCR afin d'évaluer la disponibilité de ces contaminants. L'évaluation des risques liés à une pollution métallique d'un sédiment ne dépend pas uniquement de la quantité totale du métal détectée dans le milieu mais de sa mobilité (**Campbell et Tessier, 1988; Tessier et al., 1990**).

Ce manuscrit s'organise principalement autour de quatre chapitres :

Le chapitre I est une étude bibliographique sur les métaux lourds, les estuaires, les sédiments et la spéciation.

Le second chapitre est consacré à la description du site d'étude.

Le troisième chapitre, présente la technique d'échantillonnage, de conservation et les protocoles expérimentaux de traitement des sédiments. Nous terminons cette partie par une description de la principale méthode d'analyse des métaux utilisée au cours de ce travail qui est la spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (SAAF).

Le dernier chapitre est essentiellement réservé aux résultats et discussions.

Enfin, tous les résultats sont récapitulés et leurs interprétations synthétisées dans une conclusion générale suivie de perspectives. Une conclusion achèvera ce mémoire.

Pour alléger la lecture du texte, les tableaux non indispensables à une bonne compréhension du mémoire, sont reportés en annexes.

Chapitre 1

SYNTHESE
BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. LES POLLUTIONS METALLIQUES :

I.1.1. Les sources de pollution :

Les activités anthropiques sont la source de nombreux polluants disséminés dans l'environnement. Les métaux lourds, incluant des métaux et des métalloïdes, font partie de ces polluants à risque de préoccupation prioritaire car ce sont des éléments très toxiques et non dégradables.

Les métaux lourds sont caractérisés par une masse volumique supérieure à 5-6 g/cm³. On appelle également parfois « métaux lourds » les métaux situés à partir de la quatrième période du tableau périodique — c'est-à-dire à partir du potassium. Néanmoins l'usage courant fait que cette dénomination assez floue implique une notion négative de toxicité (Duffus, 2002), ce qui n'est pas anodin puisque la majorité des métaux lourds sont toxiques. Mais c'est la raison pour laquelle des éléments tels que l'arsenic ou le sélénium, qui ne sont pas rigoureusement des métaux, sont tout de même inclus dans cette appellation (Miquel, 2001).

Les métaux lourds sont naturellement présents dans les roches ainsi que la couche terrestre en faibles concentrations (fond géochimique) (<100ppm dans les sols; (Sigg et al., 1992) (Tableau I.1 et I.2).

Tableau I.1 : Contenu des roches en métaux lourds (en ppm) (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Éléments	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches basiques	Roches intermédiaires	Roches acides	Roches argileuses sableuses	Grès	Carbonates
Cd	0,13-0,22	0,13	0,09-0,20	0,22-0,30	0,05	0,035
Co	35-50	1,0-10	1-7	11-20	0,3-10	0,1-3,0
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Hg	0,0x	0,0x	0,08	0,18-0,40	0,04-0,10	0,04-0,05
Mn	1200-2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Mo	1,0-1,5	0,6-1,0	1-2	0,7-2,6	0,2-0,8	0,16-0,40
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
V	200-250	30-100	40-90	100-130	10-60	10-45
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25

Tableau I.2: Concentrations de quelques métaux lourds dans la couche terrestre (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)
(Alloway et Ayres, 1993).

Métaux lourds	Couche terrestre
As	1,5
Cd	0,1
Co	20
Cu	50
Hg	0,005
Mn	950
Mo	1,5
Ni	80
Pb	14
U	2,4
Zn	75

Or, les sociétés industrielles, grandes productrices et consommatrices de métaux, relarguent dans l'environnement des quantités considérables de ces éléments toxiques, tels que Pb, Hg, Zn, Cd, Cu et Cr. Les principales sources de pollution anthropiques de ces métaux sont les activités industrielles, minières et agricoles mais aussi les quantités croissantes de déchets domestiques (Nriagu et Pacyna, 1988) (Tableau I.3).

Tableau I.3 : Les sources d'éléments en traces métalliques dans l'environnement (Dean et al., 1972; Martin et al., 1979; Ross, 1994; Baize, 1997; Gombert et al., 2005).

1. Mines et fonderies de métaux:
a) Terrils et résidus – contamination par lixiviation et érosion éolienne (As, Cd, Hg, Pb)
b) Résidus dispersés par les eaux – contamination des sols suite aux crues, inondations, etc. (As, Cd, hg, Pb)
c) Transport des minerais – (As, Cd, Hg, Pb)
d) Fonderie – contaminations dues aux poussières et aérosols (As, Cd, Hg, Pb, Sb, Se)
e) Industrie du fer et de l'acier (Cu, Ni, Pb)
f) Traitement des métaux (Zn, Cu, Ni, Cr, Cd)
2. Industrie:
a) Plastiques (Co, Cr, Cd, Hg)
b) Textiles (Zn, Al, Ti, Sn)
c) Microélectronique (Cu, Ni, Cd, Zn, Sb)
d) Traitement du bois (Cu, Cr, As)
e) Raffineries (Pb, Ni, Cr)
3. Retombées atmosphériques:
a) Sources urbaines/industrielles, dont incinérateurs et élimination des déchets (Cd, Cu, Pb, Sn, Hg, V)
b) Industries pyrométallurgiques (As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl, Zn)
c) Gaz d'échappements automobiles (Mo, Pb, V)
d) Combustion des carburants fossiles (dont les centrales énergétiques) (As, Pb, Sb, Se, U, V, Zn, Cd)
4. Agriculture:
a) Engrais (ex: As, Cd, Mn, U, V et Zn dans certains engrais phosphatés)
b) Lisiers (ex: As et Cu dans des lisiers de porcs et de volailles, Mn et Zn dans certains lisiers de ferme)
c) Chaulage (As, Pb)
d) Pesticides (Cu, Mn et Zn dans les fongicides, As et Pb utilisés dans les vergers)
e) Eaux d'irrigation (Cd, Pb, Se)
f) Corrosion des métaux (Fe, Pb, Zn)
5. Dépôts de déchets sur les sols:
a) Boues d'épuration (Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn)
b) Percolât des décharges (As, Cd, Fe, Pb)
c) Tas de ferrailles (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn)
d) Feux, cendres, etc. (Cu, Pb)

I.1.2. La pollution marine :

Par le jeu de la circulation hydrique à la surface des continents, les fleuves et les apports telluriques directs dus au ruissellement et au lessivage des terres émergées dans les zones côtières apportent de nombreux polluants dans les eaux littorales causant ainsi un grand problème environnemental qui est la pollution marine. (Ramade, 2000; Barbeault, 2003).

Selon le G.E.S.A.M.P (2001) [United Nations Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection] , la pollution marine est « *l'introduction directe ou indirecte par l'homme, de substances ou d'énergie dans le milieu marin (y compris les estuaires), lorsqu'elle entraîne des effets nuisibles, quelques dommages aux ressources biologiques, risque pour la santé humaine, entrave aux activités maritimes(y compris la pêche), altération de la qualité de l'eau de mer du point de son utilisation et dégradation de sa valeur d'agrément* ».

I.1.3. Etat de la pollution marine en Algérie:

Les côtes algériennes étaient considérées comme étant les plus poissonneuses au niveau de la méditerranée, le rendement de la pêche à diminué de près de 80% (C.N.R.S., 2000). C'est la première conséquence de la pollution marine.

Actuellement en Algérie, les principaux problèmes de pollution marine incluent les eaux usées urbaines et industrielles non traitées rejetées directement en mer, les nappes d'hydrocarbures de pétrole, l'érosion côtière et production de déchets dont la gestion n'a pas encore trouvé des solutions, et posent de sérieux problèmes environnementaux.

Les zones côtières préoccupantes sont (A.E.E, 2006) (figure I.1) :

- la baie d'Alger: eaux usées urbaines et industrielles, cadmium, cuivre, mercure, plomb et zinc dans les sédiments;
- Oran: eaux usées urbaines et industrielles (terminal et raffinerie pétroliers, tanneries);
- Skikda: eaux usées urbaines et industrielles (gaz naturel, production de mercure, terminal et raffinerie pétroliers, industrie chimique), métaux lourds;
- Annaba: eaux usées urbaines et industrielles (engrais, chrome);
- Ghazaouet: eaux usées urbaines et industrielles (zinc et acide sulfurique);
- Mostaganem: eaux usées urbaines et industrielles, plomb, mercure;

- Arzew: eaux usées urbaines et industrielles, gaz liquéfié, déversements d'hydrocarbures, engrais;
- Bejaia: eaux usées urbaines et industrielles (oléoduc).

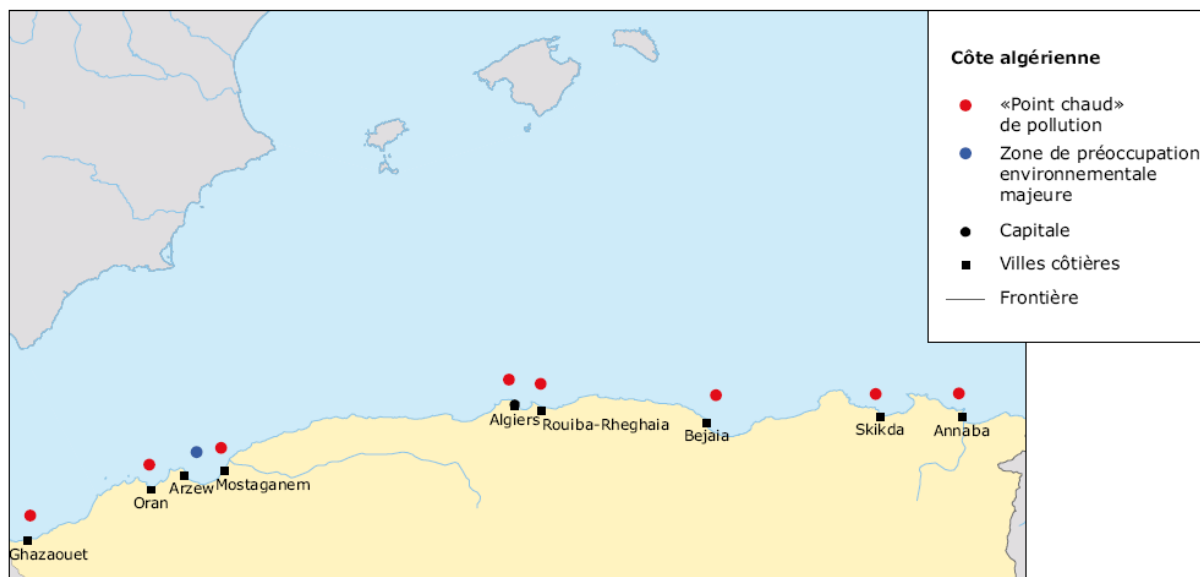


Figure I.1: Côtes algériennes avec les zones de préoccupation environnementale majeure et les «points chauds» de pollution (A.E.E, 2006).

I.1.4. La toxicité des métaux lourds :

Certains éléments présents à l'état de trace, sont essentiels pour les organismes vivants (Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, V, Mo, Se, Sn), mais l'augmentation de leur concentration peut aboutir à des phénomènes de toxicité. D'autres éléments ne produisent que des effets néfastes (Pb, Hg, Cd) (Bonnet, 2000). La toxicité des éléments métalliques vis-à-vis des organismes vivants dépend de leur nature, la concentration, le mode d'action, la spéciation et de leur biodisponibilité (Alzieu, 1999; Kribi, 2005).

La contamination des différentes espèces vivantes par des métaux lourds présents dans l'environnement se fait soit par inhalation, ingestion ou contact cutané. Leur accumulation dans le corps humain se fait en général par l'intermédiaire des aliments et de l'eau de consommation (Kieffer, 1991).

Le **tableau I.4** présente une synthèse des effets majeurs sur la santé humaine mis en évidence pour les éléments considérés.

Tableau I.4 : Principaux effets associés aux éléments listés (**Sparks, 1998; Ewers et Schilpkoter, 1991; INERIS, 2005**).

Elément	Effets
As	Toxique, possible cancérigène
Cd	Hypertension, dommages sur le foie, Affections respiratoires, troubles rénaux
Cr	Cancérigène sous forme de Cr(VI), troubles dermatologiques, anémie
Cu	Peu toxique envers les animaux, toxique envers les plantes et les algues à des niveaux modérés
Hg	Toxicité chronique et aiguë, Troubles du système nerveux (mémoire, fonctions sensorielles de coordination)
Ni	Maladies respiratoires, asthme, malformations congénitales, cancérigène
Pb	Toxique, troubles du système nerveux et cardiovasculaire, fatigue, cancérigène, affection du foie et des reins
Se	Essentiel à faibles doses, toxique à doses élevées
Zn	Toxique pour les végétaux à de fortes teneurs

I.2. LES ESTUAIRES:

I.2.1. Définitions:

L'estuaire est la débouchée d'un cours d'eau dans la mer qui représente un domaine intermédiaire où s'affrontent les influences marines et fluviales et constitue une catégorie originale de formes littorales. Il est caractérisé par la pénétration d'eaux, marines dans le cours aval des écosystèmes fluviaux (**Fairbridge, 1980**). Un estuaire est généralement divisé en trois parties (**Figure I.2**). Les limites de ces dernières varient selon les saisons, le temps et les marées (**Rossignol, 1998**).

- ✓ *L'estuaire marin*, en contact direct avec la mer,
- ✓ *L'estuaire intermédiaire*, constitué d'un mélange d'eau douce et d'eau fortement salée,
- ✓ *L'estuaire fluvial*, d'eau douce, soumis à l'action quotidienne de la marée.

Les estuaires sont des écosystèmes très favorables à la vie de nombreux animaux et de nombreuses plantes parce que ce sont des lieux de contact. Ils constituent une zone de transition pour les poissons, de même qu'une aire de repos et de nidification pour les oiseaux (Cameron et Pichard, 1963; Pirozzoli, 1993; Meire et al., 2005). Ces écosystèmes ont une très grande importance économique.

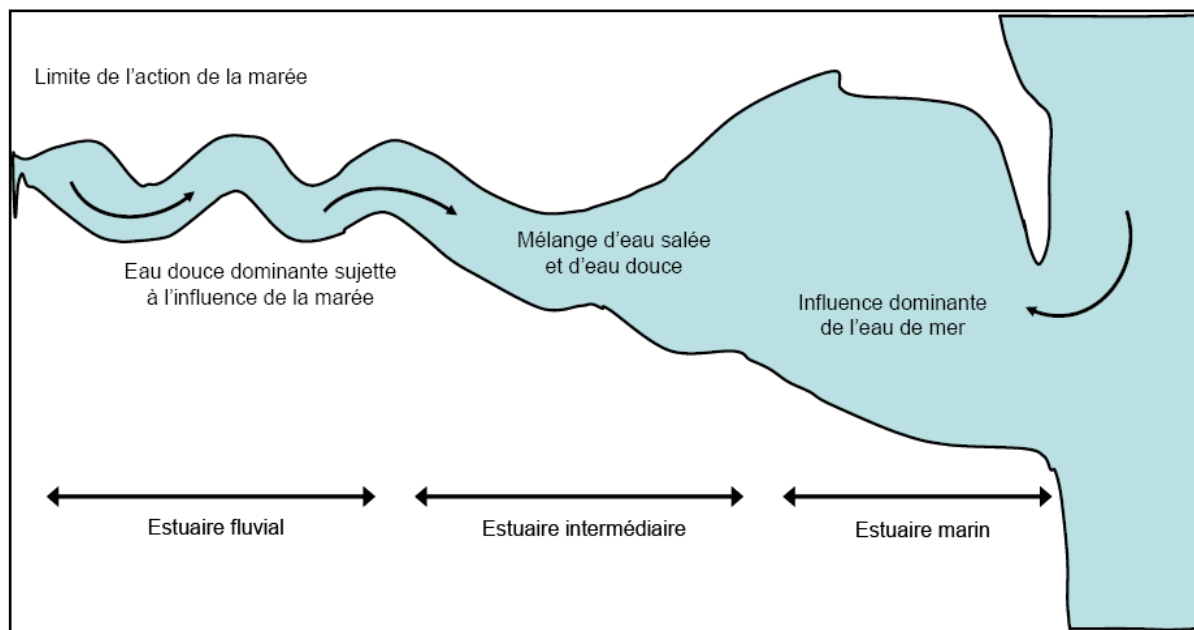


Figure I.2 : Différentes parties constituant un estuaire (Fairbridge, 1980).

I.2.2. Dépôt de sédiments dans les estuaires:

Les estuaires sont géologiquement jeunes: ils se sont formés à la suite de la fonte des glaciers pendant le quaternaire qui a entraîné l'augmentation du niveau de la mer, l'inondation des côtes et l'élargissement des lits des rivières (Paskoff, 1998).

Les estuaires constituent des milieux sédimentaires originaux. Aux matériaux qui y sont apportés par les fleuves s'ajoutent ceux qui y introduisent par la mer. Ainsi, ces écosystèmes se remplissent progressivement de sédiments. La plupart des sédiments apportés par les rivières dans les estuaires sont piégés à l'intérieur de l'estuaire sous forme de boue.

Le transport des sédiments est un phénomène primordial car la plus grande partie des sédiments provenant de la rivière se dépose dans l'estuaire, ce qui a tendance à en diminuer petit à petit la profondeur.

En se basant sur le transport des sédiments et les mélanges d'eaux estuariennes et marines, provenant de la mer et des rivières, plusieurs types d'estuaires peuvent être différenciés (Salomons et Forstner, 1984; Millward, 1995) (figure I.3).

I.2.2.1. Estuaire à coin salé :

Le fleuve dans ce cas a un débit possédant plus de force que la marée. Les grosses particules se déposent au fond et les autres sont transportées dans la mer où la floculation et la réduction des vitesses de courant entraînent un dépôt rapide. A la source de l'estuaire, une barrière de sédiments grossiers se construit et la ferme petite à petite.

I.2.2.2. Estuaire partiellement mélangé:

Dans ce type d'estuaires, les courants d'eau salée sont suffisamment forts pour déplacer les sédiments plus loin. Ceux qui proviennent de la rivière ont floculé au contact de l'eau d'une salinité supérieure. La turbulence et les fortes concentrations de sédiments en suspension favorisent alors la floculation des boues. Un mélange de sédiments marins et fluviaux est ensuite transporté vers le large jusqu'à l'endroit où le mélange eau douce et eau salée est suffisamment faible pour les laisser se déposer.

I.2.2.3. Estuaire bien mélangé:

Dans ce cas, la transition entre la mer et le fleuve est progressive. La salinité est pratiquement constante dans chaque section de l'estuaire.

Dans ce type d'estuaire, le dépôt dépend de l'hémisphère où nous nous trouvons. Au Nord, les sédiments marins tombent sur les rivages situés à gauche et à droite au niveau des rivières; au Sud, le phénomène est inversé.

I.2.2.4. Estuaire en zone aride:

Ce type d'estuaire est caractérisé par une évaporation à la source de l'estuaire et atteint des taux très importants et la salinité. Cette eau hyperchargée en sel atteint le large par le fond et est alors remplacée en surface par un écoulement côtier d'eau de mer.

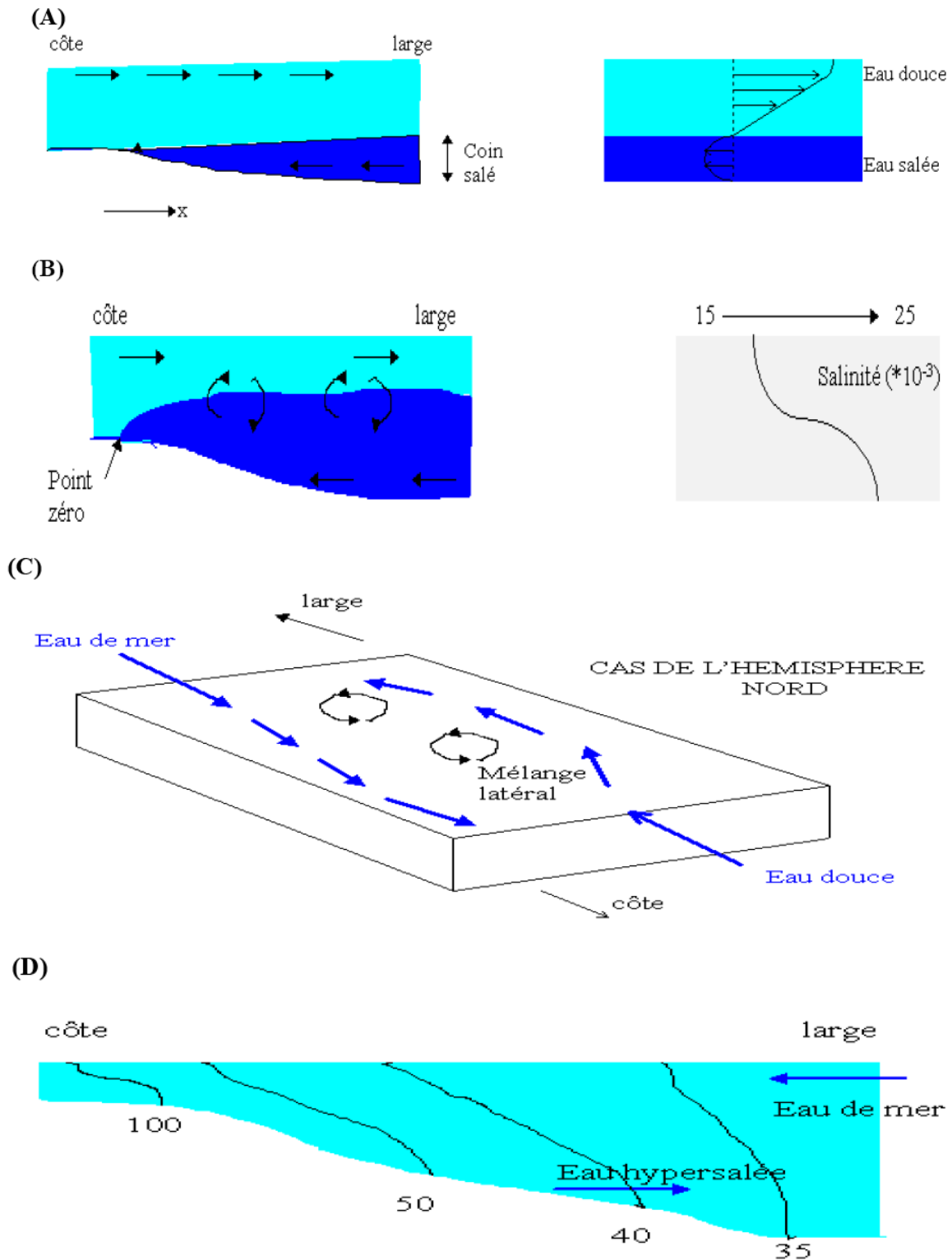


Figure I.3 : Différents types des estuaires : estuaires à coin salé (A), estuaires partiellement mélangés (B), estuaires bien mélangés (C) et estuaires en zone aride (D) (Salomons et Forstner, 1984).

I.2.3. Comportement des métaux dans les estuaires:

Les estuaires se caractérisent par des gradients physico-chimiques importants. Lors de leur transit dans les estuaires, les éléments métalliques sont donc susceptibles de subir des modifications importantes de leur forme chimique et du partage entre les phases dissoutes et particulaires. Ces modifications peuvent être examinées à l'aide d'un diagramme de mélange (**Boyle et al., 1974**). Celui-ci relie la concentration de l'élément à la salinité, laquelle quantifie les proportions du mélange eau douce-eau salée (**Waeles M., 2003**) (**figure I.4**).

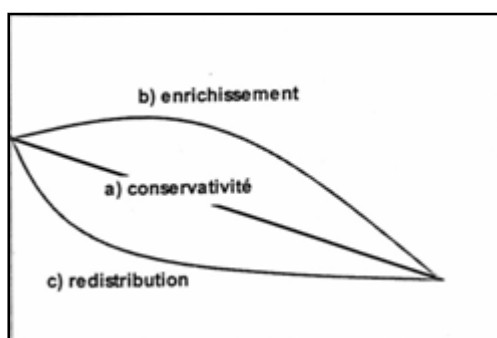


Figure I.4: Comportement en milieu estuarien (**Waeles M., 2003**).

Une courbe de mélange linéaire (type a) indique que l'élément possède un comportement conservatif dans l'estuaire. Lorsque le comportement de l'élément n'est pas conservatif, deux cas de figures peuvent alors se présenter. Dans le cas d'une courbe de (type b), il existe une addition (ou enrichissement) de R l'élément dans l'estuaire. Une addition de métal peut être due à une solubilisation des particules (**Zwolsman et Van Eck, 1993**), à une désorption de l'élément métallique à partir des particules en suspension (**Windom et al., 1983**), à une source industrielle locale ou encore à un apport par le sédiment (**Morris et al., 1982; Boutier et al., 1993**).

Dans le cas d'une courbe de (type c), il existe une redistribution de l'élément dans l'estuaire. Une redistribution du métal peut être liée à une adsorption de celui-ci sur les particules, à la précipitation de l'élément métallique ou encore à la floculation de la matière colloïdale (**Elbaz-Poulichet et al., 1984**).

Le comportement des éléments métalliques dans les principaux estuaires européens est présenté dans le **tableau I.5** (**Millward, 1995**).

Tableau I.5 : Comportement des éléments métalliques dans les principaux estuaires.

Estuaires	Elément	Comportement	Référence
Escaut	Mo, Ni, Se	Conservatifs	Bourg, 1988 Duinker et al., 1982
	Cd, Cu, Mn, Zn	redistribution à faible salinité, enrichissement à mi-estuaire	Bourg, 1988 Duinker et al., 1982
	Sb	Redistribution	Duinker et al., 1982
Gironde	Mn, Pb	Conservatifs	Kraepiel et al., 1997
	Cd, Cu, Ni, Zn	enrichissement	Kraepiel et al., 1997
	Fe	redistribution	Kraepiel et al., 1997
Rhin	Mo, Pb, Sb, Se, Zn	conservatifs	Bourg, 1988
	Mn	redistribution à faible salinité, enrichissement à mi-estuaire	Bourg, 1988
	Zn	conservatif ou redistribution	Bourg, 1988
Rhône	Cd, As, Cu, Ni, Pb	conservatifs	Elbaz-Poulichet et al., 1996
Seine	Cd, Cu, Ni, Zn	enrichissement	Chiffoleau et al., 1994
	Pb	redistribution à faible salinité	Chiffoleau et al., 1994
Severu	As, Cu, Ni, Zn	conservatifs	Apte et al., 1990
	Cd, Cr	enrichissement	Apte et al., 1990
Tamar	Al, Cd, Cu, Mn, Ni, Zn	redistribution à faible salinité,	Ackroyd et al., 1986

I.3. CARACTERISTIQUES CHIMIQUES DES SEDIMENTS:

I.3.1. Définition et origine:

Le sédiment est une matrice de matériels qui est composé des particules détritiques inorganiques ou organiques et relativement hétérogènes en termes de ses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques. A cause de leur rôle important dans l'accumulation et la mobilisation des éléments métalliques, les sédiments aquatiques sont de plus en plus reconnus comme des indicateurs de la pollution anthropique (Förstner, 1989; Bryan et Langston, 1992; Daskalakis et O'Connor, 1995; Salomons et Stigliani, 1995; Calamano et Förstner, 1996; Maanan, 2003).

Les métaux lourds qui sont fixés dans ce compartiment peuvent être utilisés via des processus chimiques et biologiques (Tessier et Campbell, 1987; Li et al., 2000). Avec une augmentation des apports anthropogéniques, les sédiments deviennent un réservoir de polluants (Burton, 1992; Izquierdo et al., 1997) agissant par la suite comme des sources des polluants dans le milieu (Tiller et al., 1989; Power et al., 1992; Millward et Glegg, 1997). Ainsi ces éléments peuvent être d'excellents marqueurs de l'origine du matériel dans lequel ils sont dispersés. La taille des particules est l'un des facteurs les plus significatifs influençant la capacité des sédiments pour concentrer les métaux.

On distingue 2 origines aux sédiments (Bertreau et al., 1993; Schneider, 2001) :

I.3.1. 1. Origine endogène :

Les particules proviennent de la production autochtone du milieu. Il s'agit de débris de macrophytes comme les plantes aquatiques, les cadavres de microphytes et d'animaux ;

I.3.1. 2. Origine exogène :

Il s'agit des particules qui sont issues du ruissellement des eaux ou bien transportées par les vents. D'origines naturelles ou anthropiques, elles proviennent de l'érosion des sols, de la décomposition de matière végétale, de l'apport de matière en suspension, de matières organiques, de nutriments ou de micropolluants en raison des rejets agricoles, industriels et domestiques.

Pour avoir une idée approximative sur la teneur de certains métaux dans les sédiments naturels non pollués, certains travaux ont donné des valeurs correspondantes aux différents types de sédiments (tableau I.6).

Tableau I.6: Teneurs naturelles en métaux traces dans le matériel sédimentaire, exprimées en (mg/kg).

Cd	Co	Cr	Cu	Fe*	Hg	Mn	Ni	Pb	Ti*	V	Zn	Références
0,3	-	90	45	47200	0,4	850	68	20	460 0	130	95	Sédiments vaseux Turekian et Wedepohl, 1961 in Förstner et Wittmann, 1979.
0,02	-	35	15	-	0,0 3	390	2	7	-	20	16	Sédiments sableux Turekian et Wedepohl, 1961 in Förstner et Wittmann, 1979
0,03 5	-	11	4	-	0,0 4	1100	20	9	-	20	20	Sédiments carbonatés Turekian et Wedepohl, 1961 in Förstner et Wittmann, 1979
-	-	100	100	48000	-	1050	90	150	560 0	170	35 0	Suspensions d'estuaires non pollués Martin et Meyberck, 1979
0,73	13, 7	84	47, 7	37400	0,8 1	495	32, 5	74,8	-	95	27 9	sédiments estuariens (IAEA-405) Coquery et al., 2000

- *Fe et *Ti : (g/kg)

I.3.2. Constitution des sédiments:

Les sédiments sont constitués de quatre éléments principaux (**Agence de l'eau, 2002**):

- La matrice minérale (quartz, feldspaths ou carbonates) ;
- La fraction argileuse (kaolinite, illite ou smectite) ;
- La fraction organique (débris végétaux, micro-organismes, acides fulviques et humiques) ;
- Une certaine quantité d'eau présente sous différentes formes.

Les argiles sont des silicates d'aluminium hydratés qui présentent une structure cristalline en feuillets, cette constitution permet l'hydratation des argiles. Ces dernières ont la propriété d'inter-réagir avec les espèces ioniques. En effet, les charges négatives des argiles sont neutralisées par des cations. Or, ces cations peuvent s'échanger avec ceux présents dans le milieu et notamment avec les métaux lourds: c'est le phénomène d'adsorption (**Meguellati, 1982**).

En ce qui concerne la matière organique, on retrouve dans les sédiments tous les composés organiques naturels, issus des végétaux, des algues et des animaux, ou bio synthétisés par la microflore, ainsi que les colloïdes humiques. La décomposition de ces matières est très lente (plusieurs centaines d'années). Les substances humiques colorent la vase en noir et interagissent avec la partie minérale. En général, la proportion massique de matière organique est de l'ordre de 2 à 10 % pour les sédiments des cours d'eaux et elle est constituée à 60% de composés humiques (**Schneider, 2001**).

Enfin, la nature de l'eau contenue dans les vases est appelée «eau interstitielle» Elle correspond à l'eau qui occupe l'espace entre les particules sédimentaires et représente une fraction importante du sédiment avec généralement plus de 50 % de son volume (**Förstner, 1987**).

I.3.3. Granulométrie des sédiments :

La distribution granulométrique d'un sédiment et plus globalement, de n'importe quel matériau, constitue son empreinte physique. Elle caractérise en effet la taille des particules constituant la phase solide du matériau. D'autre part, la répartition de fréquence de taille des grains explique la répartition des sédiments dans un milieu aquatique (**Scordia, 2008**). Les différentes classes granulométriques couramment utilisées sont présentées dans le **tableau I.7**.

Selon les régions géographiques, les sédiments peuvent avoir des granulométries très différentes. On distingue les argiles de taille inférieure à 2 μm , les limons de 2 à 50 μm et les sables de 50 μm à 2 mm (**Bonnet, 2000**).

Tableau I.7 : Le classement granulométrique des sédiments.

Taille	Dénomination
> 20 cm	Blocs
2 cm à 20 cm	Galets et cailloux
20 mm à 2 cm	Graviers
20 μm à 2 mm	Sables (grossiers et fins)
2 μm à 20 μm	Limons (ou silt)
< 2 μm	Vases, boues argileuses

I.3.4. Spéciation des métaux lourds dans les sédiments

Le terme spéciation fait référence aux formes spécifiques dans lesquelles un élément chimique se trouve dans une matrice (niveaux d'oxydation, forme organométalliques...). L'importance de la spéciation repose sur le fait que l'évaluation de la concentration totale n'est pas suffisante pour déterminer l'impact environnemental d'un métal. En effet, l'utilisation de la concentration totale comme critère d'évaluation des effets potentiels des sédiments contaminés sous-entend que toutes les formes d'un élément ont un même impact sur l'environnement, ce qui n'est pas réellement le cas (**Tessier et al., 1979; Tessier et Turner, 1995; Quevauviller et al., 1997**).

La spéciation des métaux lourds peut être étudiée par :

- La modélisation thermodynamique, mais qui souffre de manque de données (**Singh, 2005; Jain, 2004**).
- Les méthodes spectroscopiques : diffraction des rayons X, RMN, Microsonde, spectrométrie infra-rouge, XPS, EXAFS...)
- Les méthodes chimiques (extraction séquentielle).

La spéciation chimique (**Förstner, 1989**), dite extraction séquentielle, consiste à extraire les métaux des sédiments par lavages successifs avec des réactifs de forces croissantes et relativement spécifique des grands types de liaisons des polluants avec la matrice du sédiment, sol, particules, ect...). De nombreux schémas d'extractions sont proposés. Ils diffèrent principalement par la nature des réactifs et les durées d'extraction (**Nissenbaum, 1972; Förstner, 1977; Engler et al., 1977; Tessier et al., 1979; Meguellati, 1982; Salornons et Förstner, 1984 ; Ure, 1994; Campanella et al., 1995; Izquierdo et al., 1997; Rauret et al., 1999; Zoumis et al., 2001; Mossop, 2003; etc...**).

Le premier protocole, mis au point par **Tessier et al., (1979)**, était destiné à l'étude des sédiments. Son application a été élargie par la suite aux sols. Le protocole propose de faire l'extraction en cinq tapes pour distinguer l'élément se trouvant sous les formes dites : échangeable, liée aux carbonates, liée aux oxydes, liée à la matière organique et fraction résiduelle. Depuis, de nombreux auteurs (**Förstner et al., 1981; Shuman, 1985; Clevenger, 1990**) ont modifié ce protocole en échangeant le nombre des étapes ou les réactifs utilisés. Cela a eu pour conséquence l'obtention de résultats non comparables entre les différents laboratoires. Le BCR (Bureau Communautaire de Référence) a lancé un programme pour harmoniser les protocoles d'extractions séquentielles. Les résultats de ce programme ont été publiés par **Ure et al., (1993)**. Ils définissent le fractionnement en quatre étapes : La première fraction acido-soluble correspond à la fraction échangeable et liée aux carbonates ; la deuxième est la fraction réductible (liée aux oxydes) ; la suivante est la fraction oxydable (liée à la matière organique) et la dernière est la fraction résiduelle.

I.3.4.1. La fraction échangeable et acido-soluble :

Comme nous l'avons précisé précédemment, **Ure et al., (1993)** ont réuni les deux fractions échangeable et celle liée aux carbonates en une. Le réactif utilisé est l'acide acétique 0,11 M, qui permet à la fois de remplacer les ions échangeables et de dissoudre les ions précipités avec les carbonates.

I.3.4.2. Fraction réductible :

Cette fraction représente la quantité du métal principalement liée aux oxydes de fer, d'aluminium et de manganèse, faiblement cristallisés ou amorphes. Le principe des protocoles expérimentaux est la réduction des oxydes qui a pour but la libération des métaux liés. En pratique, tous les auteurs utilisent le réactif proposé par **Tessier et al., (1979)**, le chlorhydrate d'hydroxyle amine dans l'acide acétique à pH = 2. Cette méthode ne fait pas de différence entre les trois oxydes, mais nous pouvons retrouver d'autres protocoles qui permette cette distinction (**Shuman, 1985**).

I.3.4.3. La fraction oxydable :

Les métaux extraits dans cette fraction sont considérés comme liés à la matière organique. La liaison principale est la complexation. La méthode couramment employée (**Clevenger, 1990; Salomons et Förstner, 1980**) est l'oxydation de l'aliquote du sol à l'aide de l'eau oxygénée (8,8 M) à chaud, qui permet de détruire la matière organique et donc de relarguer les métaux fixés.

I.3.4.4. Fraction résiduelle :

Les métaux restants fixés après ces étapes d'extraction constituent la fraction résiduelle, formée essentiellement par des minéraux silicatés dans la structure cristalline peut contenir des métaux traces (principalement substitués dans les argiles). Pour déterminer la quantité fixée dans cette fraction, la digestion par des acides forts est utilisée. Cependant, il y a de nombreux auteurs (**Quevauviller et al., 1997; Belzile et al., 1989**) qui déterminent cette fraction par différence entre la quantité totale de métal et la somme des quantités extraites dans chaque fraction.

Chapitre II

DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE

II.1. CARACTERISATION DU SITE D'ETUDE :

A l'extrême ouest algérien, entre $35^{\circ}18'$ et $35^{\circ}16'$ latitude nord, $1^{\circ}30'$ et $1^{\circ}27'$ longitude ouest, se situe notre site d'étude qui correspond à l'estuaire de la Tafna localisé au niveau du littoral de Rachgoun (wilaya d'Ain Temouchent daïra Beni Saf commune de Oulhaça) (**figure II.1**).

D'après la direction de tourisme de la wilaya d'Ain Temouchent (**D.T.A.T, 2006**), l'estuaire de la Tafna subdivise la plage de Rachgoun en deux parties :

- Rachgoun rive gauche : long de 900 m commune Oulhaça « Rachgoun A »,
- Rachgoun rive droite : long de 800 m commune de Beni Saf « Rachgoun B appelée également Siga ».



Figure II.1: Carte de la situation géographique de l'estuaire de la Tafna (D.P.A.T, 2002).

II.2. HYDROLOGIE :

Le principal élément hydrologique dans notre site d'étude est l'Oued Tafna d'une superficie de 7245 km², et une longueur de 170 km. Son lieu d'émergence est la grotte de Ghar Boumaaza des monts de Tlemcen. Depuis sa source jusqu'à son embouchure viennent se jeter de nombreux sous affluents: Oued Isser, Sikkak, Mouilah et Oued Khemis) (**figure II.2**).

L'estuaire de la Tafna, présente une largeur du lit importante, une pente très faible, une profondeur moyenne de 2 m environ, les eaux sont mal oxygénées et les fonds sont vaseux (Yadi B., 1991) (**figure II.3**).

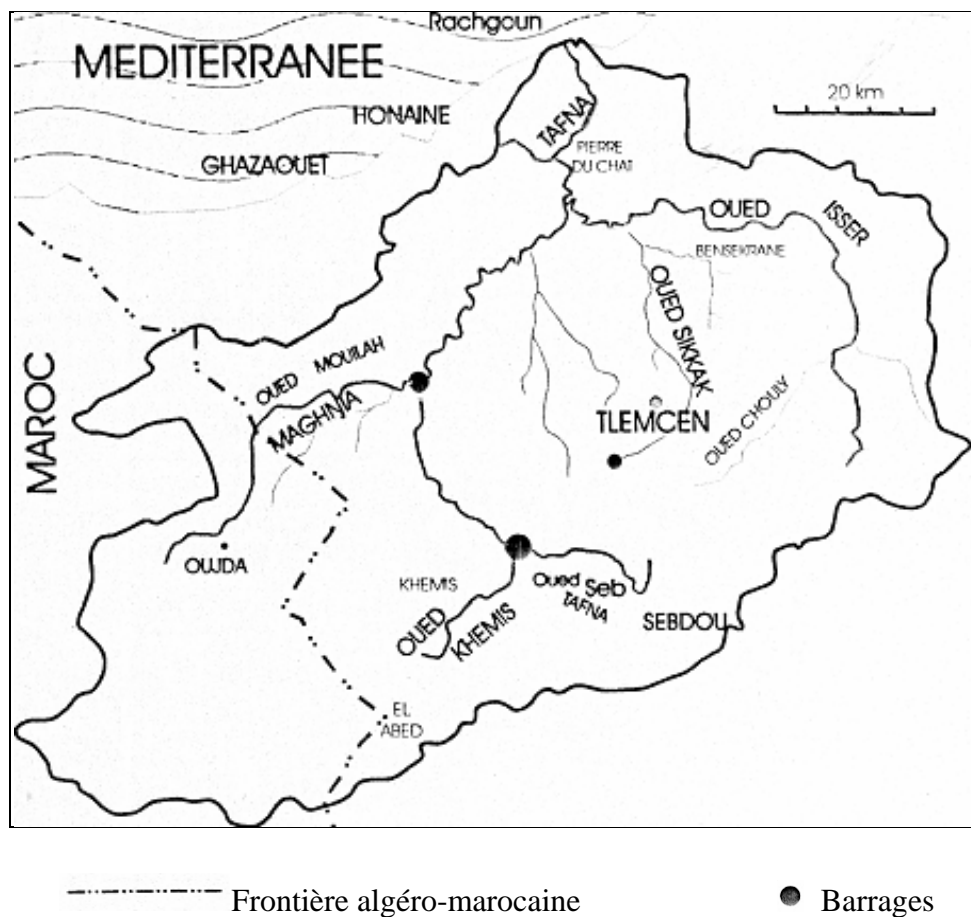


Figure II.2 : Le bassin versant de la Tafna (**Dali youcef, 2005**).



Figure II.3 : L'embouchure de l'Oued de la Tafna au niveau de Rachgoun
(Photo Fellah, 2010).

II.3. GEOLOGIE :

Les terrains de la basse Tafna sont d'origine sédimentaire et entrent dans le cadre des alluvions (**Tinthoin, 1948**). Ces sols sont composés de sables littoraux provenant de la mer, d'alluvions fluviales et fluviomarines, limoneux ou argileux (**Babinot, 1982**) et ils sont caractérisés à la fois par des terrains tertiaires et par des tufs basaltiques, des volcans récents qui s'étalent de part et d'autre de l'embouchure (**Gentil, 1903**) (**figure II.4**).

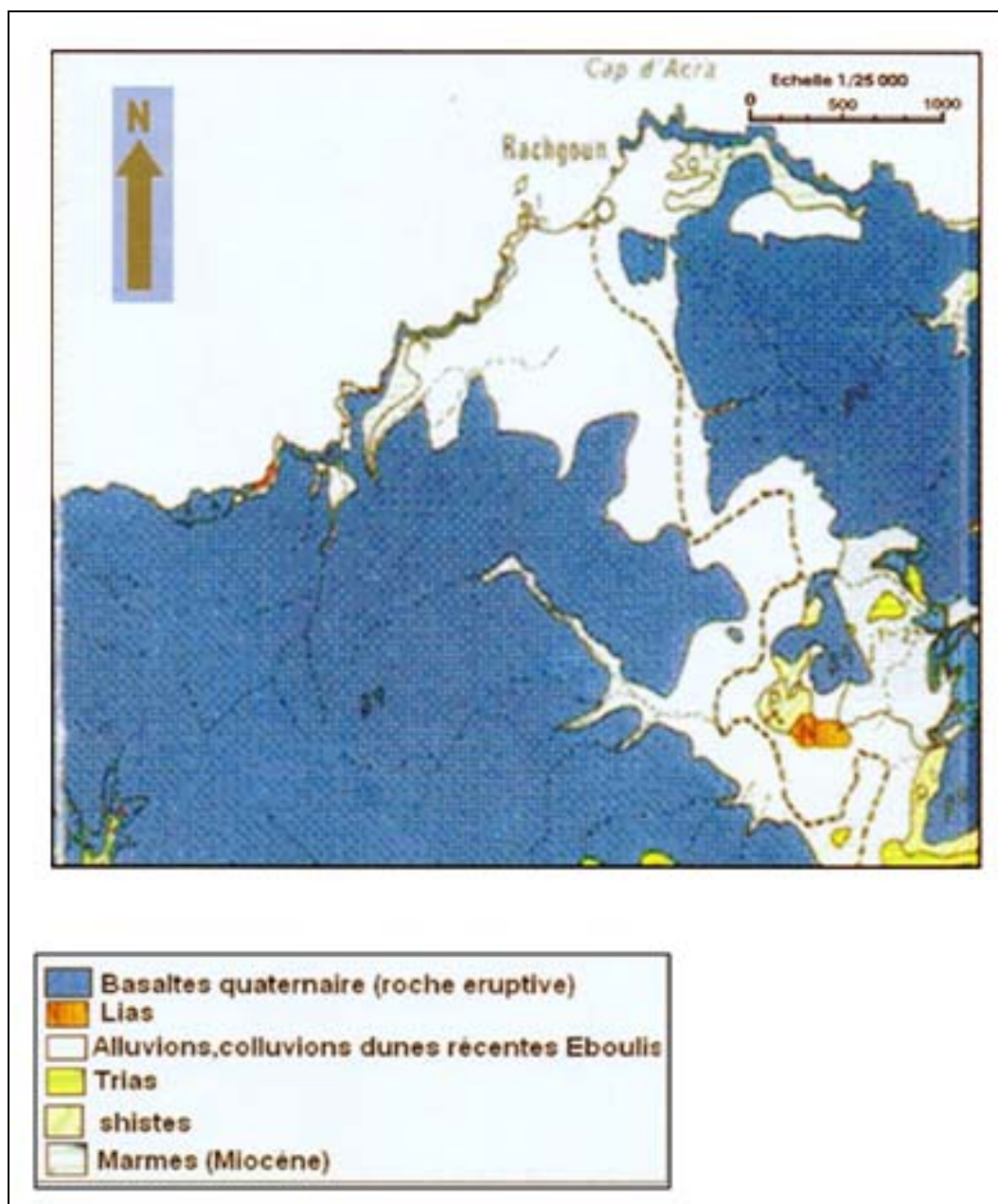


Figure II.4 : Carte géologique de Rachgoun d'après (Gouardia, 1976).

II.4. BIOCLIMATOLOGIE :

Le climat joue un rôle fondamental dans la répartition et la vie des êtres vivants (Guyot et Mamy, 1999). Il se définit par l'action combinée de plusieurs facteurs, la température, les précipitations, l'humidité, l'évaporation, le vent, la lumière et la pression atmosphérique. Il varie en fonction du relief (altitude) et l'éloignement par rapport à la mer (Claude et al., 1998; Ramade, 2003). La température et la pluviosité sont les deux éléments principaux du climat (Dajoz, 2006).

Le climat du bassin de la Tafna s'apparente au climat de l'Afrique du nord (**D.H.A.T, 2005**), donc le climat général de la région est de type méditerranéen (**Dajoz, 1976**), ce dernier se caractérise par des saisons estivales chaudes et sèches et des saisons hivernales froides et pluvieuses (**Emberger, 1955**).

Les données climatiques du site nous sont fournies par l'office national de la météorologie (**O.N.M**) de Beni Saf. Les paramètres climatiques retenus sont les précipitations, les températures.

II.4.1. Les paramètres climatiques :

II.4.1.1. Les précipitations:

La pluviométrie constitue un facteur écologique fondamental, non seulement pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres mais aussi pour certains écosystèmes aquatiques (**Ramade, 2003**). Elle est considérée comme un facteur bénéfique pour l'abaissement des niveaux de la pollution (**Chovin et Roussel, 1973**).

L'examen du **tableau II.1** illustre les moyennes mensuelles des précipitations de la période allant de 1999 à 2008, et permet de retenir les caractéristiques suivantes :

- L'irrégularité des précipitations d'une année à une autre avec un maximum de 435 mm enregistré en 2003, et un minimum de l'ordre 248 mm marqué en 2000.
- L'irrégularité pluviométrique est également mensuelle, car l'analyse des moyennes mensuelles (**figure II.5**) montre clairement la diminution progressive des précipitations durant la période estivale, le mois de novembre est le plus humide avec une moyenne de 78.3 mm; par contre le mois de juin reste le plus sec avec 1.4 mm.

Tableau II.1 : Précipitations moyennes mensuelles de la région de Rachgoun pendant la période (1999 - 2008) exprimées en (mm) (O.N.M de Beni Saf).

Mois Année	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	total
1999	51	66	42	0	1	0	0	0	27	23	117	52	379
2000	0	0	2	35	13	0	0	4	25	86	59	24	248
2001	26	54	6	5	12	0	0	0	9	11	159	3	285
2002	3	6	25	66	31	1	0	40	0	24	123	12	331
2003	93	107	25	22	16	3	2	0	0	32	56	79	435
2004	33	9	49	27	48	8	2	0	0	69	30	90	365
2005	23	68	32	21	3	1	0	0	4	24	62	33	271
2006	70	115	22	16	31	1	61	0	7	9	10	76	418
2007	53	66	23	59	3	0	0	1	21	101	90	17	434
2008	26	27	12	9	19	0	8	0	20	105	77	30	333
Moyenne	37.8	51.8	23.8	26	17.7	1.4	7.3	4.5	11.3	48.4	78.3	41.6	349.9

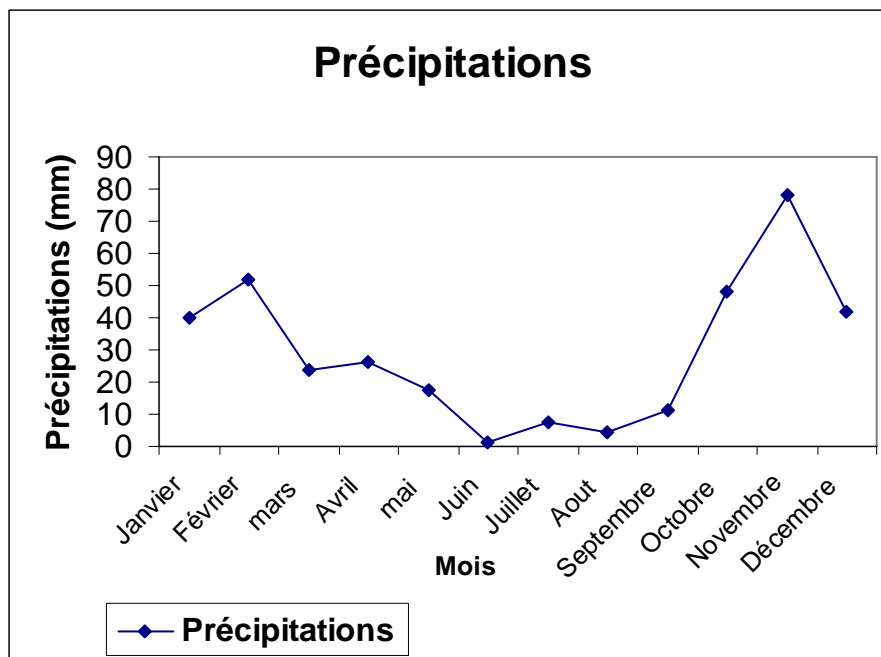


Figure II.5 : Les variations mensuelles moyennes des précipitations de la région de Rachgoun pendant la période (1999 - 2008) exprimées en (mm) (**O.N.M de Beni Saf**)

II.4.1.2. Les températures:

La température est un élément vital (**Estienne et Godard, 1970**). Elle influe sur la densité de l'eau et joue un rôle primordial dans les phénomènes de stratification, des lacs et des mers (**Gaujous, 1995**).

Nous avons pris la température moyenne « **T** », les moyennes des maximums « **Max** » et les moyennes des minimums « **Min** ».

Le **tableau II.2** représente les températures moyennes mensuelles de la période allant de 1999 à 2008 dans la région de Rachgoun, où les variations des températures déterminent deux saisons l'une modérément froide et l'autre chaude.

Nous avons pris la température moyenne « **T** », les moyennes des maximums « **Max** » et les moyennes des minimums « **Min** ».

La **figure II.6** montre les oscillations des trois types de température durant la période (1999 - 2008), ils semblent suivre le même tracé avec un maximum au mois d'août avec une valeur de 29.06 °C et un minimum de 8,22 °C au mois de janvier.

Tableau II.2 : Températures moyennes minimales et maximales en (°C) de la région de Rachgoun pendant la période (1999 - 2008) (O.N.M de Beni Saf).

Mois Année	T°C	Janvi er	Févr er	mars	Avril	mai	Juin	Juillet	Août	Septe mbre	Octobr e	Novem bre	Décem bre
1999	Max	16	15.2	17.3	21	23.2	26	28.8	28.7	27.4	24.3	18.4	16.1
	Min	10.2	9.7	12.2	14.3	17.6	20.2	22.8	24.1	21.2	18.7	12.8	10.9
	T	13.1	12.4	14.7	17.6	20.4	23.1	25.8	26.4	24.3	21.5	15.6	13.5
2000	Max	14.8	18.2	19.2	19.8	22.8	26	28.3	28.5	25.9	21.9	19.5	18.7
	Min	8.4	11.3	11.9	13	17.2	19.9	22.4	22.4	20.6	16.1	13.6	12.7
	T	11.6	14.7	15.55	16.4	20	22.9	25.3	25.4	23.2	19	16.5	15.7
2001	Max	17.5	17.3	21.7	21.1	22.3	28.7	28.5	28.8	27.2	25	18	16.1
	Min	11.8	10.7	14.6	19.3	15.8	20.4	21.8	23	21	19.1	12.7	10.3
	T	14.6	14	18.5	20.2	19	24.5	25.1	25.9	24.1	22	15.3	13.2
2002	Max	16.4	17.7	19.3	20.6	22.8	25.4	28	28.6	26.7	22.5	20.1	18.6
	Min	9.8	11.1	12.3	13.4	16.1	19.5	21.8	22.5	20.9	16.7	14.9	13
	T	13.1	14.4	15.8	17	19.4	22.4	24.9	25.5	23.8	19.6	17.5	15.8
2003	Max	15.6	15.7	18.9	16.1	22.9	28	30.2	31	27.4	24.6	19.9	16.8
	Min	9.7	9.9	12.6	13.3	16.1	21.1	23.9	24.4	20.9	18.3	13.7	10.7
	T	12.6	12.8	15.75	14.7	19.5	24.5	27	27.7	24.1	21.45	16.8	13.7
2004	Max	17.2	17.1	18	19.7	21.3	26.8	28.8	30.3	29.2	15.2	18.6	16.5
	Min	11	11.6	11.5	12.8	14.7	19.9	22.2	23.6	21.5	18.6	12.4	10.4
	T	14.1	14.3	14.75	16.2	18	23.3	25	26.9	25.3	21.9	15.5	13.4
2005	Max	20	19.7	19.6	19.9	26.8	26	30.2	27.1	29.9	22.2	25.2	21
	Min	1.2	3.7	9.8	12.1	18.4	20.3	23.1	24.2	21	18.2	9	6.6
	T	9.4	11.7	14.7	16	22.6	23.1	26.6	25.6	25.45	20.35	17.1	13.8
2006	Max	12.3	15.8	18.5	21.2	23	25.2	30	29.2	27.1	25.2	22.1	16.9
	Min	9.1	9.5	12.2	16	17.1	19.1	22.6	22.5	20.7	18.7	15.9	11.2
	T	10.7	12.6	15.35	18.8	20	22.15	26.3	25.8	23.9	21.9	19	14
2007	Max	16.7	17.6	17.9	18.7	23.7	25.6	28.3	28.5	29.7	23.2	19.6	17.1
	Min	9.7	12.5	11.2	13.2	16.6	19.3	21.9	22.3	20.5	17.3	12.9	10.3
	T	13.2	15	14.5	16	20.1	22.4	25.1	25.4	25.1	20.2	16.2	13.7
2008	Max	17.2	17.8	18.7	22.3	22.5	25.9	29.1	29.9	27.5	23.2	18.2	19.2
	Min	10.4	11.2	12.1	14	16.4	19.3	23.1	23.5	21.4	17.5	11.8	9.6
	T	13.8	14.5	15.4	18.1	19.4	22.6	26.1	26.7	24.4	20.3	15	14.4
Moyenne	Max	16.37	17.21	18.91	20.04	23.13	26.36	29.01	29.06	27.8	23.73	19.96	17.7
	Min	8.22	10.12	12.04	14.14	16.6	19.9	20.38	23.25	20.97	17.92	12.92	10.57
	T	12.62	13.64	15.5	17.1	19.84	23.09	25.7	26.13	24.36	20.8	16.4	14.1

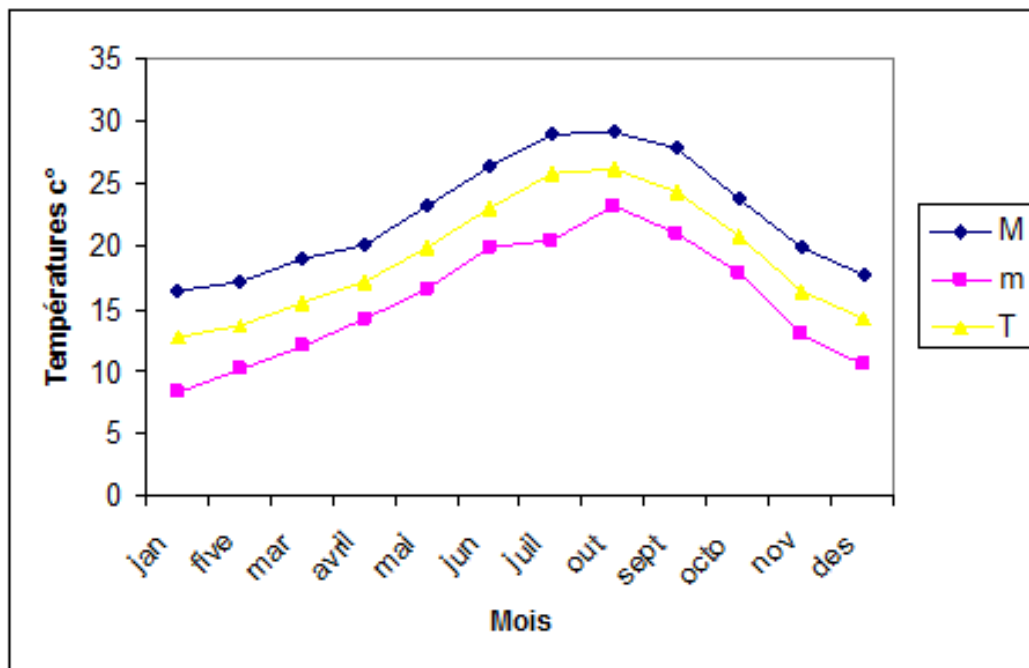


Figure II.6: Les variations mensuelles des températures (°C) de la région de Rachgoun pendant la période (1999 - 2008) (O.N.M de Beni Saf).

II.4.2. Synthèses bioclimatiques:

L'étude synthétique du climat permet d'avoir un aperçu général sur le type du climat de la région. Cette synthèse bioclimatique porte sur deux paramètres qui sont : les températures et les précipitations dont le but est de déterminer :

- Grâce au quotient pluviothermique d'**Emberger (1955)**, la situation bioclimatique du site d'étude.
- Grâce au diagramme ombrothermique de **Bagnouls et Gausson, (1953)**, la durée de la période estivale.

II.4.2.1. Quotient d'Emberger (1955) :

En 1955, Emberger proposait de définir des sous-classes dans le bioclimat méditerranéen sur la base de l'humidité globale du climat et sa rigueur hivernale. Cela est caractérisé par le quotient pluviothermique Q_2 (Emberger, 1955; Emberger, 1971; Dajoz, 1976) :

$$Q_2 = \frac{100p}{M^2 - m^2}$$

Avec :

- P : précipitation moyenne annuelle (mm).
- M : Moyenne des maximums du mois le plus chaud (°C).
- m : Moyenne des minimums du mois le plus froid (°C).

Après le calcul de Q_2 (tableau II.3), la lecture du climagramme pluviothermique montre que notre site d'étude se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver chaud (figure II.6).

Tableau II.3 : Synthèse des données climatiques de la station de Rachgoun (O.N.M de Beni Saf).

Site	Période	P (mm)	M (°C)	m (°C)	Q_2
Rachgoun	1999 – 2008	349,9	29,06	8,22	45,03

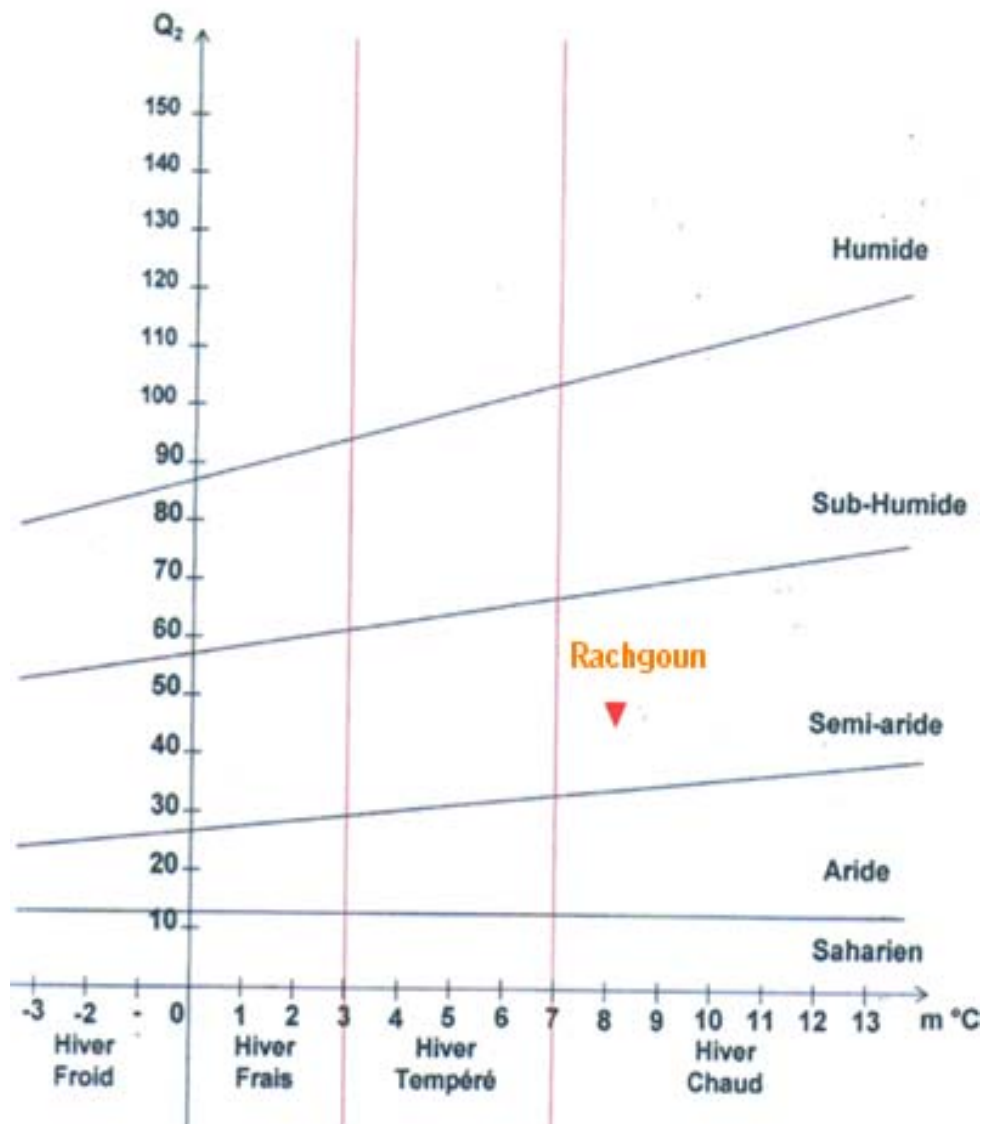


Figure II.7 : Climagramme pluviothermique d'Emberger (Dajoz, 1976).

II.4.2.2. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1953):

Le diagramme ombrothermique établi par **Bagnouls et Gaussen (1953)**, permet de représenter la durée de la période sèche en s'appuyant sur la comparaison des moyennes mensuelles des températures en (°C) avec celles des précipitations en (mm); en admettant que le mois est sec lorsque $(2T \geq P)$ (**Dajoz, 1996**).

Quand la courbe des précipitations passe au dessous de celle des températures la période qui s'étend entre les abscisses des points d'intersection des deux courbes correspond à la durée de la saison sèche. Sa durée est traduite par la surface comprise entre les deux courbes pendant cette période.

Le diagramme ombrothermique (**figure II.8**) révèle la présence d'une période sèche qui s'étend du mois de mars jusqu'au mois d'octobre (7mois).

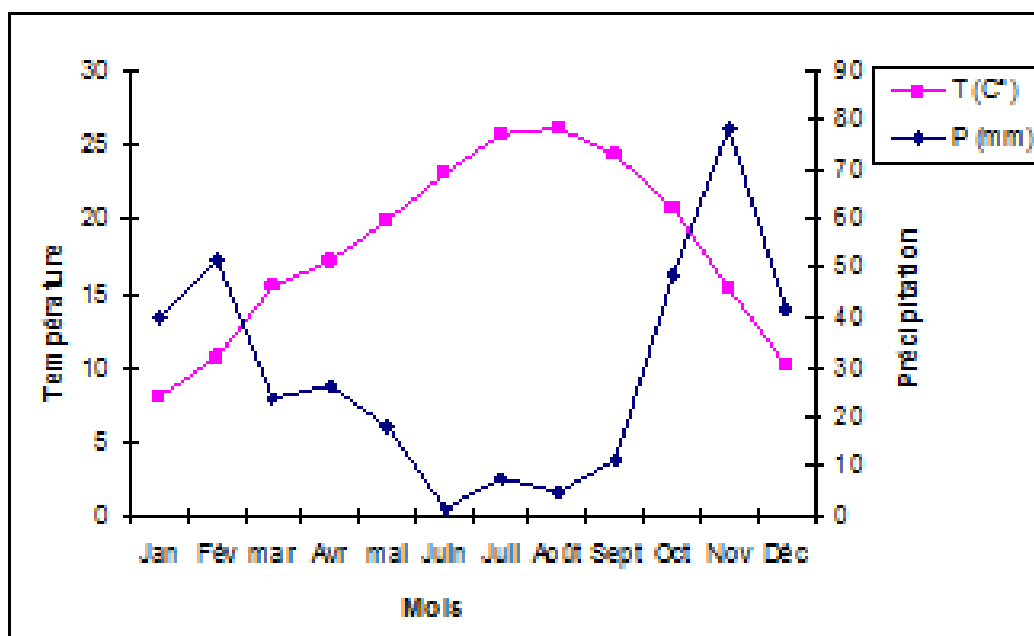


Figure II.8 : Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1953) de la période (1999 - 2008) (O.N.M de Beni Saf).

La zone de Rachgoun a été déclarée zone d'expansion touristique (**ZET**) conformément au décret 88-232 du 5 novembre 1988. Ceci est censé privilégier une urbanisation dédiée au développement touristique.

Rachgoun, devenue station balnéaire offre un bon exemple du développement touristique algérien: plus de 1 500 000 estivants ont fréquenté ses plages entre juin et octobre 2008 selon les données avancées par la Direction du tourisme, soit le quart de la fréquentation totale du littoral d'Ain Témouchent (**Direction du tourisme, 2008**).

III.1. L'ECHANTILLONNAGE :

L'échantillonnage se définit comme une procédure dans laquelle une portion de substance, de matériau ou de produit est prélevée pour fournir un échantillon représentatif de l'ensemble pour les besoins de l'analyse.

L'échantillonnage ayant en général un but bien précis, la stratégie de prélèvement doit toujours être adaptée aux objectifs de l'étude.

III.1.1.Choix des points de prélèvement :

Les échantillons ont été prélevés sur quatre points choisis; après une série d'observations et de prospection du site étudié:

- en fonction de leur position par rapport à l'embouchure ainsi d'une décharge sauvage à proximité de cette dernière ;
- sur leur accessibilité et leur représentativité du milieu en rapport avec les différentes sources de pollution d'origine domestique, industrielle et agricole ou les agglomérations urbaines,...etc;
- afin de couvrir les principaux secteurs potentiellement soumis à des pollutions ou à des perturbations ;
- afin d'évaluer l'effet du milieu environnant sur la teneur en contaminant des sédiments aquatiques et la laisse de crues.

La carte des points étudiés est donnée dans la **figure III.1.**

- A : Le point A se situe sur la partie estuarienne la plus influencée par la mer ;
- B : situé à 100 m du point A ;
- C : situé à 200 m du point A (A proximité de la décharge sauvage). Sa prospection permet de voir l'influence des rejets domestiques et des déchets ménagers sur la qualité des eaux de l'estuaire ;
- D : Situé à 400 m de point A.

Il est important de signaler qu'exceptionnellement pour les analyses réalisées sur les échantillons d'eaux, -nous nous sommes limités sur deux points de prélèvements notés A-B (moyenne entre A et B) et C-D (moyenne entre C et D), afin d'obtenir des variations acceptables utiles pour les interprétations.

II.5. ASPECT ENVIRONNEMENTAL :

Le littoral de Rachgoun constitue un réceptacle privilégié pour tous les apports en polluants provenant d'Oued Tafna issus de tous les organismes : urbains, agricoles et industriels. Ces rejets s'ajoutent aux eaux drainées par le bassin versant et les affluents dans l'estuaire. Durant notre étude, le contact entre l'Oued et la mer a eu lieu depuis décembre 2009 jusqu'au mars 2010 (**figure II.9**).

Dans notre site d'étude, on estime le volume d'eau usée rejetée directement en mer est de 259 m³ par jour avec un pic estival de 1036 m³ par jour et une production de déchets solides de 0,5 tonnes par jour avec un pic estival de 2 tonnes par jour (**D.H.A.T, 2005**).

L'agglomération de Rachgoun est située sur la rive droite de l'Oued Tafna présentant un plan d'occupation du sol d'une superficie de 37 hectares. La rive gauche présente un plan d'occupation du sol de 42 hectares, où l'essentiel des aménagements sont situés dans la bande des 300 mètres du littoral (**D.ENV.A.T, 2006**).



Figure II.9: Le contact entre l'Oued et la mer (26-12-2009)
(Photo Fellah, 2010)

La zone de Rachgoun a été déclarée zone d'expansion touristique (**ZET**) conformément au décret 88-232 du 5 novembre 1988. Ceci est censé privilégier une urbanisation dédiée au développement touristique.

Rachgoun, devenue station balnéaire offre un bon exemple du développement touristique algérien: plus de 1 500 000 estivants ont fréquenté ses plages entre juin et octobre 2008 selon les données avancées par la Direction du tourisme, soit le quart de la fréquentation totale du littoral d'Ain Témouchent (**Direction du tourisme, 2008**).

Chapitre III

MATERIEL ET METHODES

III.1. L'ECHANTILLONNAGE :

L'échantillonnage se définit comme une procédure dans laquelle une portion de substance, de matériau ou de produit est prélevée pour fournir un échantillon représentatif de l'ensemble pour les besoins de l'analyse.

L'échantillonnage ayant en général un but bien précis, la stratégie de prélèvement doit toujours être adaptée aux objectifs de l'étude.

III.1.1.Choix des points de prélèvement :

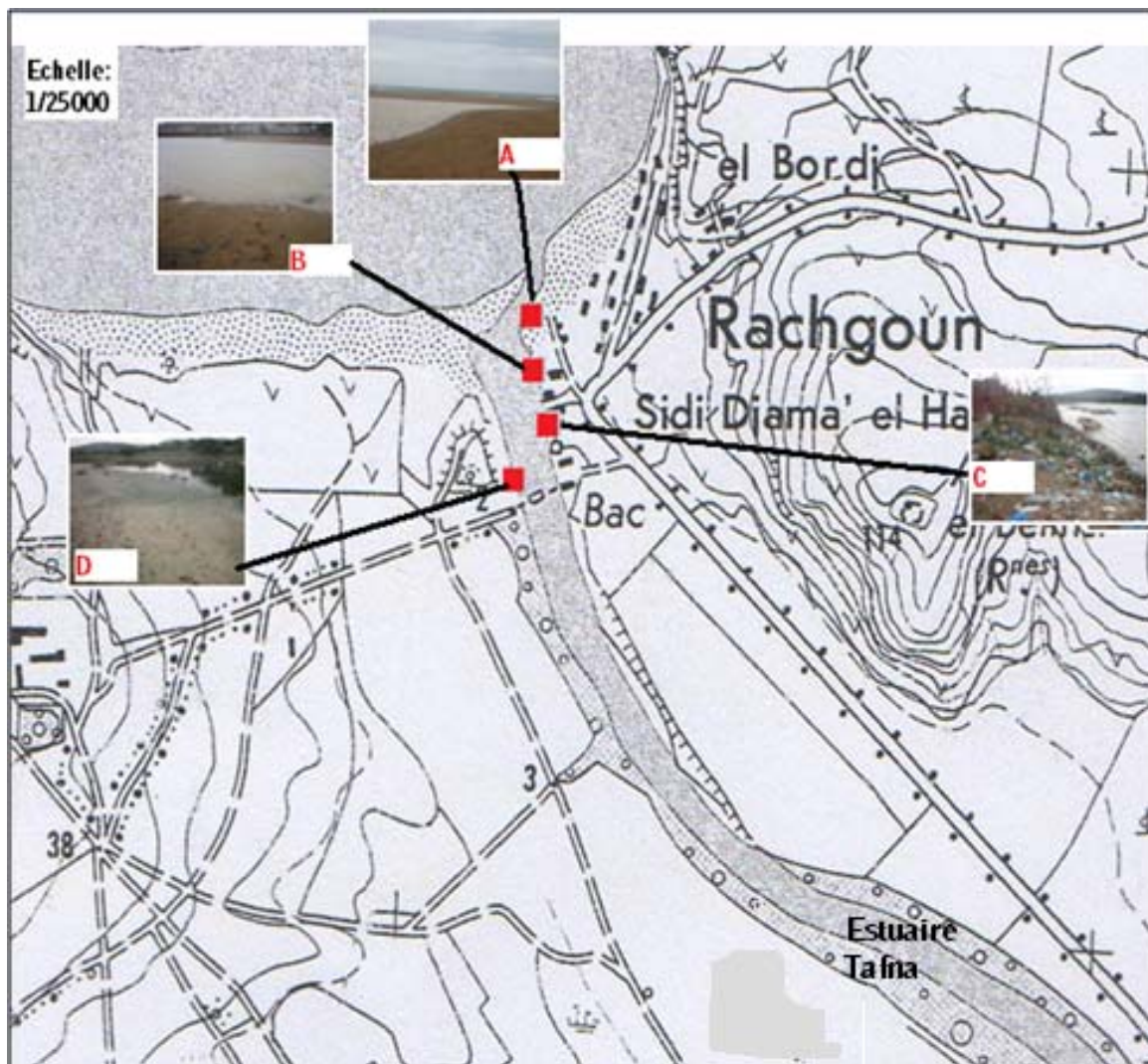
Les échantillons ont été prélevés sur quatre points choisis; après une série d'observations et de prospection du site étudié:

- en fonction de leur position par rapport à l'embouchure ainsi d'une décharge sauvage à proximité de cette dernière ;
- sur leur accessibilité et leur représentativité du milieu en rapport avec les différentes sources de pollution d'origine domestique, industrielle et agricole ou les agglomérations urbaines,...etc;
- afin de couvrir les principaux secteurs potentiellement soumis à des pollutions ou à des perturbations ;
- afin d'évaluer l'effet du milieu environnant sur la teneur en contaminant des sédiments aquatiques et la laisse de crues.

La carte des points étudiés est donnée dans la **figure III.1.**

- A : Le point A se situe sur la partie estuarienne la plus influencée par la mer ;
- B : situé à 100 m du point A ;
- C : situé à 200 m du point A (A proximité de la décharge sauvage). Sa prospection permet de voir l'influence des rejets domestiques et des déchets ménagers sur la qualité des eaux de l'estuaire ;
- D : Situé à 400 m de point A.

Il est important de signaler qu'exceptionnellement pour les analyses réalisées sur les échantillons d'eaux, -nous nous sommes limités sur deux points de prélèvements notés A-B (moyenne entre A et B) et C-D (moyenne entre C et D), afin d'obtenir des variations acceptables utiles pour les interprétations.



■ Points de prélèvement

Figure III.1 : Localisation des points étudiés (tirée de la carte topographique de Beni Saf {feuille 5-6}).

III.1.2.Choix des échantillons:

Notre étude a été portée sur deux compartiments du milieu estuarien à savoir les eaux et les sédiments superficiels estuariens. Ces derniers représentent d'excellents réservoirs ou puits de polluants chimiques, en particulier les métaux lourds (**Förstner et Wittmann, 1981; Boucheseiche et al., 2002**).

III.1.3.Choix des contaminants :

Le choix des métaux lourds étudiés a été fait en prenant en considération leur probable présence sur le site d'après divers travaux réalisés sur le site, ainsi les possibilités d'analyses permises au laboratoire de l'usine d'ALZINC à Ghazaouet, au sein duquel nous avons effectués nos différents dosages par un spectrophotomètre d'absorption atomique (SAA).

En considérant ces paramètres, huit métaux ont été retenus pour notre étude à savoir le cadmium, le cobalt, le chrome, le cuivre, le fer, le manganèse, le plomb et le zinc.

III.1.4.Paramètres physicochimiques :

La connaissance du milieu à travers les mesures de ses caractéristiques physico-chimiques est particulièrement indispensable à toute étude écologique (**Chardy, 1970**). Les caractères propres aux écosystèmes côtiers (estuariens en particulier) résultent de l'interaction directe ou indirecte de facteurs climatiques, hydrologiques et édaphiques qui définissent en grande partie l'environnement aquatique dans ses dimensions physico-chimiques.

Les paramètres physico-chimiques étudiés sont : la température de l'air et de l'eau, le pH, la conductivité électrique, la salinité et l'oxygène dissous. Et sont décrits ci-après.

III.1.4.1. La température :

La température est l'un des premiers facteurs qui contrôlent l'essentiel des activités biologiques et écologiques des êtres vivants. Elle agit sur le pH, la densité, la solubilité des gaz dans l'eau (en particulier celles de l'oxygène et du CO₂) et sur les réactions chimiques et biochimiques (**Bremond et Perrodon, 1979**).

Une température élevée accélère ces réactions et augmente la consommation d'oxygène dissous par les microorganismes (**Aminot et Chaussepied, 1983**), peut favoriser l'adsorption des micropolluants, notamment les métaux lourds, favorise l'autoépuration, accroît la vitesse de sédimentation et accélère les réactions biologiques du milieu aquatique en entraînant une diminution de la teneur en oxygène dissous (**Rodier, 1996; Boussalwa et al., 2000**). La température est, par suite, l'élément de base de toutes les réactions chimiques. C'est un facteur essentiel dans le contrôle de tous les paramètres physicochimiques d'un écosystème donné. Elle intervient dans certaines réactions d'échanges entre l'eau et les sédiments (**Gaujous, 1995**).

III.1.4.2. Le pH (potentiel d'hydrogène) :

Le pH dépend d'un très grand nombre de facteurs élémentaires pour qu'on puisse lui attribuer une importance écologique propre au même titre que celle de la température de l'eau. En effet ce paramètre dépend de l'origine des eaux, la nature pétrographique des terrains traversés, la température et l'assimilation chlorophyllienne et la respiration des organismes (**Vivier, 1964; Ottman, 1965; Dussart, 1966; Nisbet et Verneaux, 1970;**). Des pH faibles augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique, ou alcalins dans les aquifères calcaires (**Barnabé, 1991; Rodier, 1996**). Les variations du pH suivent celles de la température, la salinité et l'oxygène dissous (**Ottman, 1965**). En milieu estuarien ou côtier, certains rejets industriels ou bien les apports d'eaux continentales sont la cause des variations de pH qui s'avèrent dans ce cas un indice de pollution (**Duinker et al., 1982**).

III.1.4.3. La conductivité électrique :

La conductivité électrique (exprimée en $\mu\text{S}/\text{cm}$) d'une eau; est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1cm^2 de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm, elle est l'inverse de la résistivité électrique (**Ramade, 2000**). La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau; qui est la quantité des sels minéraux contenus dans l'eau, quand elle est élevée traduit une minéralisation élevée qui peut être naturelle: cas des estuaires (**Rodier, 1996; Bunce, 1994**). Généralement les rejets domestiques entraînent une hausse de la conductivité (**Sigg et al., 1992; Gaujous, 1995**).

III.1.4.4. La salinité :

La mesure de la salinité exprimée en (g/l) de NaCl, permet d'identifier les masses d'eaux et de suivre leur mélange au large, à la côte ou dans les estuaires. Cette grandeur représente la proportion de sels minéraux dissous dans la mer (**Duinker et al., 1982**).

III.1.4.5. L'oxygène dissous :

L'oxygène dissous est un paramètre important du milieu parce qu'il gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques (**Bunce, 1994**). L'oxygène dissous dans les eaux de surface provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration en oxygène dissous est également fonction de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau (**Ramade, 2000**). Une valeur inférieure à 1 mg d'O₂ par litre indique un état proche de l'anaérobie. Cet état se produit lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, de la matière organique et des nutriments consomment plus d'oxygène que celui disponible (**Sigg et al., 1992**). Une faible teneur en oxygène dissous provoque une augmentation de la solubilité des éléments toxiques qui se libèrent des sédiments (**Ramade, 2003**).

III.2.METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE :

Les indications de tous les produits chimiques utilisés pour les différentes analyses durant notre pratique sont citées ci-dessous :

- HNO₃ : Merck suprapur, (P.a) 68.7%.
- HCl : Merck, 37%,
- CH₃COOH : Merck, (99-100%) très pur,
- NH₂OH.HCl: Merck, ,
- H₂O₂: Solution prepare par Prochima, 35 % ,
- NH₄OAc : Merck,.

III.2.1. Prélèvements mensuels :

Les échantillons traités (eaux et sédiments superficiels estuariens) au cours de notre étude, sont le résultat de six campagnes d'échantillonnages qui ont permis d'établir un suivi mensuel d'octobre 2009 jusqu'en mars 2010.

Dans le but de limiter une contamination éventuelle due au matériel utilisé, chaque dispositif en contact avec les échantillons subit au préalable un nettoyage méticuleux.

Tout le matériel est lavé à l'acide nitrique dilué (10% V/V). Après 24 h dans la solution de lavage, tout l'équipement est rincé à l'eau bidistillée puis stocké en vue des prélèvements.

Les relevés des températures d'air ont été effectués in situ à l'aide d'un thermomètre à mercure gradué au 1/10 de degré Celsius.

III.2.1.1. Prélèvement d'eau :

En plus des échantillons d'eau, cinq paramètres physico-chimiques (température, pH, conductivité électrique, salinité et oxygène dissous) ont été mesurés directement sur le terrain (in situ). Afin d'éviter toute modification significative de ces paramètres due aux échanges éventuelles que pourraient avoir les échantillons avec l'extérieur, ces mesures sont faites aussitôt l'échantillon prélevé à l'aide d'un appareil multi paramètre de type Multi 340i/SET N°:2F30-114B22 (**figure III.2**).



Figure III.2 : Malette pour la mesure des paramètres physicochimiques WTW de type Multi 340i/SET N°:2F30-114B22.

Les échantillons d'eau ont été prélevés près du bord, à 20 cm de la surface à l'aide d'une bouteille en polyéthylène; étiquetée et préalablement rincée trois fois à l'eau du site. Ensuite conservés dans une glacière à une température de 4°C et transportés jusqu'au laboratoire.

Le plus grand soin a été donné au maintien des conditions de propreté pendant la collecte et la manipulation des échantillons, dans le but de minimiser les possibilités de contamination des échantillons (**Boutron, 1990; Benoit et al., 1994; Benoit et al., 1997; Guéguen, 2001**).

Deux à trois gouttes d'acide nitrique pur pour ont été ajoutées aux échantillons destinés à la mesure des métaux par SAAF (spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme). Cette acidification limite l'adsorption des métaux sur les parois et la matière organique et évite les précipitations, ainsi empêche le développement de microorganismes qui pourraient capter les métaux.

Les dosages des métaux lourds dans l'eau nécessitent, au préalable, la filtration de la solution pour supprimer toute suspension susceptible de contenir des contaminants organiques hydrophobes et des métaux traces dont les teneurs sont souvent plus de 1000 fois supérieures à la concentration dans la phase dissoute (**Quevauviller, 2006**). Nous avons utilisé des filtres de porosité 0,45 µm permettant de distinguer la phase dissoute (<0,45 µm) de la phase particulaire (> 0,45µm). Les filtrats sont ensuite récupérés dans des godets, puis analysés.

III.2.1.2. Prélèvement des sédiments :

Les sédiments superficiels (cinq premiers centimètres) ont été prélevés par raclage à l'aide d'une petite pelle. Pour chaque point, trois ou quatre prises par ouvrage sont réalisés, afin d'obtenir un échantillon global représentatif du point. Puis, les échantillons sont stockés dans des sacs en plastique transparents étiquetés et transportés dans une glacière jusqu'au laboratoire.

Ensuite, ils sont mis à sécher à l'air ambiant pendant plusieurs jours, broyés de façon à augmenter les surfaces de contacts avec les solutions d'extraction à l'aide d'un mortier en porcelaine, puis quartés, tamisés (< 63µm) et enfin stockés jusqu'à l'analyse.

La fraction fine inférieure à $63\mu\text{m}$ a été retenue, car elle est considérée dans la littérature comme la plus réactive vis-à-vis des métaux qui s'associent le plus à cette fraction (**Dassenakis et al., 2003; Probst et al., 1999**). Ainsi, de très nombreuses études ont été faites pour cette fraction principalement pour les milieux marins (**Quevauviller et al., 1997; Morillo et al., 2004**). De plus, **Ongley et al., (1982)** et **Lick,(1982)** ont montré son importance du point de vue géochimique, et compte tenu de la répartition granulométrique rencontrée dans les sédiments prélevés, nous avons effectué des analyses des sédiments sur cette fraction (**Murray et al., 1999**).

III.2.2. Extraction des métaux:

Les sédiments de surface ont subi deux types de digestion : une attaque totale détruisant la matière organique pour déterminer les concentrations totales des métaux lourds, et une extraction séquentielle qui consiste à extraire les métaux existant sous différentes formes chimiques dans les sédiments, par lavages successifs avec des réactifs de force croissante (**Rauret et al., 1998**).

III.2.2.1. Attaque totale :

La technique de digestion totale envisagée est développée à partir de la littérature (**Kingston et Jassie, 1988; Loring et Rantala, 1992**).

Afin de déterminer la teneur totale en métaux des sédiments, ces derniers sont attaqués à l'eau régale qui est un mélange contenant trois volumes d'acide chlorhydrique concentré pour un volume d'acide nitrique concentré (3/1).

Tout d'abord, dans un bécher en téflon, on pèse 1g de sédiment sec ($<63\mu\text{m}$) à l'aide d'une balance analytique de précision de type (Kern 770 ; max= 220g, min= 0.01g). Ensuite, sous une hotte nous ajoutons 6 ml d'acide chlorhydrique et 2 ml d'acide nitrique, nous chauffons le tout sur une plaque à 70°C environ pendant deux heures. Le chauffage se poursuit jusqu'à disparition totale des vapeurs nitreuses rousses et apparition de fumée claire. Ensuite, nous évaporons l'échantillon à sec, puis de nouveau nous évaporons l'excès d'acide comme précédemment. Enfin, nous introduisons 5ml d'eau distillée afin de solubiliser les métaux; puis réchauffer l'ensemble cinq minutes, filtrer avec du papier filtre de $0,45\mu\text{m}$ de porosité, transvaser le filtrat dans une fiole jaugée de 20ml puis conserver à 4°C jusqu'à l'analyse par SAAF.

Pour chaque point de prélèvement, six digestions totales sont effectuées et la valeur rendue est la moyenne des ces essais avec leurs écarts types respectifs.

III.2.2.2. Extractions séquentielles:

Pour déterminer la spéciation des métaux, il faut séparer les différentes phases du sédiment. Pour la présente étude, la méthode standard de BCR (Bureau communautaire de référence) a été utilisée, car d'après la synthèse bibliographique c'est l'une des plus facilement utilisable (Quevauviller et al., 1997). Cette technique se divise en trois étapes (Legret et al.1995) :

- **étape 1** : extraction de la fraction hydrosoluble et acido-soluble par l'acide acétique à 0.11M. C'est la fraction labile facilement échangeable en milieu aqueux faiblement acide et faiblement complexant, elle comporte également les métaux liés aux carbonates.
- **étape 2** : extraction de la fraction réductible par l'hydrochlorure d'hydroxylamine à 0.1M. C'est la fraction moins labile, elle correspond aux métaux liés principalement aux oxydes, oxyhydroxydes ou hydroxydes de fer ou de manganèse.
- **étape3** : double extraction de la fraction oxydable au peroxyde d'hydrogène à 8.8M et l'acétate d'ammonium à 1M. Elle correspond aux métaux liés principalement à la matière organique et aux sulfures.

Le **tableau III.1** présente le protocole opératoire utilisé, auquel nous avons ajouté une quatrième extraction utilisée dans la majorité des schémas d'extractions séquentielles, à savoir « la phase résiduelle ». Le fait de compléter le schéma du BCR par un dosage des métaux traces dont le résidu permet d'évaluer la qualité des analyses, en comparant les teneurs totales des échantillons à la somme des teneurs extraites. Le dosage des métaux dans les fractions extraites est effectué par SAAF. Enfin, ce protocole est répété trois fois par point et la valeur rendue est la moyenne des ces essais avec leurs écarts type respectifs.

Tableau III.1 : Protocole du BCR pour une prise d'essai de 1g de sédiment (Rauret et al., 1999).

Etape	Réactifs	volume de la solution (ml)	température (°C)	temps d'extraction
1	CH ₃ COOH 0.11M	40 ml	22 ± 5	16 h d'agitation
2	NH ₂ OH.HCl 0.1M Acidifié avec HNO ₃ 2M	40 ml	22 ± 5	16h d'agitation
3	H ₂ O ₂ 8.8M NH ₄ OAc 1M , (pH = 2)	10 ml	22 ± 5	1h agitation occasionnelle
		10 ml	85±5	1h
		50 ml	85±5 22 ± 5	1h 16h d'agitation

A chaque phase la solution est filtrée à l'aide d'un filtre de porosité 0,45 µm, pour séparer le lessivât du résidu qui est rincé avec 10 ml d'eau bidistillée.

Le lessivât est destiné à la SAA pour analyse tandis que le résidu est séché à 40°C pour éviter la dilution du solvant suivant. Le résidu séché subit un nouvel ajout de réactif de la phase suivante, et ainsi de suite jusqu'au terme de la dernière étape où le résidu final est séché et subi une attaque à l'eau régale comme expliqué précédemment pour l'attaque totale.

III.2.3. Analyse des échantillons par spectrophotométrie d'absorption atomique :

Le dosage de nos échantillons a été réalisé au niveau du laboratoire de contrôle de qualité à l'usine d'électrolyse de zinc ALZINC. L'appareil utilisé est un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme de type (AURORA AI.1200) (**figure III.3**). C'est une méthode d'analyse élémentaire qui s'applique à l'analyse des métaux lourds à l'état de traces. Les éléments absorbent les radiations dont la longueur d'onde correspond à celle émises lors du retour à l'état fondamental de l'atome (Janin et Schnitzer, 1996).

III.2.3.1. Principe :

Proposée par Walsh en 1995, cette méthode repose sur une mesure effectuée sur des éléments à l'état atomique libre. L'échantillon est porté à une température de plusieurs milliers de degrés, pour que les éléments présents dans l'échantillon passent sous forme de gaz à l'état atomique. Les mesures sont faites à longueurs d'ondes fixes, choisies en fonction des éléments recherchés.

Le dispositif thermique est constitué par un brûleur alimenté par un mélange comburant, l'échantillon, qui doit être en solution aqueuse, est nébulisé avant d'être entraîné dans le mélange combustible. Le parcours optique traverse la flamme qui crée sur quelques centimètres un petit nuage d'atomes de l'élément à analyser. L'absorption est liée à la concentration de l'élément par la relation de Beer-Lambert.

III.2.3.1.a. La loi de Beer-Lambert :

Si un faisceau lumineux monochromatique traverse une solution homogène d'une substance de concentration « C » contenant dans une cuve de face parallèle sur une longueur « I » (trajet optique), on observe en fait que la fraction de la lumière absorbée est en fonction de la concentration et de l'épaisseur du milieu.

Cette loi permet de définir deux grandeurs:

- Transmittance **T** exprimée en % :

$$T = I / I_0 = e^{-\varepsilon.l.c}$$

- Absorbance **A** sans unite:

$$A = \log (I_0 / I) = \varepsilon .l .c$$

Avec:

- I_0 intensité de faisceau incident,
- I intensité du faisceau émergeant de la solution,
- ε coefficient d'extinction molaire (l /mole.cm),
- L longueur du chemin optique (épaisseur de la cuve) (cm),
- C concentration de la solution à analyser (mole/l).

III.2.3.2. Appareillage :

L'appareil utilisé pour notre travail est un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme (air/acétylène) de type AURORA AI 1200, doté d'un micro-ordinateur. Il comporte:

- Un générateur d'atomes constitué par un dispositif de nébulisation, brûleur et une flamme
- Un système de sélection de la longueur d'onde
- Un récepteur.



Figure III.3 : Spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme (SAAF) de type **AURORA AI.1200 (Photo Fella, 2010).**

Les limites de détection des huit métaux analysés sont résumées sur le **tableau III.2.**

Tableau III.2 : Conditions d'atomisation pour les métaux étudiés.

Eléments	Raie principale (nm)
Cadmium	228.8
Cobalt	240.7
Chrome	357.9
Cuivre	324.7
Fer	248.3
Manganèse	279.5
Plomb	283.3
Zinc	213.9

III.2.3.3. Calcul des concentrations :

Les résultats sont exprimés en mg/kg du métal dans l'échantillon selon l'équation suivante :

$$C = \frac{C_1 \times V}{P \times D}$$

Avec :

- C : concentration finale de l'échantillon en (mg/kg),
- C₁ : concentration de la solution échantillon en (mg/l),
- V : volume final de la solution dosée en (ml),
- P : masse d'échantillon en (g),
- D : facteur de dilution en (ml).

Chapitre IV

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

IV.1. LES PARAMETRES PHYSICOCHEMISTIQUES DE L'EAU:

IV.1.1. Variations temporelles :

Les figures ci-dessous (IV.1 -5) présentent respectivement les variations temporelles des paramètres physicochimiques mesurés (la température de l'eau et de l'air, le pH, la conductivité électrique, la salinité et l'oxygène dissous) au niveau de l'estuaire de la Tafna - plage de Rachgoun-.

IV.1.1.1. Température de l'eau et de l'air :

Les variations mensuelles des températures de l'eau et de l'air (figure IV.1) montrent un profil classique, avec des maximums (24°C pour l'air et 22°C pour l'eau) qui correspondent au mois d'octobre et des minimums (11°C pour l'air et 9°C pour l'eau) enregistrés en janvier 2010.

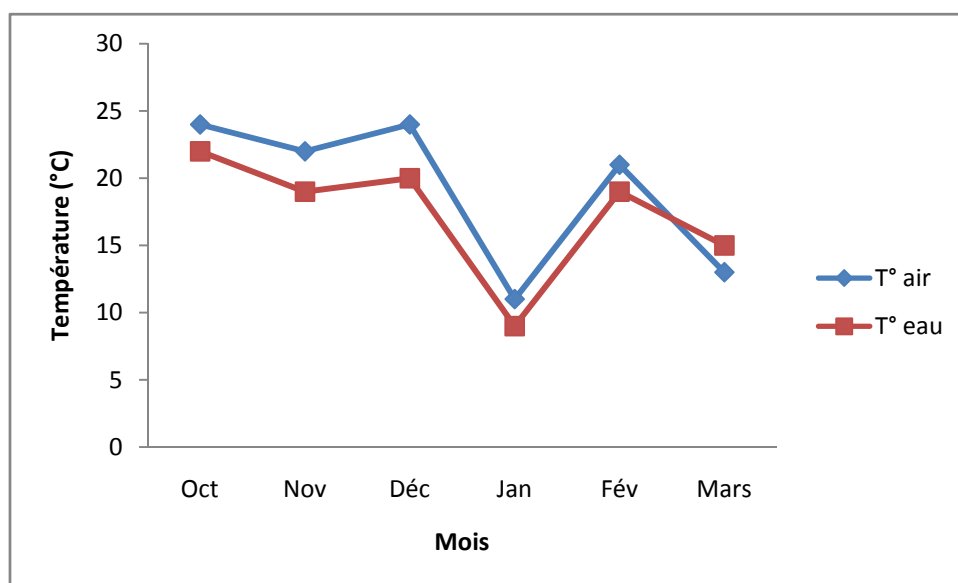


Figure IV.1 : Variations temporelles des températures de l'eau et de l'air en °C.

Globalement, la température de l'eau suit celle de l'air qui dépend du climat régional de type méditerranéen semi-aride à hiver chaud (Emberger, 1955).

Il faut souligner aussi que des températures d'eau élevées favorisent la productivité biologique et peuvent contribuer à la prolifération d'algues dans un milieu riche en matières nutritives.

IV.1.1.2. pH :

D'après la **figure IV.2**, les pH illustrés sont tous légèrement alcalins avec des valeurs qui oscillent entre 8 (marquée en octobre dans le point A-B) et 8,4(enregistrée au mois de janvier pour A-B et C-D).

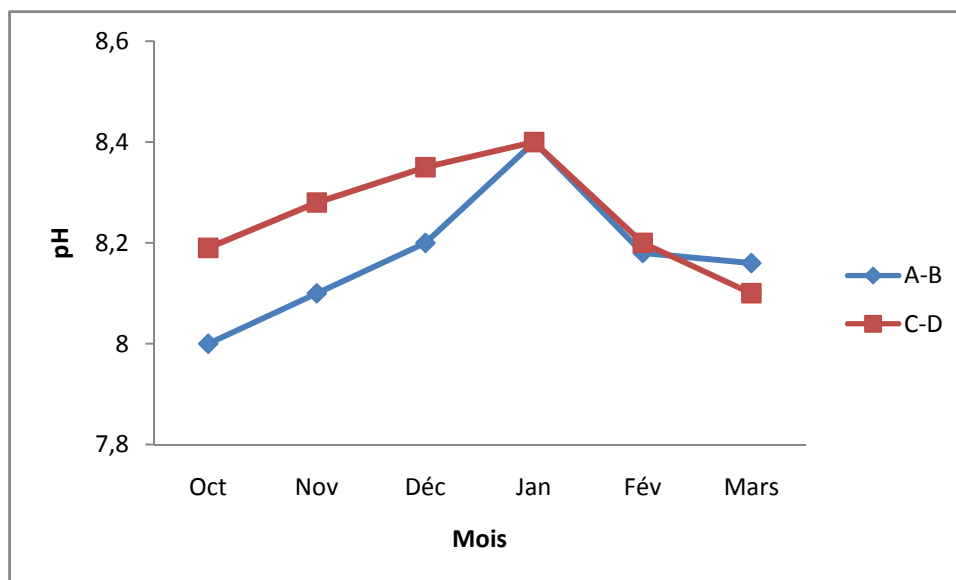
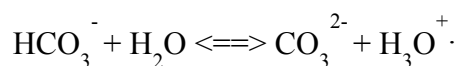
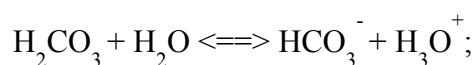


Figure IV.2: Variations temporelles du pH de l'eau.

Ces données recueillies montrent un pH basique qui peut être expliqué par la nature des sédiments dominée par les terrains calcaires et argileux (**Collignon, 1986**), car le site étudié est caractérisé par des apports en ions carbonates. En effet, la disponibilité des ions bicarbonates et carbonates est responsable de l'augmentation du pH comme le montrent les deux équilibres suivants :



IV.1.1.3. Conductivité électrique:

Selon la **figure IV.3**, les conductivités illustrées durant notre période d'étude montrent des variations entre la plus grande valeur (57000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) inscrite en octobre, et la plus basse valeur (38700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) enregistrée en janvier. Cette chute considérable s'explique par la dilution due aux eaux de pluie et les lâchers des barrages (barrage de Hammam Boughrara - Maghnia-) qui constituent une source occasionnelle non négligeable.

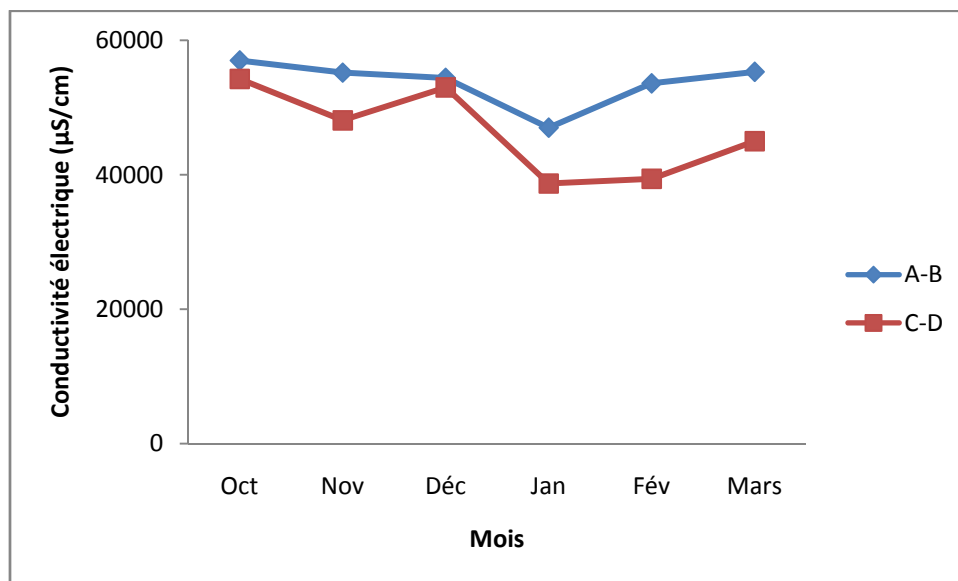


Figure IV.3 : Variations temporelles de la conductivité électrique en $\mu\text{S/cm}$.

Le cycle temporel de ce paramètre suit celui de la salinité (**figure IV.4**), car les valeurs extrêmes sont observées au mois d'octobre, après une longue saison estivale sèche liée à l'augmentation de la salinité de l'eau.

IV.1.1.4. Salinité:

D'après l'analyse des résultats de la **figure IV.4**, nous notons des distributions mensuelles de la salinité similaires à celles de la conductivité électrique.

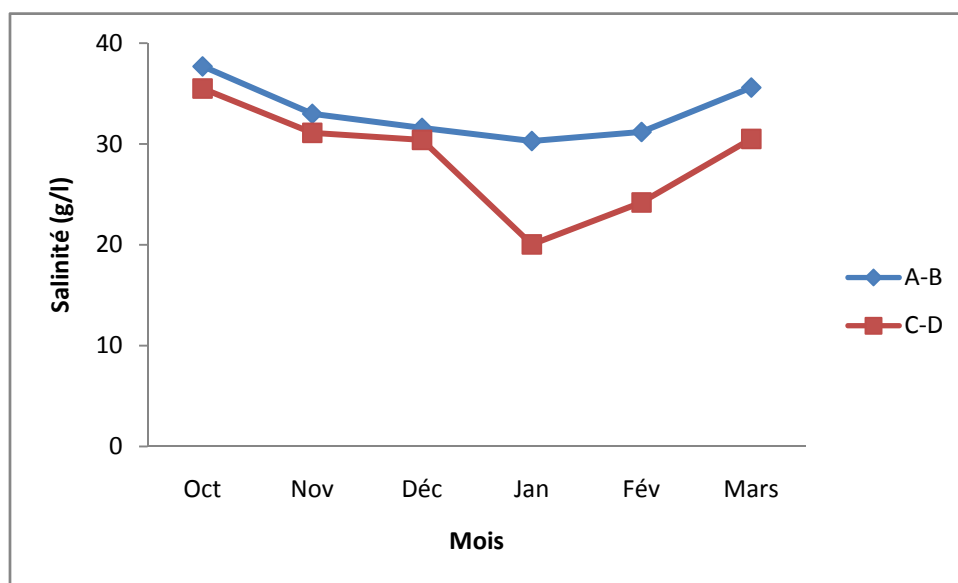


Figure IV.4 : Variations temporelles de la salinité en g/l.

Durant les mois les plus chauds durant notre période d'étude à savoir mars et octobre, la salinité atteint ses valeurs maximales (35,6 à 37,7 g/l). Ces teneurs peuvent être liées au déficit hydrique et l'évaporation intense qui conduisent aussi à une salinisation des eaux. Par ailleurs, durant la saison pluvieuse (décembre, janvier et février), les apports pluviométriques abaissent la salinité des eaux (20,04 à 24,2 g/l) sans négliger les lâchers de barrages (Benabdellouahad, 2006).

IV.1.1.5. Oxygène dissous:

Les variations temporelles d'oxygène dissous (**figure IV.5**) sont moins accentuées avec une augmentation des teneurs en oxygène dissous en décembre, janvier et février (la période pluvieuse). La valeur maximale a été enregistrée pour le point C-D au mois de février, et la valeur minimale a été relevée au niveau du point A-B en octobre, avec respectivement 5,8 mg/l et 2,45 mg/l.

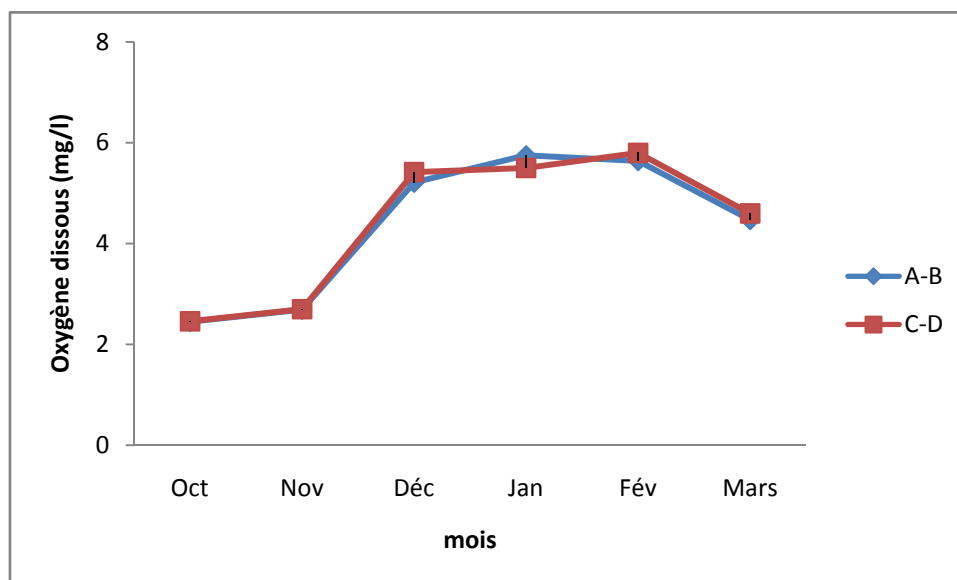


Figure IV.5 : Variations temporelles de l'oxygène dissous en mg/l.

Durant les six mois d'étude, le mois d'octobre se caractérise par une charge en oxygène dissous relativement faible par rapport aux autres mois. Ceci est dû au fait qu'en octobre, et malgré que c'est un mois automnal, a été envahi par des conditions climatiques dures ; une température plus ou moins élevée, une pression atmosphérique forte et les précipitations sont presque inexistantes; ce qui a appauvri le milieu en oxygène en plus de la respiration intense des microorganismes et la flore aquatiques.

IV.1.2. Variations spatiales :

Les figures ci-dessous (IV.5 -9) représentent les variations spatiales des paramètres physicochimiques de l'eau au niveau de l'estuaire de la Tafna. Le tableau des valeurs maximales, minimales, moyennes et écarts types des paramètres physicochimiques mesurés durant les six mois d'échantillonnage (Octobre 2009- Mars 2010) est donné en **annexe 1**.

IV.1.2.1. pH :

Selon la **figure IV.6**, les résultats du pH révèlent peu de variations dans les deux points de prélèvements au cours des six mois d'étude.

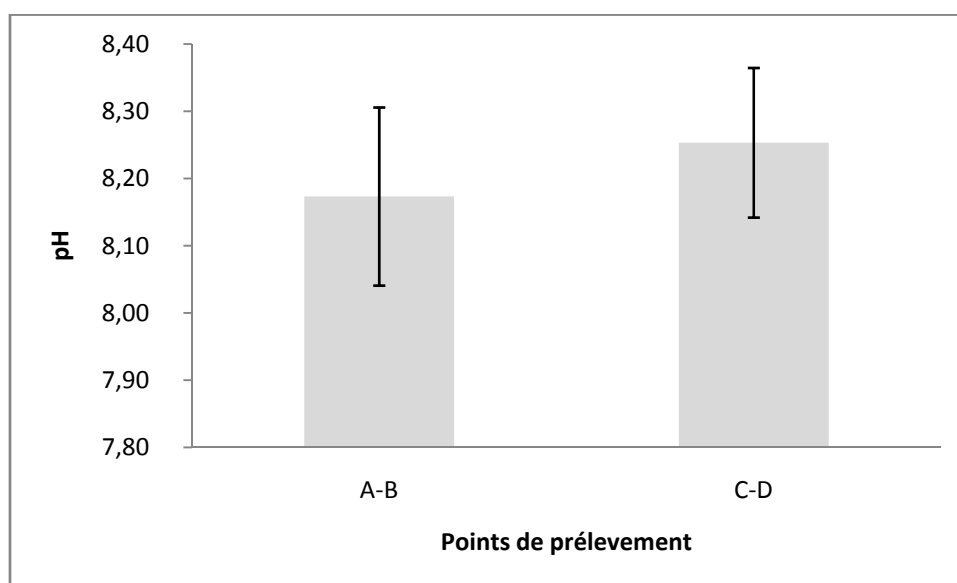


Figure IV.6 : Variations spatiales des pH moyens de l'eau.

Les valeurs moyennes enregistrées du pH sont alcalines (8,17 relevée pour le point A-B et 8,25 marquée pour C-D) à cause de l'effet tampon des estuaires. Ceci est en accord avec la littérature; car **El Blidi et al., (2003)** et **El Morhit et al., (2008)** ont montré que les eaux des estuaires (Sebou et Oum Er-Rbia) sont tamponnées ($\text{pH} \approx 8$) par les carbonates et les bicarbonates.

IV.1.2.2. Conductivité électrique:

Il ressort de la **figure IV.7**, que le point A-B présente une conductivité importante de (57000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) contre une valeur minimale de 47000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Pour le point C-D, le maximum est de l'ordre de 54260 $\mu\text{S}/\text{cm}$, alors que le minimum est de 38700 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Les moyennes calculées fluctuent entre (53750 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et (46410 $\mu\text{S}/\text{cm}$) notées respectivement pour A-B et C-D.

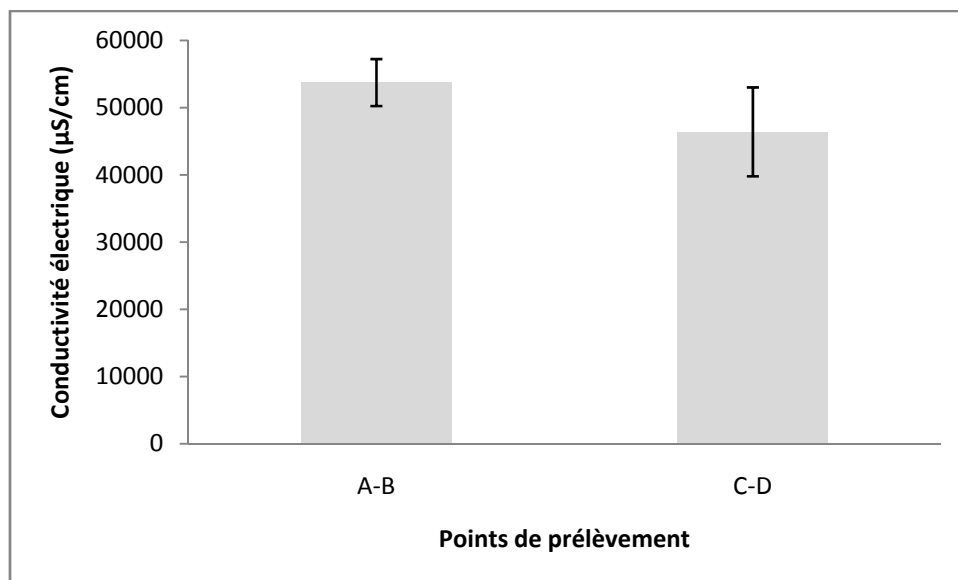


Figure VI.7 : Variations spatiales des conductivités électriques moyennes en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

IV.1.2.3. Salinité:

Pour les deux points de prélèvement A-B et C-D (**figure IV.8**), les valeurs enregistrées de la salinité varient de 20,04 à 37,7 g/l.

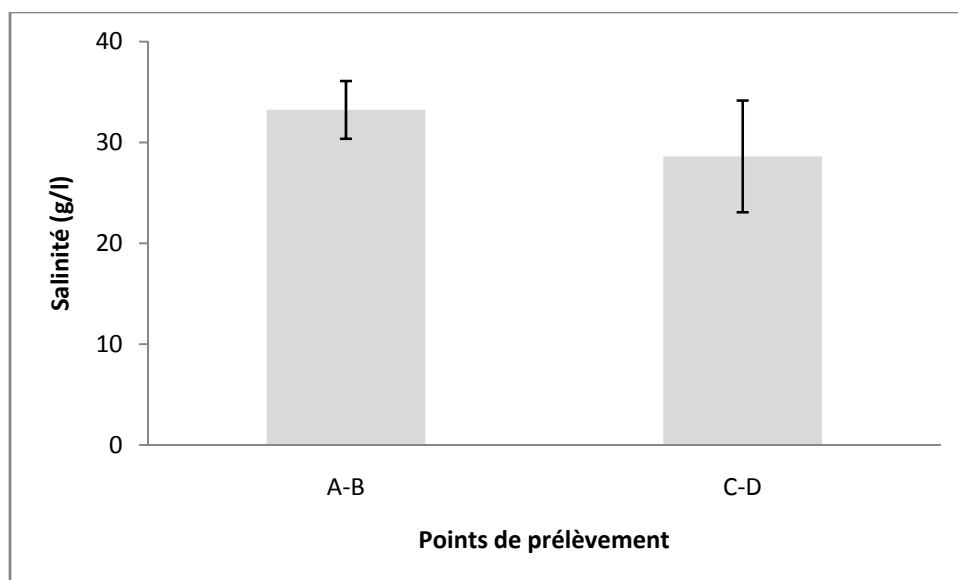


Figure IV.8: Variations spatiales des salinités moyennes en g/l.

Durant toute la période d'étude, le point A-B présente une forte salinité moyenne de (33,23 g/l), quand au point C-D, il se caractérise par une faible salinité de (28,62 g/l).

On peut éventuellement observer qu'au niveau de chaque point, la salinité suit proportionnellement les mêmes fluctuations que la conductivité électrique. Elle dépend du bilan hydrique, c'est à dire des échanges avec la mer, des apports d'eau douce (lâchers de barrages) et des pertes par évaporation.

IV.1.2.4. Oxygène dissous:

Par analyse de la **figure IV.9**, nous constatons que les valeurs d'oxygène dissous les plus élevées sont enregistrées au niveau de C-D avec une teneur moyenne de 4,41mg/l. Le minimum de l'ordre de 4,37 mg/l est noté au niveau de l'embouchure A-B soumise aux influences directes des eaux marines oxygénées. Ces concentrations moyennes sont relativement homogènes.

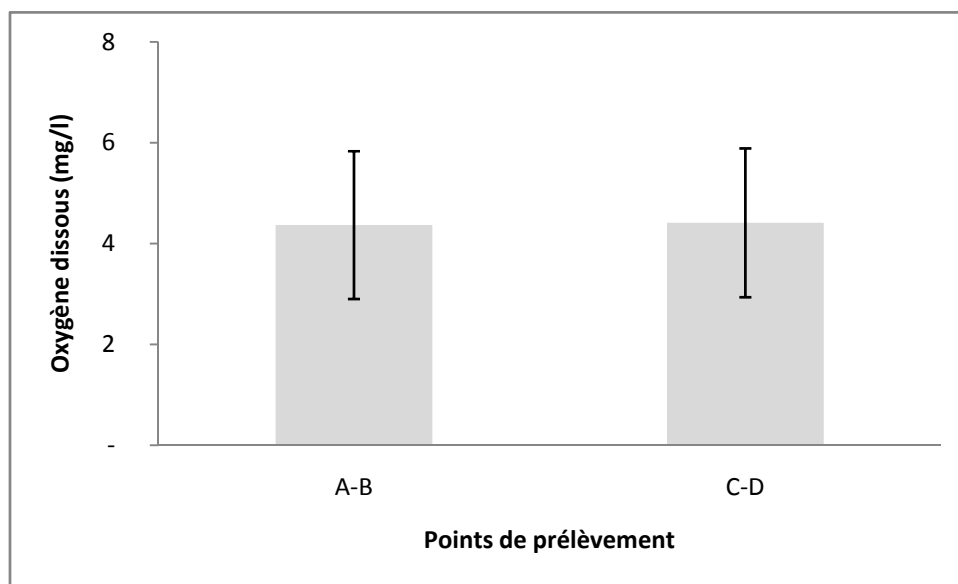


Figure IV.9: Variations spatiales des concentrations moyennes d'oxygène dissous en mg/l.

Le **tableau IV.1** illustre les valeurs des conductivités électriques et oxygène dissous moyens trouvés dans certains estuaires et celles de notre étude comparés aux normes définissant la grille de qualité des eaux de surface (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**).

Tableau IV.1 : Valeurs minimales et maximales de la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) et l'oxygène dissous (mg/l) des eaux de surface dictée par le **Bulletin officiel n° 5062, 2002**, comparaison avec nos résultats et d'autres études.

Classe de qualité	Excellente	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très mauvaise
Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	<750	750-1300	1300-2700	2700-3000	> 3000
Estuaire de l'Oued Loukkos (Maroc) (El Morhit et al., 2008)	-	758	-	-	42900
Estuaire de Bou Regreg (Maroc) (Kourradi, 2007)	-	-	-	-	19620 à 38600
La présente étude, 2010	-	-	-	-	A-B : 53750 C-D : 46410
L'oxygène dissous (mg/l)	> 7	7-5	5-3	3-1	< 1
Estuaire de l'Oued Loukkos (Maroc) (El Morhit et al., 2008)	8,06	5,21	-	-	-
La présente étude, 2010	-	-	A-B : 4,37 C-D : 4,41	-	-

D'après le **tableau IV.1** ci-dessus, nous déduisons que les valeurs moyennes des conductivités des deux points de prélèvement (A-B et C-D) sont élevées et dépassent amplement les normes. En effet, les raisons de cette dégradation sont multiples, les décharges sauvages localisées à proximité de l'estuaire et les lâchers des barrages engendrent, pendant les périodes pluvieuses, des apports importants en matière organique et en particules en suspension (MES). Pour l'oxygène dissous, nous constatons que notre site est mieux classé par rapport à l'estuaire de l'Oued Loukkos, et affiche une situation moyenne.

IV.2. TENEURS EN METAUX LOURDS DANS L'EAU:

Dans cette partie, nous donnons les résultats des huit métaux lourds étudiés (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) dans les eaux de l'estuaire de la Tafna qui sont présentés ci-dessous sur les **figures (IV.10 -25)**. Nous avons représenté également en (**annexes 2**) le tableau des teneurs maximales, minimales, moyennes et écarts types en métaux lourds de l'eau exprimées en mg/l. Les écarts types calculés révèlent de très faibles valeurs, donc ils sont considérés satisfaisants pour nos analyses.

Pour apprécier la qualité des eaux, nous avons comparé nos résultats avec les normes proposées par l'OMS (**M.A.T.E, 2007**), ainsi avec le (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**) concernant la qualité requise des eaux superficielles.

IV.2.1. Variations temporelles :

Les huit métaux étudiés suivent plus au moins les mêmes variations mensuelles au sein d'un même point de prélèvement.

En effet, selon la (**figure IV.10**) les concentrations du cadmium fluctuent entre ($0,032 \pm 0,004$ mg/l) notée au mois de mars et ($0,168 \pm 0,011$ mg/l) marquée en janvier pour le point A-B. En revanche le point C-D présente des teneurs variant entre ($0,045 \pm 0,001$ mg/l) enregistrée en mars) et ($0,26 \pm 0,015$ mg/l notée en janvier).

Les concentrations relevées au niveau de notre site d'étude dépassent largement le seuil des eaux superficielles préconisé par le (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**) qui est de (0.003mg/l). Ceci nous amène à supposer la présence d'une ou de plusieurs origines de pollution à proximité des points précités. En effet, la présence du cadmium dans les milieux environnementaux est généralement liée à son utilisation, notamment dans les batteries, dans la protection d'acier contre la corrosion (cadmiage), etc...(**Kölbl, 2004**).

Dans les estuaires, le cobalt est adsorbé en grande quantité par les sédiments. On le retrouve également précipité sous forme de carbonate ou d'hydroxyde, ou bien avec les oxydes des minéraux présents (**Pichard et al., 2006**). Les variations mensuelles du cobalt sont présentées sur la (**figure IV.11**) et marquent de grandes variations durant la période d'étude, avec un maximum enregistrée en janvier pour les deux points A-B et C-D ($1,09 \pm 0,06$ à $1,71 \pm 0,09$ mg/l), quant aux faibles teneurs sont relevées durant le mois de mars ($0,20 \pm 0,02$ mg/l en A-B) et ($0,29 \pm 0,009$ mg/l en C-D).

Les teneurs en chrome présentent des variations qui semblent identiques le long de l'estuaire durant les six mois d'étude (**figure IV.12**). Pour les deux points étudiés, les concentrations élevées sont enregistrées au mois de janvier lors des pluies avec un maximum de l'ordre de 0.088 ± 0.002 mg/l. En revanche, au mois de mars les concentrations diminuent et atteignent les valeurs minimales de ($0,038 \pm 0.003$ mg/l et $0,062 \pm 0.0004$ mg/l) notées respectivement au niveau d'A-B et C-D. Ceci s'explique probablement par les phénomènes de dilution.

Nous notons pour le cuivre (**figure IV.13**) des teneurs maximales de l'ordre de (0.140 ± 0.004 mg/l) et ($0,26 \pm 0.02$ mg/l) relevées au niveau des points A-B et C-D au mois de décembre. Cependant, le lessivage des sols par les eaux de pluie pourrait contribuer à l'explication de ces teneurs enregistrées. Puis ces concentrations continuent de chuter jusqu'à atteindre la valeur minimale de (0.049 ± 0.001 mg/l) marquée au niveau d'A-B en mars et (0.101 ± 0.001 mg/l) enregistrée pour C-D en octobre.

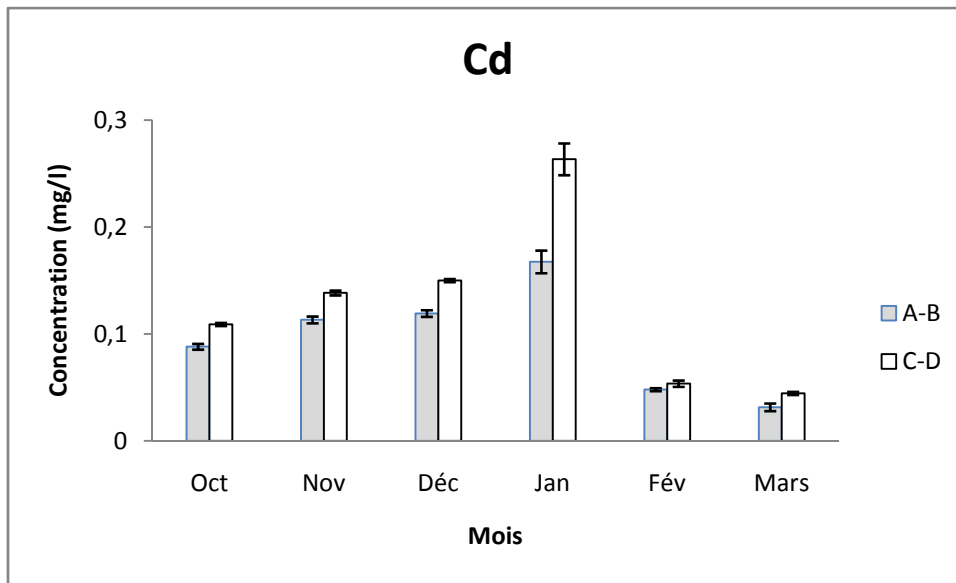


Figure IV.10 : temporelles des concentrations du cadmium en mg/l dans l'eau.

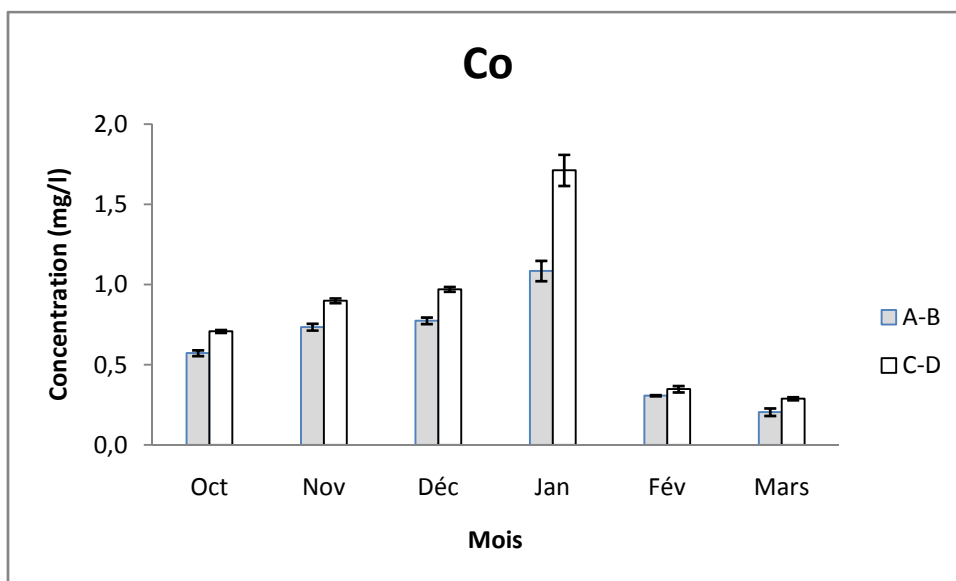


Figure IV.11 : Variations temporelles des concentrations du cobalt en mg/l dans l'eau.

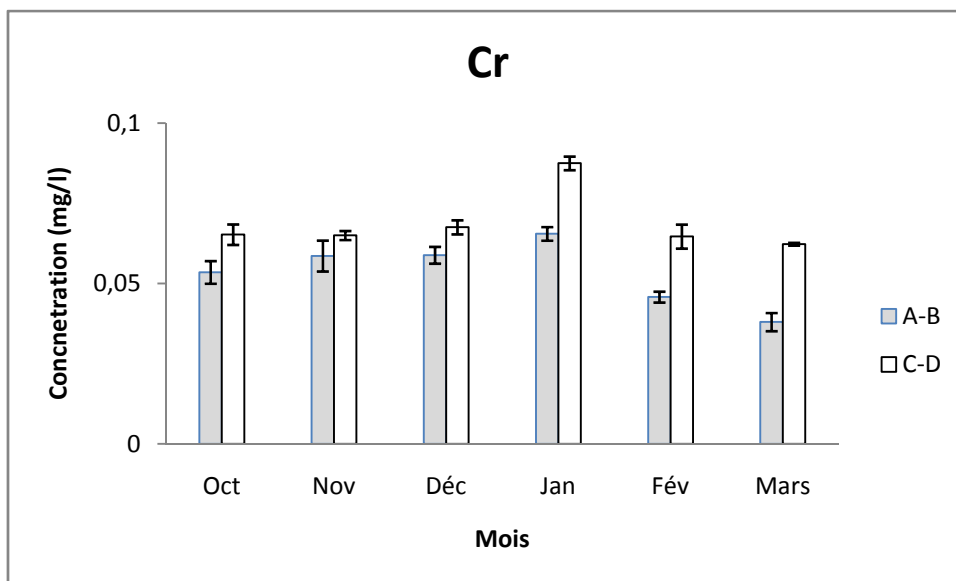


Figure IV.12 : Variations temporelles des concentrations du chrome en mg/l dans l'eau.

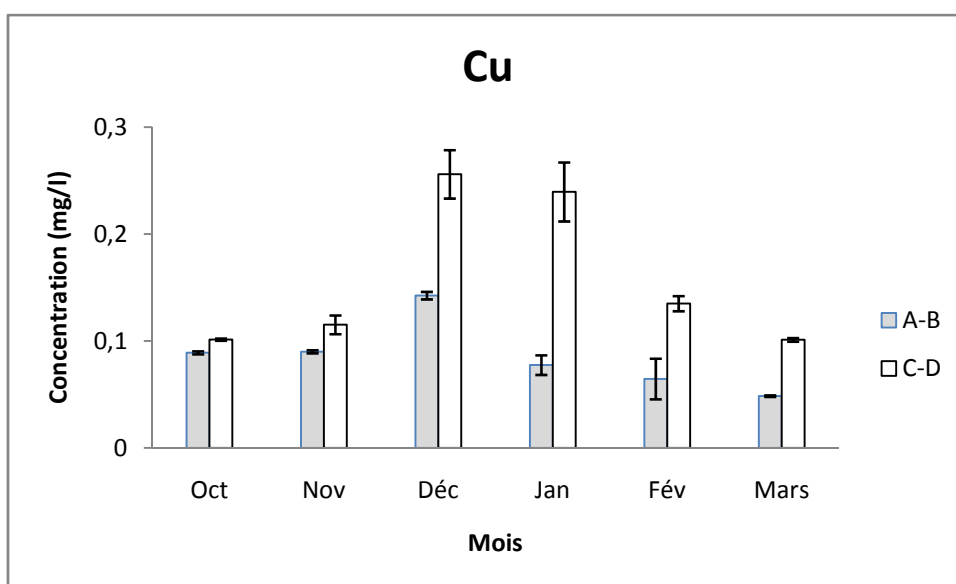


Figure IV.13 : Variations temporelles des concentrations du cuivre en mg/l dans l'eau.

L'ensemble des résultats obtenus pour le fer pendant la période d'étude (**figure IV.14**) révèle d'une manière globale que toutes les valeurs restent au dessous de la limite (2 mg/l) (**M.A.T.E, 2007**), mais dépassent la norme de qualité des eaux superficielles de l'ordre de (0.5 mg/l) préconisée par le (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**).

Le manganèse peut entraîner des dépôts dans les canalisations, provoquer l'apparition de traces noirâtres dans l'eau et donner un goût métallique à l'eau, sans incidence sur la santé (**Bisson et al., 2007**). Il peut avoir une origine naturelle des roches où il sera essentiellement sous forme de carbonate (**Monfiel et Welte, 1990**). Une similitude marque les variations temporelles de cet élément (**figure IV.15**) qui se traduit par des concentrations élevées enregistrées en janvier (1.58 ± 0.01 mg/l au niveau de C-D et 1.56 mg/l pour le point A-B), ainsi dépassant la norme limite pour les eaux superficielles de (0,1mg/l) (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**). En revanche, ces teneurs assez élevées peuvent traduire le relargage du manganèse à partir des sédiments remis en suspension lors des précipitations survenues à cette période.

Il ressort de la **figure IV.16** que les faibles concentrations en plomb (allant de $0,322 \pm 0,001$ mg/l à $0,917 \pm 0,014$ mg/l) sont enregistrées au mois de mars, alors que les plus fortes (allant de $1,41 \pm 0,1$ mg/l à $2,899 \pm 0,024$ mg/l) notées en janvier sont liées probablement au lessivage des sols agricoles ainsi de la station d'essence à proximité du site.

En ce qui concerne les variations mensuelles du zinc (**figure IV.17**), le mois de janvier reste le plus touché, comme on l'a pu constater pour la plupart des métaux étudiés, avec une valeur maximale de $0,96 \pm 0,19$ mg/l relevée au niveau de C-D. Tandis qu'au reste de la période du suivi, les valeurs oscillent de ($0,211 \pm 0,005$ mg/l notée en octobre) à ($0,419 \pm 0,019$ mg/l obtenue en décembre).

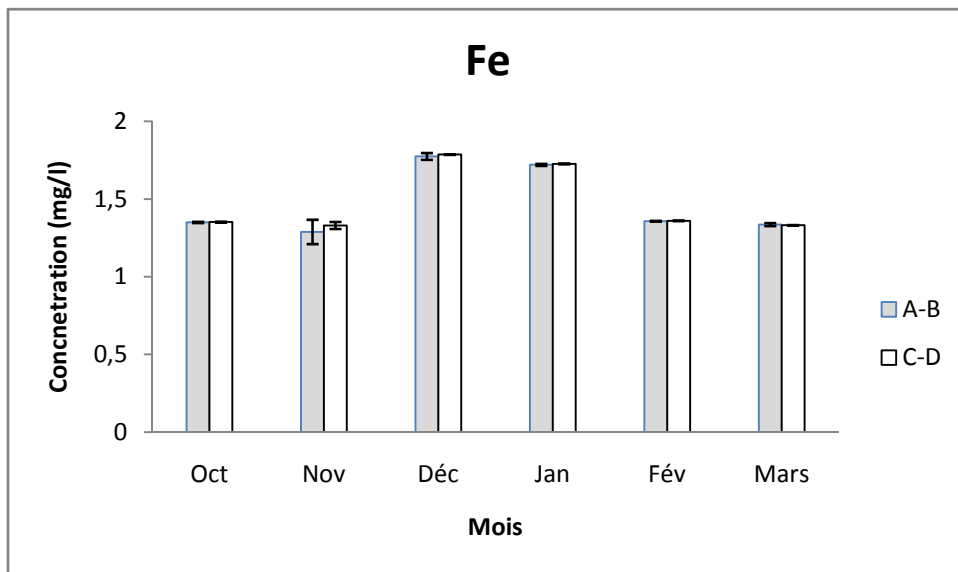


Figure IV.14 : Variations temporelles des concentrations du fer en mg/l dans l'eau.

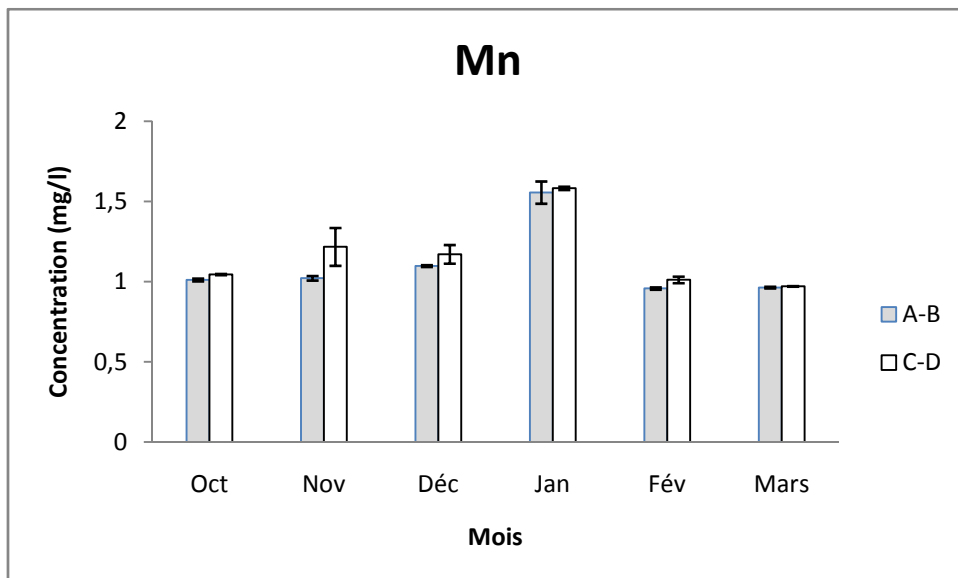


Figure IV.15 : Variations temporelles des concentrations du manganèse en mg/l dans l'eau.

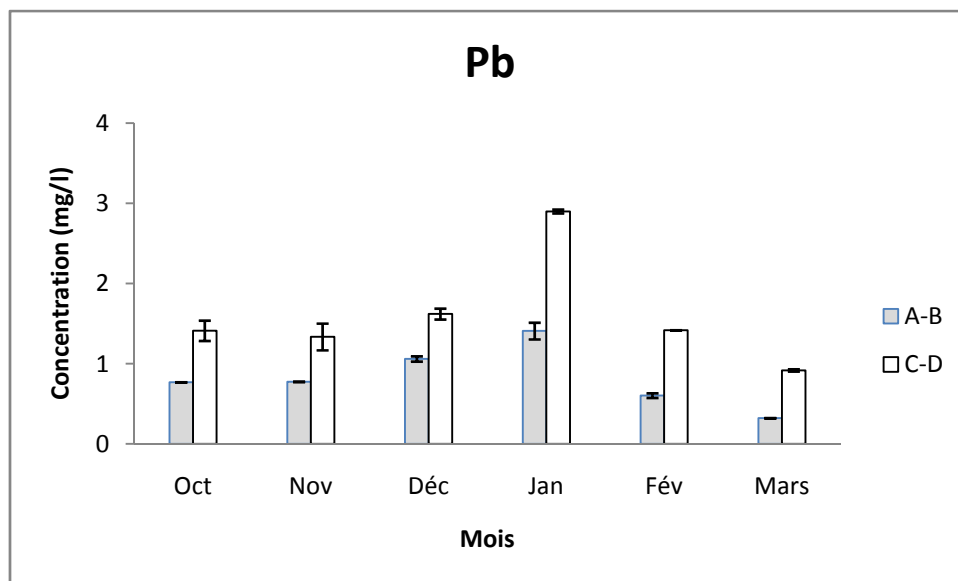


Figure IV.16 : Variations temporelles des concentrations du plomb en mg/l dans l'eau.

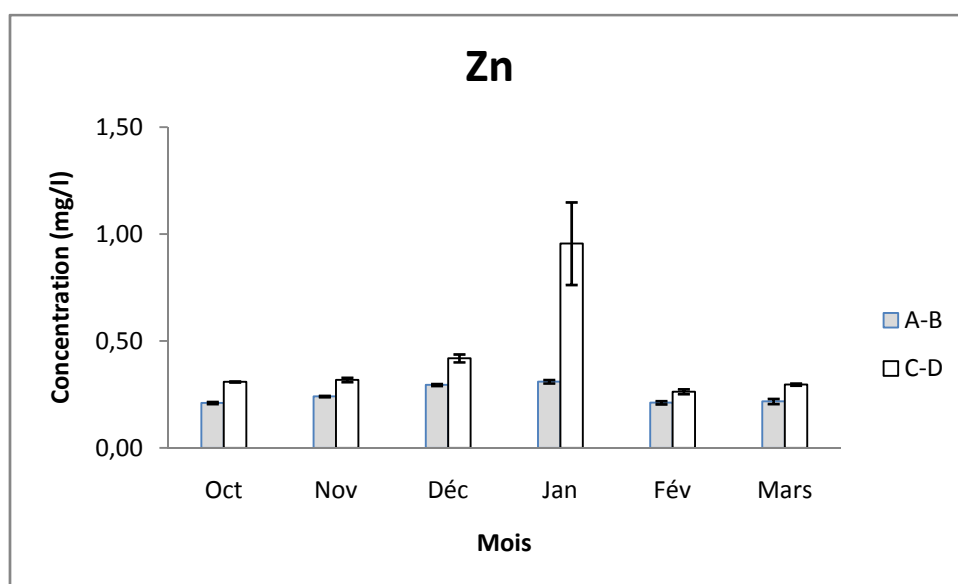


Figure IV.17 : Variations temporelles des concentrations du zinc en mg/l dans l'eau.

IV.2.2. Variations spatiales:

Selon la **figure IV.18**, les teneurs moyennes en cadmium s'échelonnent entre ($0,094 \pm 0,004$ mg/l) en A-B et ($0,126 \pm 0,004$ mg/l) notée au niveau de C-D. Ces valeurs dépassent le seuil de potabilité de ($0,003$ mg/l) préconisée par l'OMS (**M.A.T.E, 2007**), et aussi celle du (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**) concernant la qualité requise des eaux superficielles estimée à ($0,003$ mg/l).

D'autre part, les distributions spatiales du cobalt observées au niveau de notre site d'étude (**figure IV.19**) a permis de mettre en évidence des teneurs moyennes qui s'échelonnent entre ($0,613 \pm 0,025$ mg/l) au niveau du point A-B et ($0,821 \pm 0,027$ mg/l) pour le point C-D.

Les résultats des analyses de chrome dans les eaux au niveau des deux points A-B et C-D sont présentés dans la (**figure IV.20**). Il en ressort que les teneurs moyennes enregistrées sont respectivement de ($0,053 \pm 0,003$ mg/l) et ($0,069 \pm 0,002$ mg/l).

L'ensemble du site étudié présente des concentrations qui dépassent légèrement de la norme de qualité des eaux superficielles qui est de ($0,05$ mg/l) préconisée par le (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**).

D'après la (**figure IV.21**), les teneurs moyennes de cuivre de l'ordre de ($0,09 \pm 0,006$ mg/l) et ($0,16 \pm 0,011$ mg/l) ont été enregistrées au niveau des points A-B et C-D. Cependant, toutes les valeurs restent inférieures au seuil de (2 mg/l) (**M.A.T.E, 2007**), mais dépassent celle du (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**) estimée à ($0,02$ mg/l).

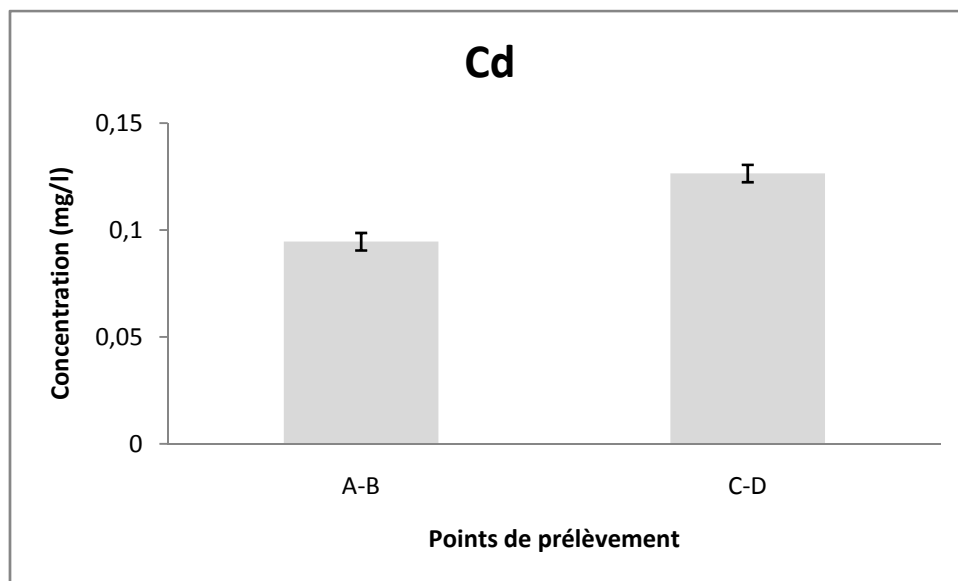


Figure IV.18 : Variations spatiales des concentrations moyennes du cadmium en mg/l dans l'eau.

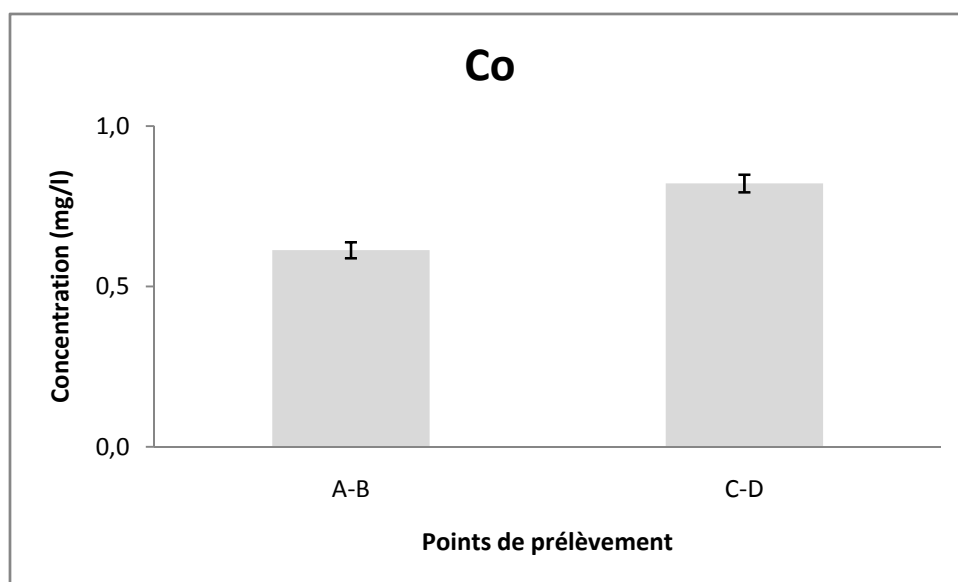


Figure IV.19 : Variations spatiales des concentrations moyennes du cobalt en mg/l dans l'eau.

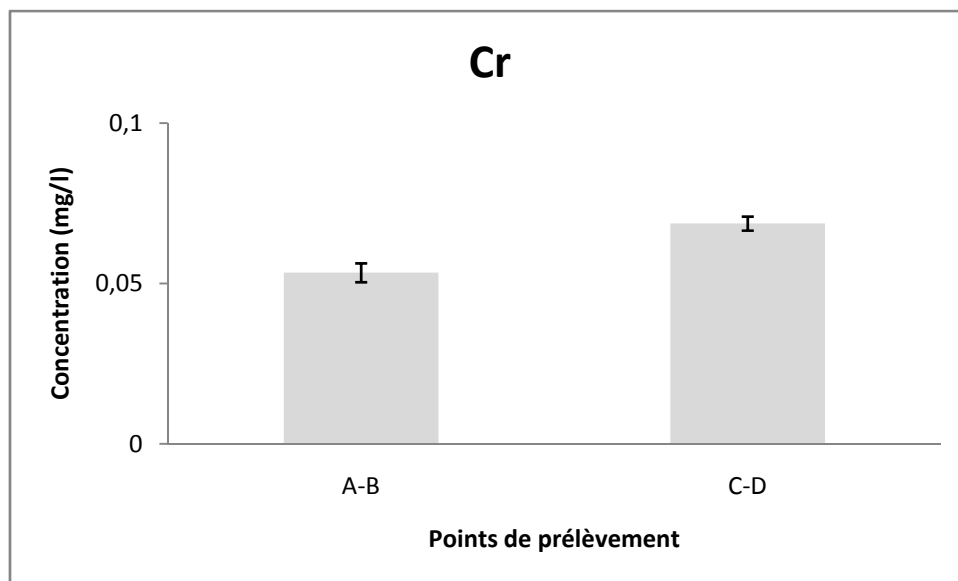


Figure IV.20 : Variations spatiales des concentrations moyennes du chrome en mg/l dans l'eau.

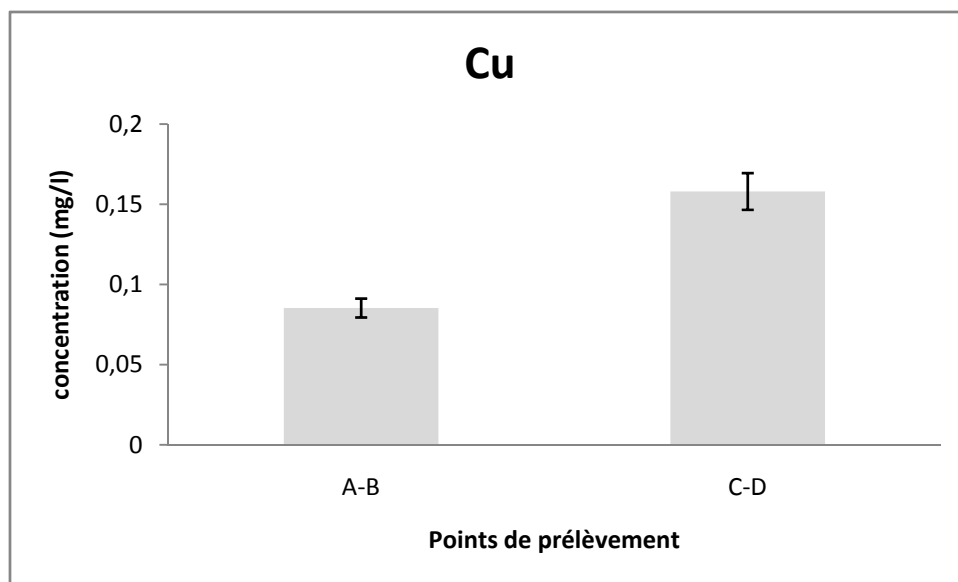


Figure IV.21 : Variations spatiales des concentrations moyennes du cuivre en mg/l dans l'eau.

D'après la **figure IV.22**, les teneurs moyennes en fer au niveau des deux points sont très voisines avec $(1,47 \pm 0,01 \text{ mg/l})$ notée pour A-B et $(1,48 \pm 0,02 \text{ mg/l})$ pour C-D.

La même observation a été faite pour le manganèse (**figure IV.23**), car sa variation spatiale est moins significative entre les deux points étudiés avec des teneurs moyennes de $(1,1 \pm 0,02 \text{ mg/l})$ et $(1,17 \pm 0,04 \text{ mg/l})$ respectivement enregistrées au niveau d'A-B et C-D.

Les moyennes relevées du plomb témoignent d'une répartition régulière dans l'espace (**figure IV.24**). En effet, comme on pouvait s'y attendre, les concentrations moyennes faibles en plomb $(0,82 \pm 0,03 \text{ mg/l})$ sont enregistrées au niveau du point A-B, et les plus fortes $(1,6 \pm 0,07 \text{ mg/l})$ sont notées au niveau de C-D. Les teneurs élevées en plomb pourraient être attribuées aux eaux de ruissellement enrichies en ce métal qui se trouve en abondance dans les gaz et fumées émis par les véhicules en circulation pour atteindre enfin le milieu estuarien. Cependant, toutes les concentrations en plomb au niveau des deux points se situent en dessus de la valeur de $0,01 \text{ mg/l}$ (**M.A.T.E, 2007**) et la valeur guide pour les eaux superficielles (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**).

L'évolution spatiale des concentrations du zinc dans l'eau (**figure IV.25**) indique que les teneurs détectées au niveau des points A-B et C-D présentent des valeurs moyennes respectives de $(0,25 \pm 0,01 \text{ mg/l})$ et $(0,43 \pm 0,04 \text{ mg/l})$. La totalité des valeurs analysées révèlent une absence de contamination au zinc, puisqu'elles sont inférieures à la limite admissible requise par le (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**), de l'ordre de $(0,5 \text{ mg/l})$. En revanche, si les concentrations enregistrées n'incitent pas à des inquiétudes immédiates, il faut souligner que le risque écotoxicologique réside dans le caractère cumulatif des métaux lourds qui interviennent dans des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification. Les métaux lourds peuvent ainsi s'accumuler à faibles doses dans la faune et la flore, et atteindre le seuil toxique et dégrader la chaîne alimentaire (**Cheggour et al., 2001; Canli et al., 2003**).

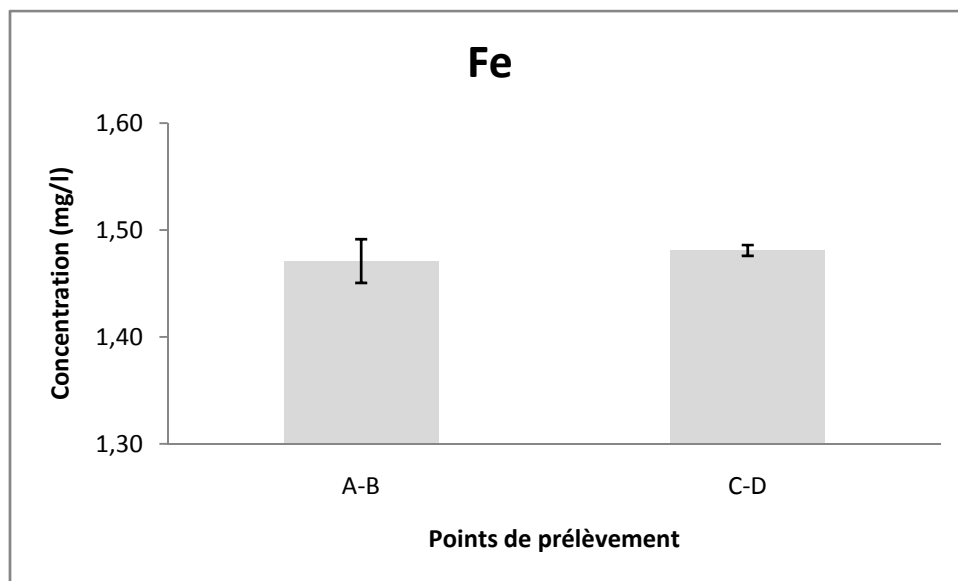


Figure IV.22 : Variations spatiales des concentrations moyennes du fer en (mg/l) dans l'eau.

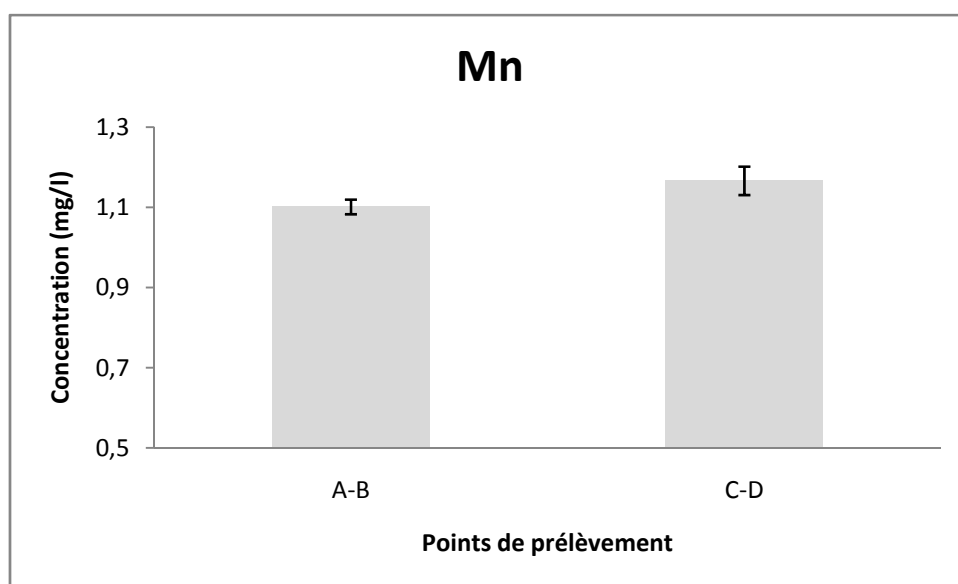


Figure IV.23 : Variations spatiales des concentrations moyennes du manganèse en (mg/l) dans l'eau.

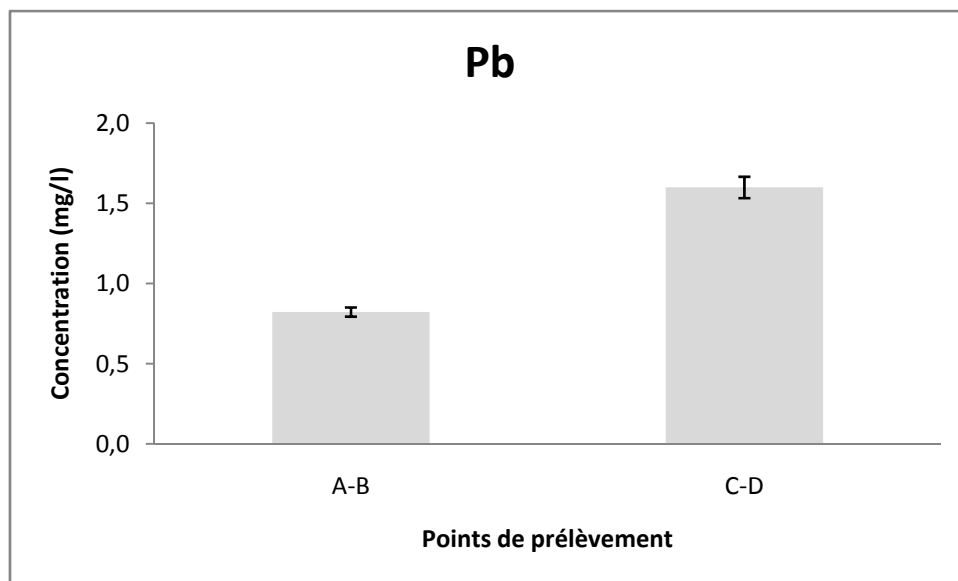


Figure IV.24 : Variations spatiales des concentrations moyennes du plomb en mg/l dans l'eau.

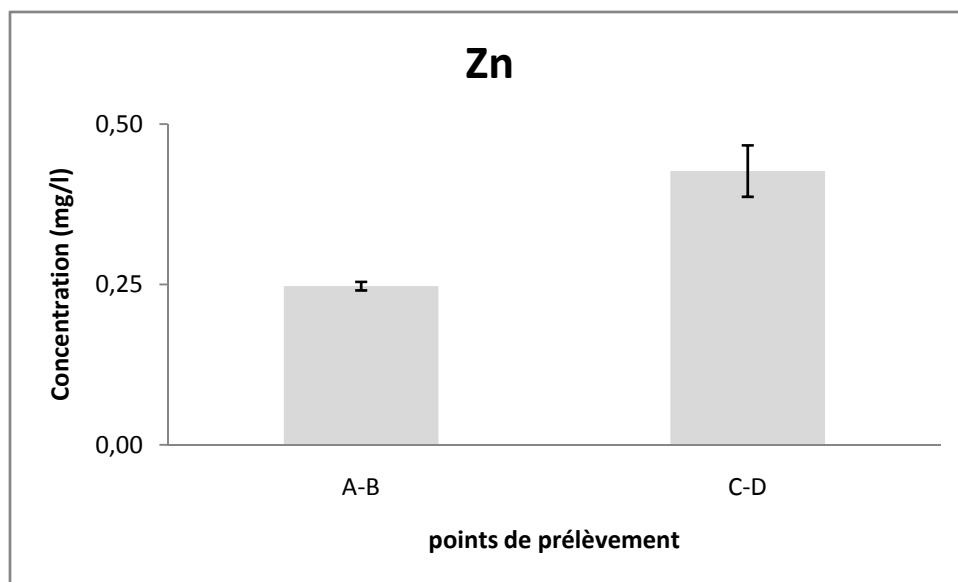


Figure IV.25 : Variations spatiales des concentrations moyennes du zinc en mg/l dans l'eau.

IV.3. TENEURS EN METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS :

Les résultats des analyses des éléments métalliques réalisés sur les sédiments superficiels de l'estuaire de la Tafna sont présentés sur les **figures IV.26 -41** et **'annexe 3**. La ligne horizontale dans chacune des figures indique la valeur moyenne de référence des sédiments estuariens (IAEA-405) (**Coquery et al., 2000**). Les écarts types calculés ne présentent pas de grandes variabilités, ce qui est satisfaisant pour nos analyses.

IV.3.1. Variations temporelles :

IV.3.1.1. Cadmium:

Les résultats du suivi mensuel du cadmium dans les sédiments superficiels (**figure IV.26**) montrent que les concentrations sont supérieures à la teneur de référence (**0,73 mg/kg**).

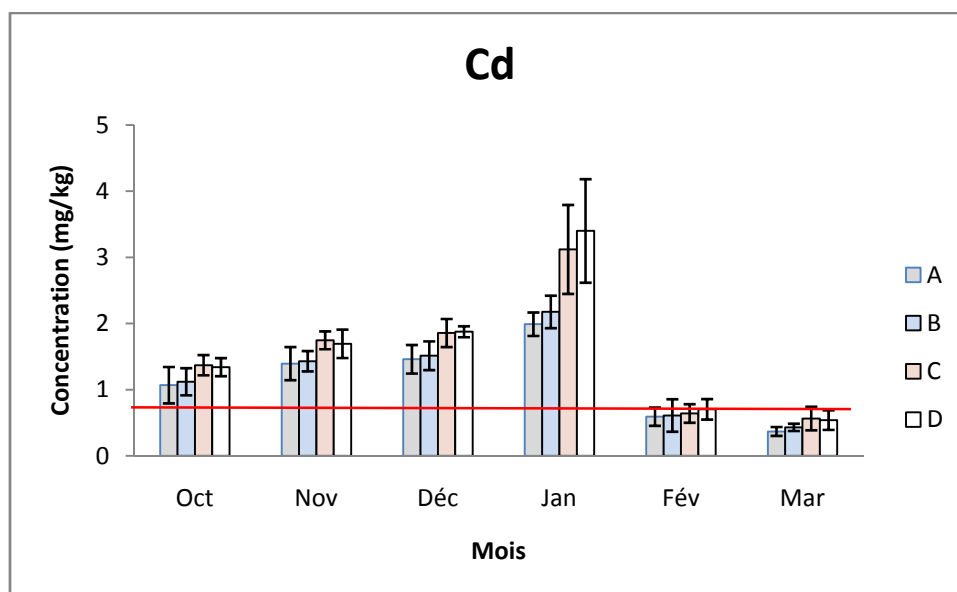


Figure IV.26: Variations temporelles des concentrations du cadmium en mg/kg dans les sédiments.

Le maximum est relevé au mois de janvier ($3,40 \pm 0,78$ mg/kg) au niveau du point D. Ensuite, les concentrations chutent au niveau des quatre points de prélèvement pour atteindre des minimas marqués au niveau du point A ($0,59 \pm 0,14$ mg/kg et $0,37 \pm 0,07$ mg/kg) respectivement aux mois de février et mars.

Nous constatons que les concentrations du cadmium sont plus importantes en janvier lorsque l'événement pluvieux est précédé d'une longue période sèche, comme l'ont pu observer **Thornton et al., (2001)**. En effet, cette période permet l'accumulation des métaux par lessivage des sols. En revanche, il n'y a pas de source industrielle du cadmium à proximité du site, cette contamination serait peut être liée à l'activité agricole utilisant des composés phosphatés contenant d'importantes quantités de cadmium (**Ben Bouih et al., 2004**). Quant à la diminution relative des concentrations du cadmium pourrait être due au phénomène de dilution (**Morillo et al., 2005**).

IV.3.1.2. Cobalt:

Les résultats observés sur la (**figure IV.27**), nous révèlent que durant toute la période de notre suivi, les teneurs en cobalt sont en dessous de la valeur de référence (**13,7 mg/kg**) avec des teneurs fluctuant entre ($5,37 \pm 1,87$ mg/kg) et ($12,85 \pm 1,73$ mg/kg), sauf au mois de janvier où il enregistre des pics de ($14,12 \pm 1,69$ et $15,17 \pm 1,46$ mg/kg) notés respectivement pour les deux points C et D.

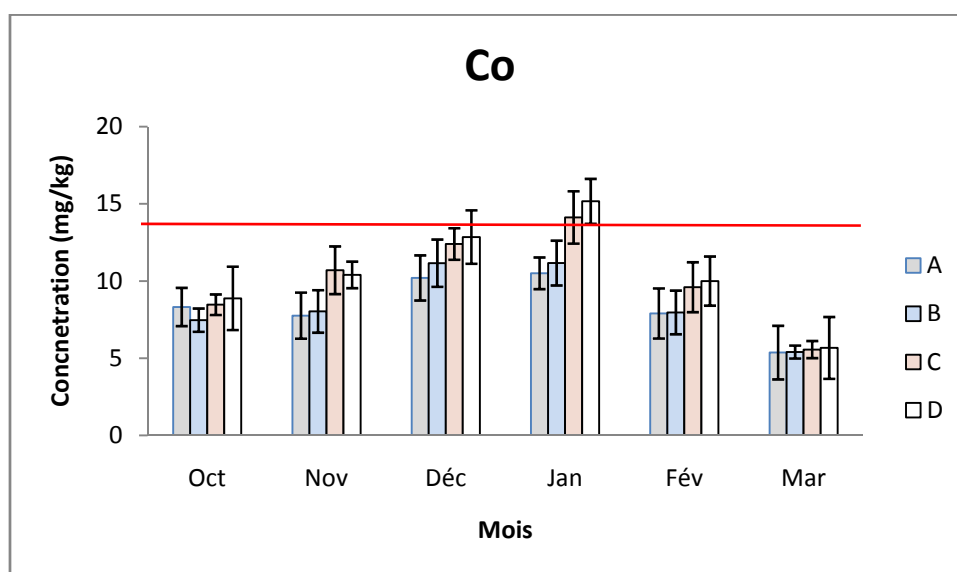


Figure IV.27: Variations temporelles des concentrations du cobalt en mg/kg dans les sédiments.

Le même profil de distribution est constaté au niveau des quatre points de prélèvement, avec une augmentation progressive des teneurs en cobalt à partir du mois d'octobre jusqu'en janvier, puis une diminution marquée à partir de février.

IV.3.1.3. Chrome:

Les résultats des analyses du chrome dans les sédiments montrent que la totalité des teneurs sont inférieures à la valeur de référence (**84 mg/kg**) (**figure IV.28**).

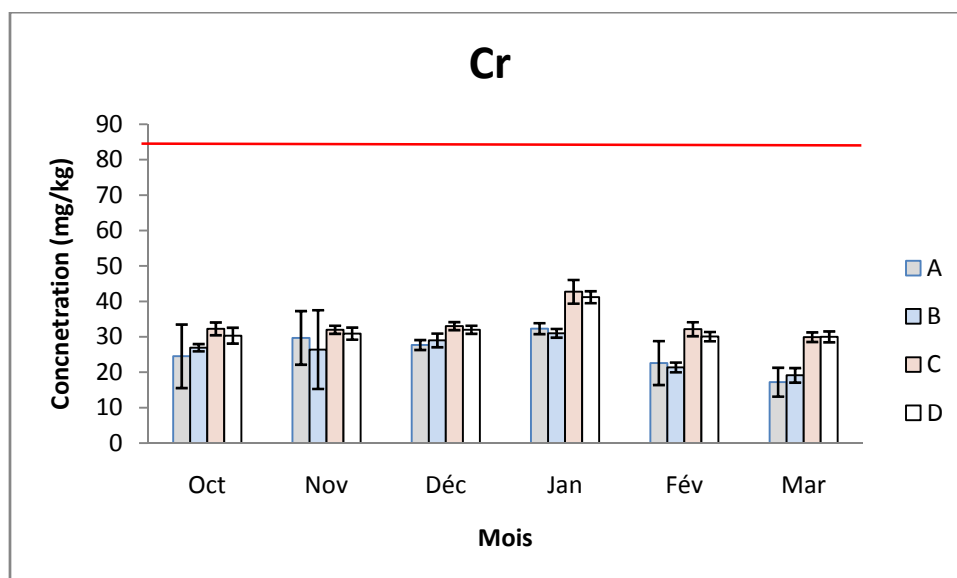


Figure IV.28: Variations temporelles des concentrations du chrome en mg/kg dans les sédiments.

La variation temporelle du chrome dans les sédiments superficiels révèle des variabilités plus ou moins similaires remarquées pour tous points étudiés. En effet, les teneurs en chrome augmentent légèrement d'un mois à un autre, jusqu'à atteindre le maximum en janvier ($42,72 \pm 3,34$ mg/kg), puis elles diminuent directement à partir de février avec des valeurs fluctuant entre ($21,37 \pm 1,38$ mg/kg) et ($32,16 \pm 1,97$ mg/kg), pour ré-augmenter ensuite au mois de mars et enregistrent des valeurs qui varient entre ($17,20 \pm 4,08$ mg/kg) et ($30 \pm 1,55$ mg/kg).

IV.3.1.4. Cuivre :

Nous notons pour le cuivre une répartition temporelle régulière au niveau des quatre points étudiés (**figure IV.29**). Dans l'ensemble, toutes les teneurs enregistrées restent inférieures à celles de la teneur de référence (**47,7 mg/kg**).

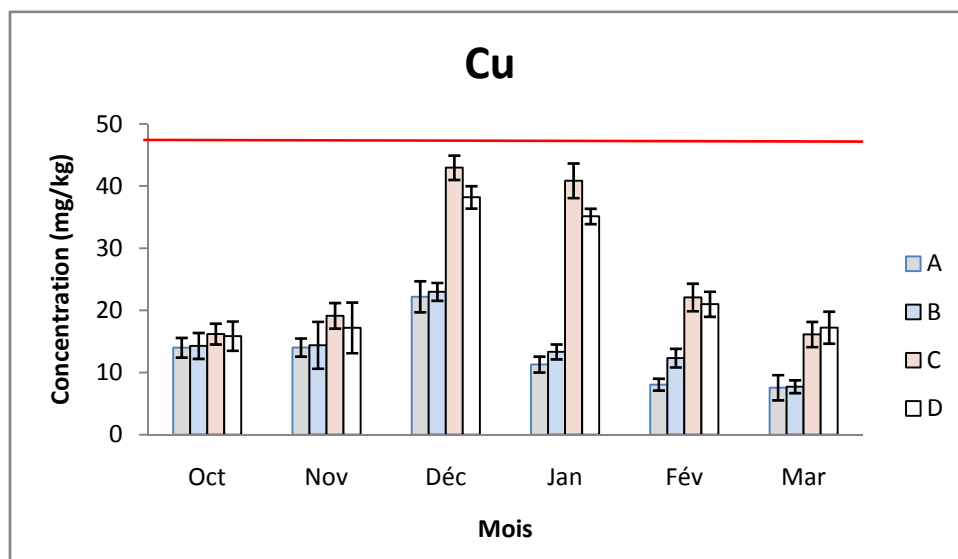


Figure IV.29: Variations temporelles des concentrations du cuivre en mg/kg dans les sédiments.

Une concentration maximale de l'ordre de $(42,97 \pm 1,95 \text{ mg/kg})$ est relevée en décembre contre un minimum de $(7,57 \pm 2,03 \text{ mg/kg})$ noté au mois de mars. La présence d'unités industrielles qui rejettent des déchets de cuivre sans traitement préalable dans l'Oued Mouilah à Maghnia (sous affluent de la Tafna), et le lessivage des sols par les eaux de pluie pourraient contribuer cependant à l'explication de la concentration maximale enregistrée (Santos Bermejo et al., 2002).

IV.3.1.5. Fer :

Dans cette étude les teneurs en fer sont trouvés en quantités importantes, mais ne dépassent pas la valeur moyenne de référence ($37,4 \text{ g/kg}$). Les variations mensuelles du fer dans les sédiments estuariens s'expriment par des variations semblables au niveau des points de prélèvement (figure IV.30).

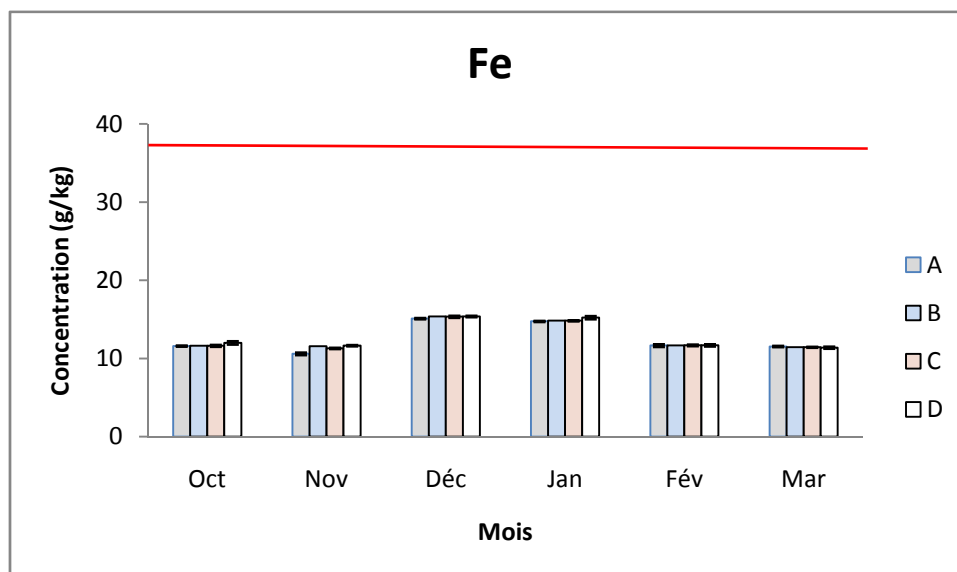


Figure IV.30: Variations temporelles des concentrations du fer en g/kg dans les sédiments.

Les teneurs élevées sont observées au mois de décembre ($15,38 \pm 0,09$ g/kg) au niveau de B et D. Mais à partir du mois de février, les teneurs en ce métal chutent avec des valeurs fluctuant entre ($11,67 \pm 0,17$ g/kg) et ($11,69 \pm 0,14$ g/kg), puis en mars avec des teneurs oscillant entre ($11,40 \pm 0,13$ g/kg) et ($11,54 \pm 0,08$ g/kg). Les teneurs de ces deux derniers mois sont très proches de celles d'octobre et novembre. Les concentrations élevées sont dues à la nature du fond géochimique de la région (**Benest et Elmi, 1978**).

IV.3.1.6. Manganèse :

Toutes les teneurs en manganèse observées durant les six mois d'étude restent inférieures à celle de référence (**495 mg/kg**). En effet, la répartition temporelle des concentrations du manganèse dans les sédiments (**figure IV.31**) montre un accroissement des teneurs pendant la saison hivernale, jusqu'à atteindre la plus forte valeur de l'ordre de $410,83 \pm 1,96$ mg/kg notée au mois de janvier pour le point B après des épisodes de pluies. Puis, en suivant le même profil que les autres métaux étudiés, nous observons une diminution ($244,07 \pm 4,93$ mg/kg) à partir de février juste après les précipitations par effet de dilution.

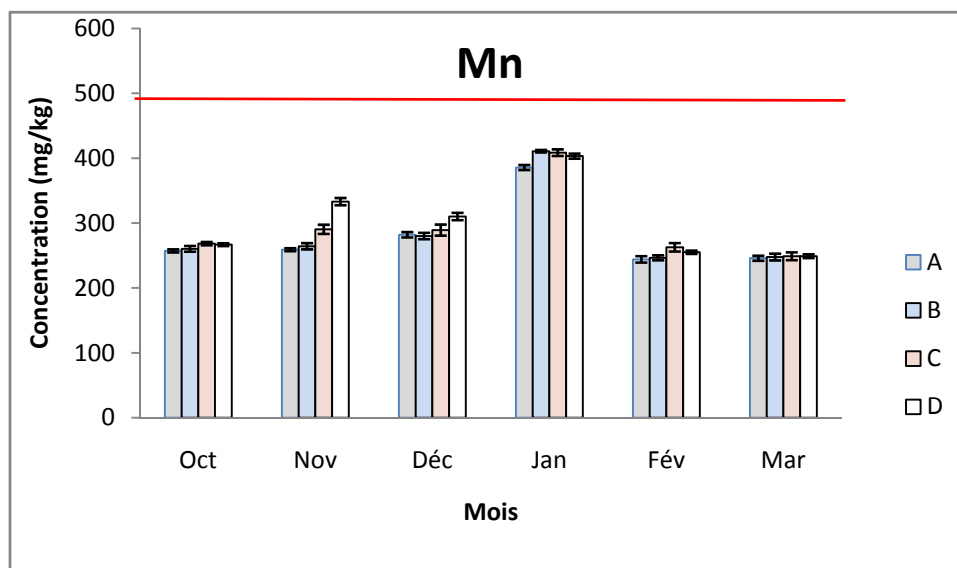


Figure IV.31: Variations temporelles des concentrations du manganèse en mg/kg dans les sédiments.

Ces teneurs en manganèse montrent des valeurs considérables traduisant des apports naturels de provenance du bassin versant par le lessivage des sols agricoles. Le manganèse est considéré comme un excellent traceur des apports continentaux aux écosystèmes aquatiques (Glasby, 1984; Zourarah, 2002).

IV.3.1.7. Plomb :

Selon la (figure IV.32), les teneurs en plomb ne dépassent en aucun cas la valeur de référence estimée à (74,8 mg/kg).

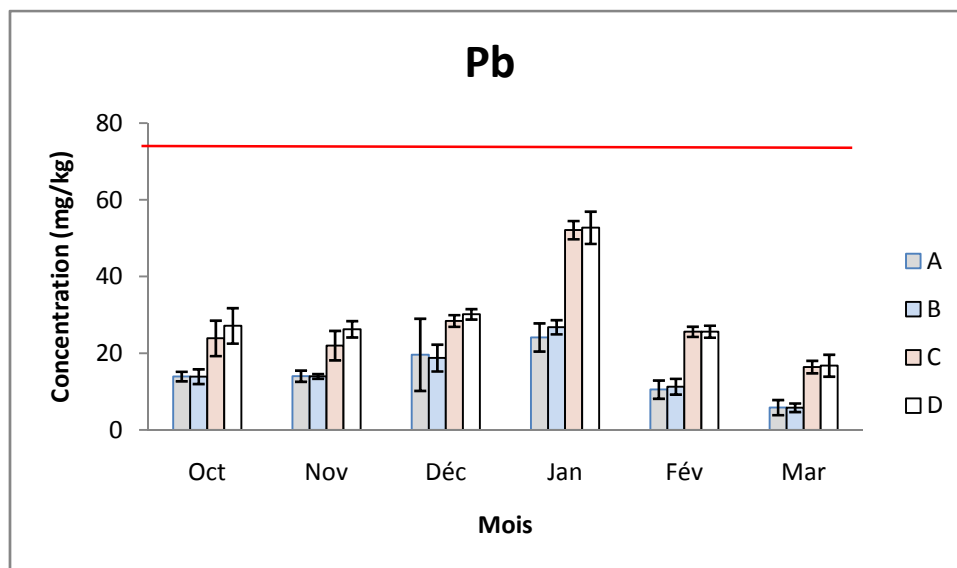


Figure IV.32: Variations temporelles des concentrations du plomb en mg/kg dans les sédiments.

Les concentrations les plus élevées du plomb sont relevées durant le mois de décembre ($30,17 \pm 1,35$ mg/kg) et en janvier avec une teneur maximale de ($52,73 \pm 4,20$ mg/kg) notées au niveau de D. Ces concentrations semblent être liées en grande partie par le trafic routier qui contribue au dépôt du plomb dans les sédiments par les retombés atmosphériques (Maanan, 2003). En effet, le plomb utilisé comme antidétonant dans les carburants des moteurs des véhicules, est libéré directement dans l'atmosphère par les pots d'échappement. La contamination est directe par les retombées atmosphériques ou indirecte après lessivage des routes par les eaux pluviales (Conor, 1980; Goody et al., 1995; El Morhit, 2008), sans négliger l'apport du déversement des eaux usées et des rejets industriels (Xintaras. 1992; Santos Bermejo et al., 2002; Ramessur et Ramjeawon, 2002; Abollino et al., 2002; Banat et Howari, 2003).

Les faibles concentrations du plomb enregistrées juste après les pluies à partir du mois de février ($10,53 \pm 2,39$ mg/kg) continuent de chuter jusqu'à atteindre un minimum de ($5,80 \pm 1,12$ mg/kg) obtenu au point A, pourraient s'expliquer certainement par les phénomènes de dilution.

IV.3.1.8. Zinc :

D'après la (**figure IV.33**), nous notons pour le zinc, que seule la teneur maximale ($338,73 \pm 6,07 \text{ mg/kg}$) relevée en janvier au niveau de D franchit et dépasse la teneur moyenne de référence de l'ordre de (**279 mg/kg**).

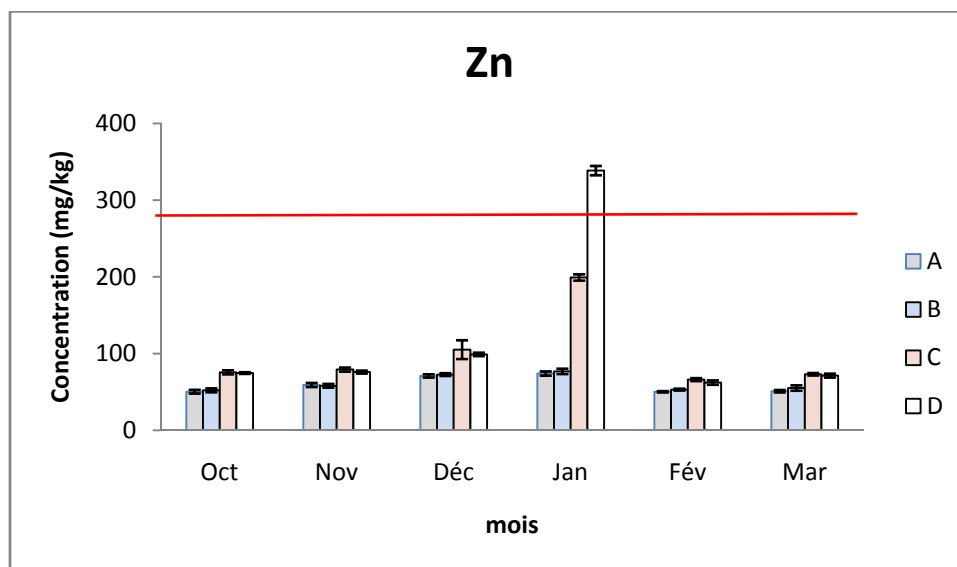


Figure IV.33: Variations temporelles des concentrations du zinc en mg/kg dans les sédiments.

Une différence significative a été relevée entre le mois d'octobre contre janvier, ce profil de distribution est observé pour l'ensemble des points étudiés. En effet, les teneurs en zinc chutent à partir de février pour atteindre la plus faible valeur enregistrée au niveau du point A ($50,20 \pm 0,89 \text{ mg/kg}$), puis ré-augmentent légèrement en mars pour une valeur de ($51 \pm 1,67 \text{ mg/kg}$). D'ailleurs, les premières pluies entraînent les métaux par lessivage des sols qui favorisent leur accumulation, puis les eaux apportées par les pluies suivantes ont moins de métaux à lessiver. Elles sont donc peu chargées en métaux et leur arrivée dans l'estuaire provoque une dilution des teneurs en métaux.

D'autre part les activités agricoles basées sur l'usage massif de fertilisants et des pesticides contribuent aussi à cette situation, sachant que les fongicides sont riches en zinc et en fer. Cet enrichissement en zinc est aussi à mettre en relation avec les apports d'eaux usées de la ville de Rachgoun, car le zinc est l'un des éléments métalliques caractéristiques d'une pollution de type urbain (**Bennasser et al., 2000**).

IV.3.2. Variations spatiales :

IV.3.2.1. Cadmium:

L'analyse spatiale du cadmium au niveau des sédiments de l'estuaire (**figure IV.34**) montre que les teneurs moyennes obtenues s'échelonnent entre $(1,15 \pm 0,19 \text{ mg/kg})$ au niveau de A et $(1,59 \pm 0,25 \text{ mg/kg})$ au niveau de D. Les quatre points étudiés présentent des valeurs supérieures à celle de la référence (**0,73 mg/kg**).

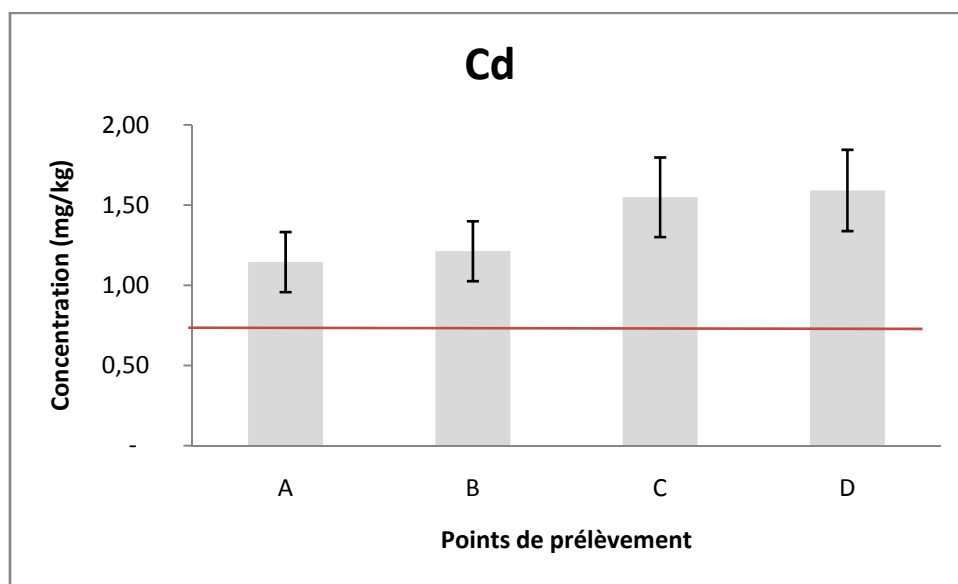


Figure IV.34: Variations spatiales des concentrations moyennes du cadmium en mg/kg dans les sédiments.

Le lessivage des sols fertilisés peut aussi constituer une source d'apports de cadmium (**Movet, 1990**). En effet, la présence de ce dernier dans les milieux environnementaux est généralement liée à son utilisation, notamment dans les batteries, dans des utilisations diffuses pour protéger l'acier contre la corrosion (cadmiage), ou comme stabilisant pour les plastiques et les pigments (**Philibert et al., 2002; Ben Bouih et al., 2004**).

IV.3.2.2. Cobalt:

L'analyse de la variation spatiale du cobalt au niveau des sédiments de l'estuaire (**figure IV.35**) montre que ce sont les points A et B qui abritent les concentrations moyennes les plus faibles ayant respectivement ($8,34 \pm 1,43$ mg/kg) et ($8,53 \pm 1,16$ mg/kg), alors que les teneurs les plus élevées ($10,14 \pm 1,18$ mg/kg) et ($10,49 \pm 1,62$ mg/kg) sont enregistrées au niveau de C et D.

Par ailleurs, la totalité du site présente des teneurs moyennes en cobalt inférieures à celles des valeurs de référence (**13,7 mg/kg**).

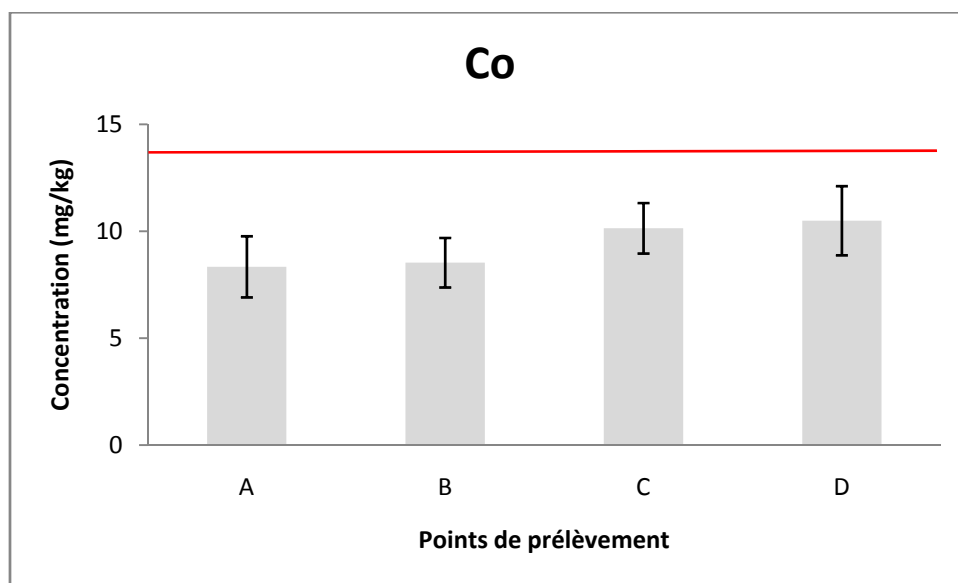


Figure IV.35: Variations spatiales des concentrations moyennes du cobalt en mg/kg dans les sédiments.

IV.3.2.3. Chrome:

La **figure IV.36** montre la présence du chrome dans les sédiments avec des teneurs moyennes variant de ($17,20 \pm 4,08$ mg/kg) à ($42,72 \pm 3,34$ mg/kg). Donc l'estuaire de la Tafna présente des teneurs moyennes en chrome qui se situent largement au dessous de la valeur de référence (**84 mg/kg**).

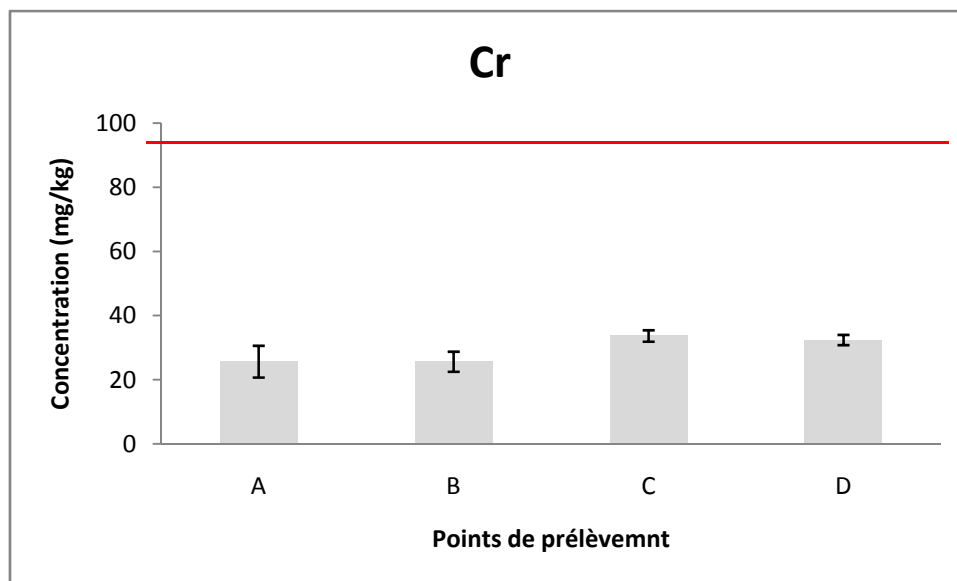


Figure IV.36: Variations spatiales des concentrations moyennes du chrome en mg/kg dans les sédiments.

Cependant, les teneurs de chrome les plus élevées sont notées au niveau de C et D avec des valeurs respectives de $(42,72 \pm 3,34 \text{ mg/kg})$ et $(41,20 \pm 1,69 \text{ mg/kg})$. Les faibles teneurs enregistrées au niveau des points A et B peuvent être expliquées par le fait que ces derniers situés à l'embouchure, sont soumis au milieu marin très agité, ce qui semble perturber le piégeage des métaux par les sédiments.

IV.3.2.4. Cuivre :

La **figure IV.37** montre que le cuivre atteint une concentration maximale au niveau de C en décembre $(40,87 \pm 2,78 \text{ mg/kg})$ par contre enregistre une valeur minimale au niveau du point A au mois de mars $(7,57 \pm 2,03 \text{ mg/kg})$.

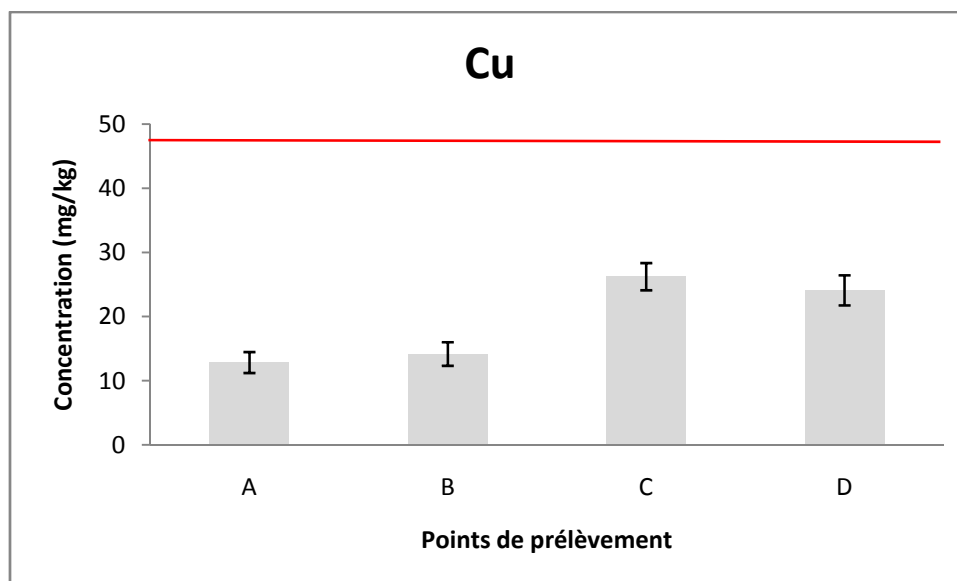


Figure IV.37: Variations spatiales des concentrations moyennes du cuivre en mg/kg dans les sédiments.

Concernant les teneurs moyennes du cuivre durant les six mois d'étude, les fortes teneurs sont observées au niveau du point C avec une valeur moyenne de $(26,23 \pm 2,12 \text{ mg/kg})$, suivi du point D marquant ainsi une moyenne de $(24,11 \pm 2,34 \text{ mg/kg})$, puis le point A $(12,86 \pm 1,63 \text{ mg/kg})$ et en dernière position le point B avec une moyenne de $(14,18 \pm 1,84 \text{ mg/kg})$.

En récapitulatif, toutes les valeurs moyennes de cuivre de notre site d'étude restent en dessous de la valeur de référence (**47,7 mg/kg**).

IV.3.2.5. Fer :

Le fer est le métal le plus abondant dans les sédiments de l'estuaire de la Tafna (**figure IV.38**). La plus forte teneur moyenne est relevée au niveau de D $(12,89 \pm 0,14 \text{ g/kg})$, alors que la plus faible est obtenue au niveau du point A $(12,55 \pm 0,1 \text{ g/kg})$. Concernant les teneurs au niveau des deux autres points B et C, nous constatons que leurs concentrations restent aussi importantes avec des moyennes respectives de $(12,76 \pm 0,14 \text{ g/kg})$ et $(12,71 \pm 0,09 \text{ g/kg})$. Donc la répartition spatiale de cet élément de constitution est homogène le long de notre site d'étude quand à l'enrichissement en fer est dû au contexte géologique régional (**Benest et Elmi, 1978**).

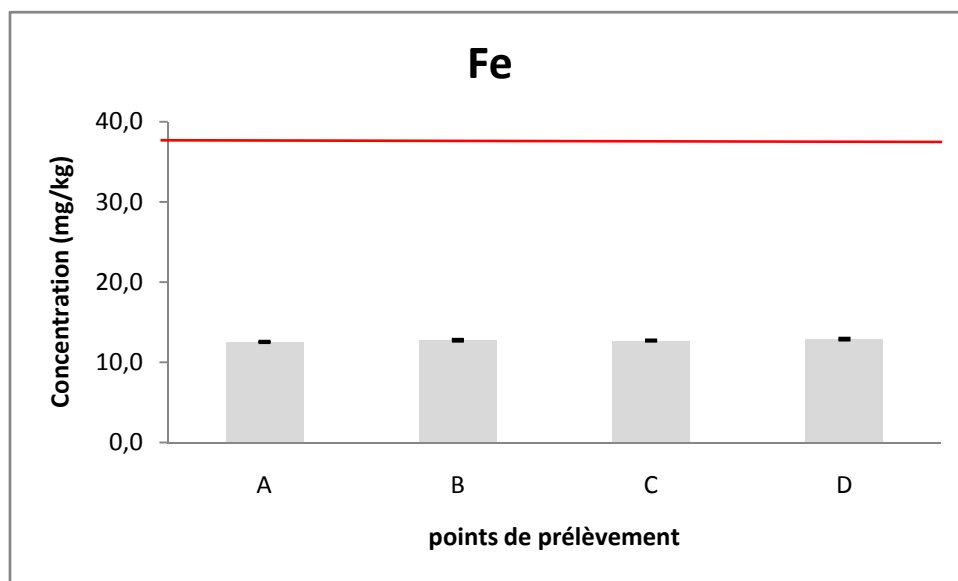


Figure IV.38: Variations spatiales des concentrations moyennes du fer en g/kg dans les sédiments.

IV.3.2.6. Manganèse :

D'après la **figure IV.39**, le manganèse est naturellement présent dans les sédiments de l'estuaire de la Tafna car sa fixation a été mise en évidence dans la calcite par résonance paramagnétique électronique (RPE) (**Dali Youcef, 2005**). Les teneurs moyennes varient de $(278,97 \pm 3,56 \text{ mg/kg})$ enregistrée au niveau du point A à $(302,93 \pm 3,76 \text{ mg/kg})$ marquée en D.

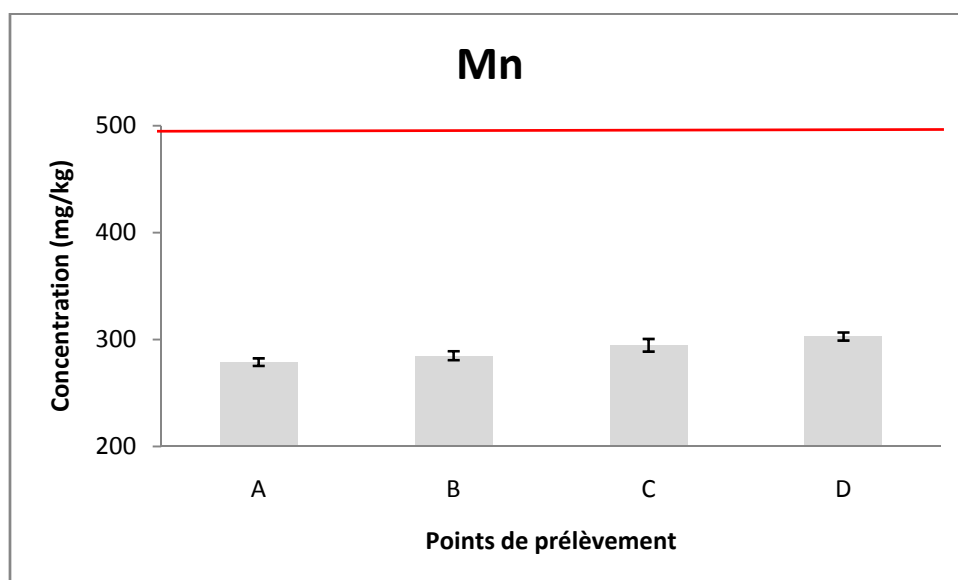


Figure IV.39: Variations spatiales des concentrations moyennes du manganèse en mg/kg dans les sédiments.

IV.3.2.7. Plomb :

La répartition spatiale du plomb dans les sédiments (**Figure IV.40**) montre que les teneurs moyennes en plomb les plus élevées ($28,08 \pm 2,55$ mg/kg et $29,79 \pm 2,79$ mg/kg) sont respectivement marquées au niveau de C et D. Ces résultats peuvent être attribués aux phénomènes de lixiviation au niveau de la décharge sauvage située au bord de l'estuaire, le trafic routier et le lessivage des terres agricoles voisines.

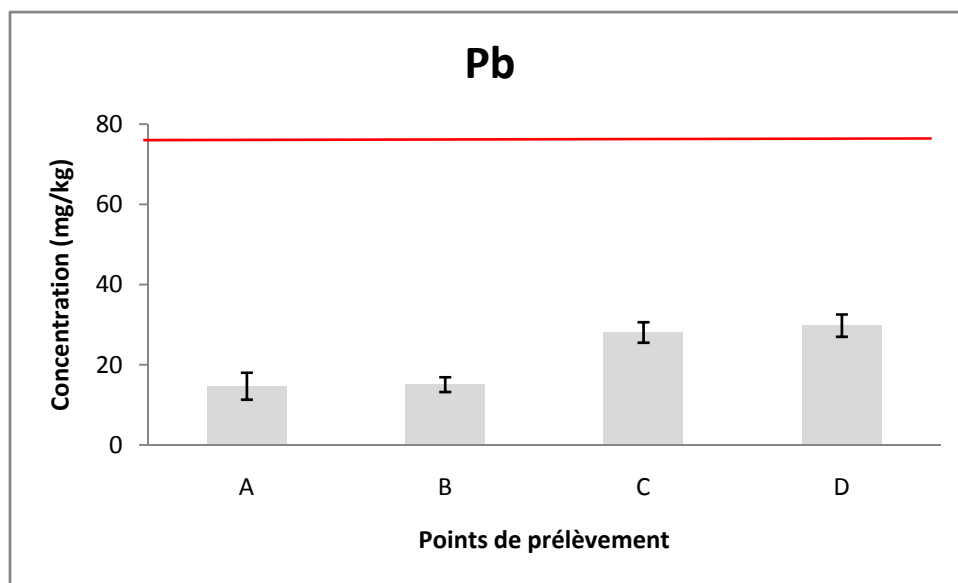


Figure IV.40: Variations spatiales des concentrations moyennes du plomb en mg/kg dans les sédiments.

IV.3.2.8. Zinc:

Le zinc est présent dans les sédiments de tous les points retenus pour notre étude, sa répartition spatiale est présentée sur la (**figure IV.4**).

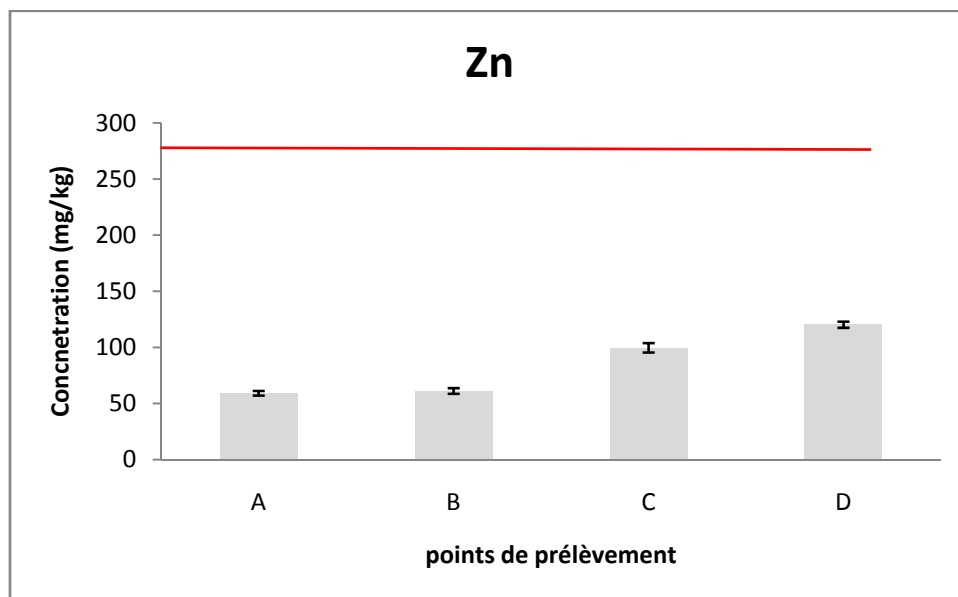


Figure IV.41: Variations spatiales des concentrations moyennes du zinc en mg/kg dans les sédiments.

L'important apport en zinc marqué au niveau de C et D (avec des moyennes respectives de $99,75 \pm 4,21$ mg/kg et $120,32 \pm 2,77$ mg/kg), est le résultat du déversement des eaux usées de la ville de Rachgoun, et notamment le lessivage des ordures ménagères incontrôlées au bord du de l'estuaire. En effet, le zinc forme de 44 à 47% des piles et, accumulateurs, 12 à 13% des produits ferreux protégés par zinc contre la corrosion, 11 à 13% des caoutchoucs, 8 à 9% des papiers-carton, etc (**Philibert et al., 2002**). D'autre part, les sols cultivés peuvent aussi contribuer dans l'apport en zinc, puisque les fertilisants utilisés sont responsables de cet apport. D'ailleurs, **Mermut et al., (1996)** ont montré que les fertilisants à base d'azote et de phosphate peuvent contenir jusqu'à 83,3 mg du zinc par kilogramme/de fertilisants.

IV.3.3. Indice de pollution (IP) :

Différents auteurs (**Robbe, 1981; Belamie et al., 1982; Andre et Lascombe, 1987**), définissent l'indice de pollution (IP) comme suit :

$$IP = \frac{\text{Concentration mesurée}}{\text{Concentration de référence}}$$

Avec:

- concentration de référence : la teneur moyenne d'un fond géologique non contaminé.

Selon **Mouvet, (1986)**; **André et Lascombe, (1987)**; **Al Shukri et al., (1992)**, la pollution pourrait être classée de la manière suivante :

- $IP < 3$: situation normale;
- $3 < IP < 9$: situation suspecte;
- $IP > 9$: pollution certaine.

L'interprétation et l'évaluation de la contamination d'un sédiment reste tributaire d'une connaissance des teneurs de référence, difficile à établir en raison de leur grande hétérogénéité géochimique des sédiments (**Belamie et al., 1982**). Par ailleurs, les teneurs de référence doivent être établies à l'échelle régionale sur un site dépourvu de toute pollution anthropique (**Boust et al., 1981**).

En effet, notre choix s'est porté sur «Ghar Boumazza», lieu d'émergence de l'Oued Tafna considérée comme une zone de référence non polluée localisée loin de toutes perturbations d'origine anthropique. Les valeurs de référence utilisées pour le calcul d'indice de pollution sont données sur le (**tableau IV.2**).

Tableau IV. 2: Les valeurs moyennes de référence retenues pour notre étude exprimées en mg/kg.

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Valeurs de référence	0,73	13,7	55,94	28,17	35630	383,4	21,63	97,52

Toutes les teneurs illustrées ci-dessus sont celles de Ghar Boumazza (**Dali Youcef et al., 2004**), sauf pour le cadmium et le cobalt qui sont ceux des concentrations de référence des sédiments estuariens (IAEA-405) établies par (**Coquery et al., 2000**).

Les indices de pollution calculés pour les huit métaux étudiés au niveau de l'estuaire, sont inférieurs à 3 (**figure IV.42**). Il ne semble donc pas y avoir de contamination métallique marquée dans l'estuaire de la Tafna.

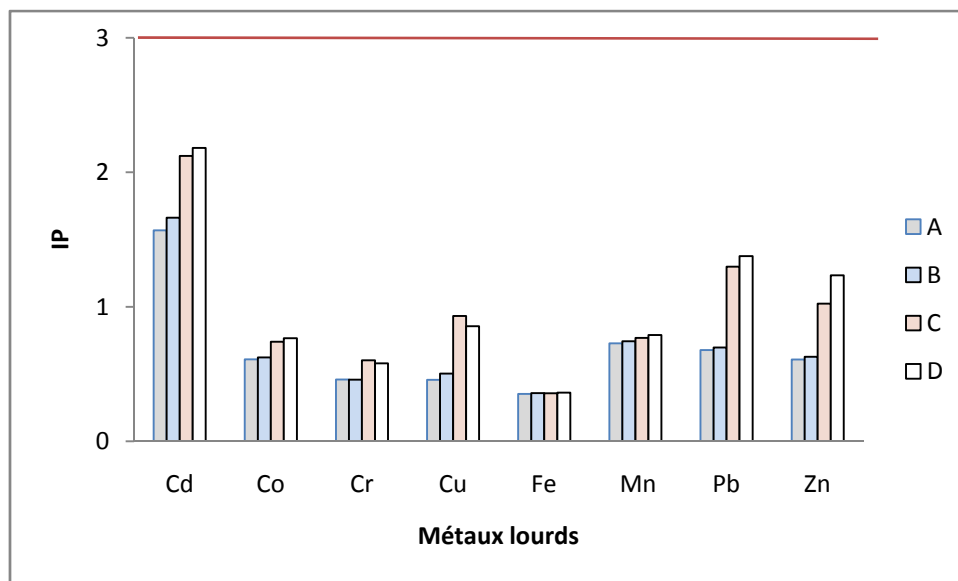


Figure IV.42 : Indice de pollution (IP) dans les sédiments prélevés au niveau de l'estuaire de la Tafna.

La somme des IP des différents éléments métalliques au niveau de chaque point nous permet de classer ces derniers par ordre décroissant de pollution suivant :

$$\mathbf{D > C > B > A.}$$

IV.3.4. Facteur d'enrichissement (FE) :

Le calcul des facteurs d'enrichissement est communément utilisé comme première approche dans la détermination des sources de métaux. Cette méthode consiste à utiliser un élément de référence d'origine terrigène, principalement l'Al, le Fe ou le Si qui sont reconnus comme émis par les sources terrigènes (Gao et al., 2002; Kim et al., 2000), afin de déterminer la part terrigène des apports métalliques.

Dans notre étude, le facteur d'enrichissement métallique des sédiments étudiés a été calculé en normalisant par rapport au fer (Birch, 2003; Acevedo-Figueroa, 2005), selon la formule suivante :

$$FE = \frac{\frac{(teneur\ du\ métal)_{sédiment}}{(teneur\ Fe)_{sédiment}}}{\frac{(teneur\ du\ métal)_{référence}}{(teneur\ Fe)_{référence}}}$$

Si $FE < 1$, il n'indique pas d'enrichissement; $1 < FE < 3$ est faible; $3 < FE < 5$ est modéré; $5 < FE < 10$ est modérément sévère; $10 < FE < 25$ est sévère; $25 < FE < 50$ est très sévère et > 50 est extrêmement sévère.

Le fer est considéré comme un élément standard de normalisation des éléments mineurs puisqu'il est insensible aux variations granulométriques (Kim et al., 1999); sa concentration naturelle dans les sédiments tend à être uniforme, et il s'associe aux fines particules (Daskalakis et O'Connor, 1995).

Les valeurs de référence utilisées sont ceux des sédiments estuariens (IAEA-405) établies par (Coquery et al., 2000) (tableau I.6).

Les résultats obtenus pour le facteur d'enrichissement montrent des valeurs plus ou moins importantes selon les points de prélèvements et les métaux (figure IV.43).

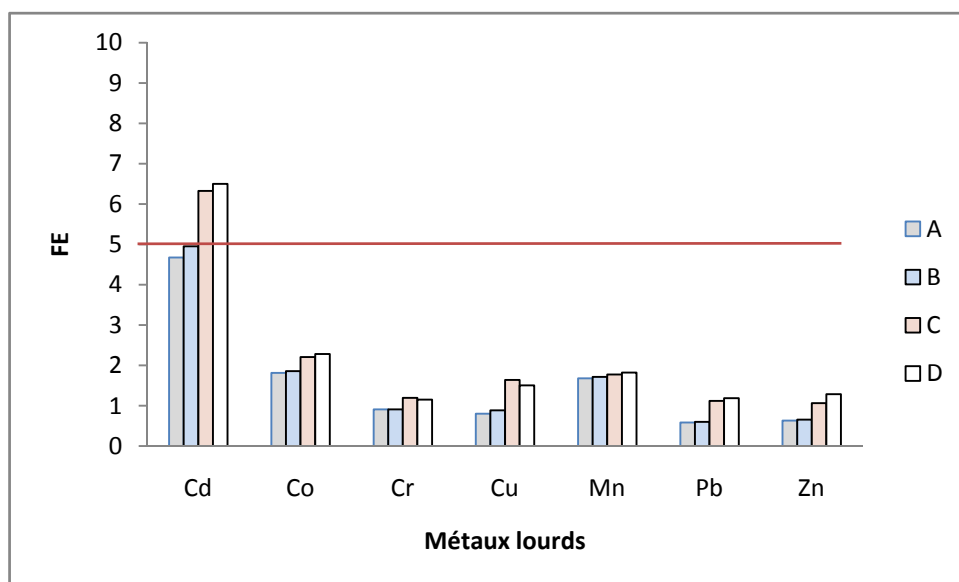


Figure IV.43 : Facteur d'enrichissement de la contamination métallique dans l'estuaire de la Tafna.

Dans l'ensemble, le facteur d'enrichissement est compris entre 1 et 5 mais ne dépasse jamais 10, ce qui écarte le cas d'un enrichissement sévère.

Pour tous les métaux étudiés, excepté le cadmium, les valeurs de facteurs d'enrichissement varient de (0,58) notée pour le plomb à (2,28) relevée pour le chrome. En ce qui concerne l'accumulation en cadmium, elle est relativement modérée au niveau des deux premiers points A et B avec des valeurs de (4,68 et 4,95), quant aux deux derniers points C et D révèlent respectivement un enrichissement modérément sévère de l'ordre de (6,33 et 6,50). Cet enrichissement correspond probablement à des apports anthropiques (activités agricoles utilisant les fertilisants et engrais phosphatés, pollution automobile ...etc).

La distribution spatiale du facteur d'enrichissement est similaire pour tous les métaux: les faibles enrichissements sont observés au niveau de l'embouchure A, alors que les enrichissements importants sont obtenus au niveau de D, là où se développe une décharge sauvage non contrôlée chargée en matières plastiques, source de divers métaux lourds tels que le chrome, le plomb,...etc.

IV.3.5. Comparaison de nos résultats avec la littérature:

Pour situer le degré de contamination en métaux lourds de l'estuaire de la Tafna, nous l'avons comparé à celui d'autres estuaires mondiaux (**tableau IV.3**). Nous avons sélectionné différents estuaires où l'impact anthropique est avéré (Loukkos (Maroc), Westerscelde (Belgique) et Coatzacoalcos (Mexique)) et d'autres où il n'y a qu'un début de contamination (Retronguet Creek-et Solway(UK)).

Tableau IV.3 : Comparaison des teneurs métalliques de l'estuaire de la Tafna avec d'autres estuaires et zones humides mondiaux en mg/kg (sauf pour le fer en g/kg).

Noms d'estuaires	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Références
Bouregreg (Maroc)	-	-	0-100	4-30	10-50	-	112,5-108	100-430	Cheggour et al., (1990)
Oum R'bia (Maroc)	-	-	0,4-1,7	14-40	0,01-2,15	-	0,5-19	50-90	Fekhaoui, (1990)
Retronguet Creek et Solway (UK)	0,08-2,17	-	30-32	7-2398	14,816-49,071	-	20-341	46-2821	Bryan et Langston, (1992)
Sebou (Maroc)	0.5	-	1.7	40	2,15	430	19	90	Fekhaoui et al. (1993)
Westerscelde (Belgique)	2,85	-	-	51	-	-	132	134	Absil et Van Scheppingen, (1996)
Sebou (Maroc)	-	-	3,8	25	2,13	-	12	49	Bennasser et al., (2000)
Oum R'bia (Maroc)	0.49-0.76	-	17-22	8,8-14,75	6,41-6,68	-	2,7-13,2	39,8-66,7	Benabdallaoui et al., (2001)
Coatzacoalcos (Mexique)	0,97-2,83	-	-	22,2-42,2	-	-	11,3-57,7	87,7-109,2	Bahena-Manjarrez et al., (2002)
Oum R'bia (Maroc)	0.08	-	20.7	80	3,73	-	0.4	178	Jadal et al., (2002)
Medway (UK)	-	-	91	53	-	-	96	175	Spencer et al., (2002)
Sebou (Maroc)	-	-	-	51,5	29,2	-	-	179	Cheggour et al., (2005)
Estuaire de la Tafna	-	-	52,7±6,9	23,8±0,6	29,7±1,1	323±7	20,4±0,6	60,2±4,1	Dali Youcef et al., (2005)
Bouregreg (Maroc)	0.02	-	39	21	1,2	-	17	61	Tahiri et al., (2005)
Loukkos (Maroc)	-	-	75,03	22,84	31,06	-	102,90	115,97	El Morhit et al., (2008)
Estuaire de la Tafna	(0,37±0,07)- (3,4±0,78)	(5,37±1,74- (15,17±1,46)	(17,2±4,08)- (42,72±3,34)	(7,57±2,03)- (42,97±1,95)	(10,6±0,16)- (15,38±0,16)	(244,07±4,93)- (410,83±1,96)	(5,8±1,12)- (52,73±4,2)	(50,2±0,89)- (338,73±6,07)	Présente étude, (2010)

Les valeurs de la présente étude sont très proches à celles trouvées au niveau de l'estuaire de la Tafna (**Dali Youcef et al., 2005**), alors que la comparaison de nos résultats avec ceux mesurés dans d'autres estuaires du globe révèle que les teneurs en métaux de ces derniers sont très élevées. Ces fortes valeurs pourraient s'expliquer en partie par la nature géologique du bassin versant, ainsi à l'impact des activités humaines qui ne cessent de s'intensifier ces dernières décennies.

Dans l'ensemble, la contamination métallique de l'estuaire de la Tafna par rapport aux différents estuaires mondiaux reste moins grave en raison du faible degré de développement socio-économique de la ville de Rachgoun pouvant générer des pollutions plus importantes.

IV.4. RESULTATS DE LA SPECIATION DES METAUX :

L'étude de la mobilité des métaux lourds a été réalisée à l'aide du schéma d'extraction séquentielle de BCR sur la fraction granulométrique inférieure à $63\mu\text{m}$, pour les sédiments prélevés pendant le mois de janvier; là où les résultats des attaques totales révèlent les plus importantes accumulations en métaux. Les résultats complets exprimés en pourcentage des métaux extraits dans chaque phase (carbonatée, oxyde et hydroxydes de fer et de manganèse, organique et résiduelle) sont présentés sur la (**figure IV.44**).

Si l'on compare la somme des concentrations en métaux dans les différentes fractions extraites par la méthode BCR avec celles du métal total, le bilan de masse permet de constater que les pertes liées à la méthodologie expérimentale sont acceptables, comme nous le montrent les moyennes présentées sur le (**tableau IV.4**).

Tableau IV.4 : Bilan des masses entre les concentrations totales et la somme des concentrations des quatre fractions en (mg/kg) sauf pour le fer en (g/kg).

		A	B	C	D	Moyenne
Cd	∑ des quatre fractions	1,95±0,02	1,99±0,05	2,92±0,06	2,43±0,14	2,32±0,45
	Attaque totale	1,99±0,18	2,18±0,25	3,12±0,67	3,40±0,78	2,67±0,69
	Bilan %	97,99	91,45	93,7	92,4	93,88
Co	∑ des quatre fractions	10,42±0,03	10,87 ±0,04	13,89±0,07	14,80±0,12	12,5±2,18
	Attaque totale	10,50±1,03	11,17±1,45	14,12±1,69	15,17±1,46	12,74±2,26
	Bilan %	97,99	97,38	98,35	97,53	97,81
Cr	∑ des quatre fractions	32,01±0,18	28,73±0,96	39,27±1,11	35,41±1,33	33,86±4,52
	Attaque totale	32,32±1,55	31±1,24	42,72±3,34	41,2±1,69	36,81± 6
	Bilan %	99,04	92,69	91,92	85,94	92,4
Cu	∑ des quatre fractions	11,21±0,04	12,96±0,10	34,91±4,42	34,88±9,37	23,49±13,19
	Attaque totale	11,3±1,28	13,33±1,20	40,87±2,78	35,13±1,24	25,16±15,03
	Bilan %	99,23	97,20	85,43	99,28	95,29
Fe	∑ des quatre fractions	14,43±0,12	14,78±0,03	14,77±0,04	14,41±0,71	14,6±0,21
	Attaque totale	14,76±0,07	14,85±0,12	14,84±0,06	15,24±0,2	14,92±0,22
	Bilan %	97,72	99,52	99,49	94,54	97,82
Mn	∑ des quatre fractions	380,44±1,8	392,25±7,4	400,91±2,3	387,16±2,7	390,19±8,63
		6	5		6	
	Attaque totale	385,67±3,8	410,83±1,9	408,53±5,0	403,23±3,8	402,07±11,39
		6	7	5		
	Bilan %	98,73	95,48	98,13	96,01	97,09
Pb	∑ des quatre fractions	20,73 ±1,8	22,29±0,52	47,5±1,72	47,34±1,57	34,46±14,97
	Attaque totale	24,13±3,68	26,8±1,85	52,12±2,38	52,73±4,2	38,95±15,61
	Bilan %	85,88	84,75	91,14	89,77	87,89
Zn	∑ des quatre fractions	70±1,32	73,64±0,63	196,64±0,9	330,6±,38	167,72±123,51
				9		
	Attaque totale	74±2,74	76,77±3,47	199,3±4,1	338,73±6,0	172,2±125,46
				7		
	Bilan %	94,59	95,93	98,66	97,6	96,7

La perte la plus importante lors de l'extraction séquentielle atteint 12.11% observée pour le plomb; pour les autres métaux elles sont inférieures à 10%, ce qui est satisfaisant étant donné la complexité des schémas d'extractions.

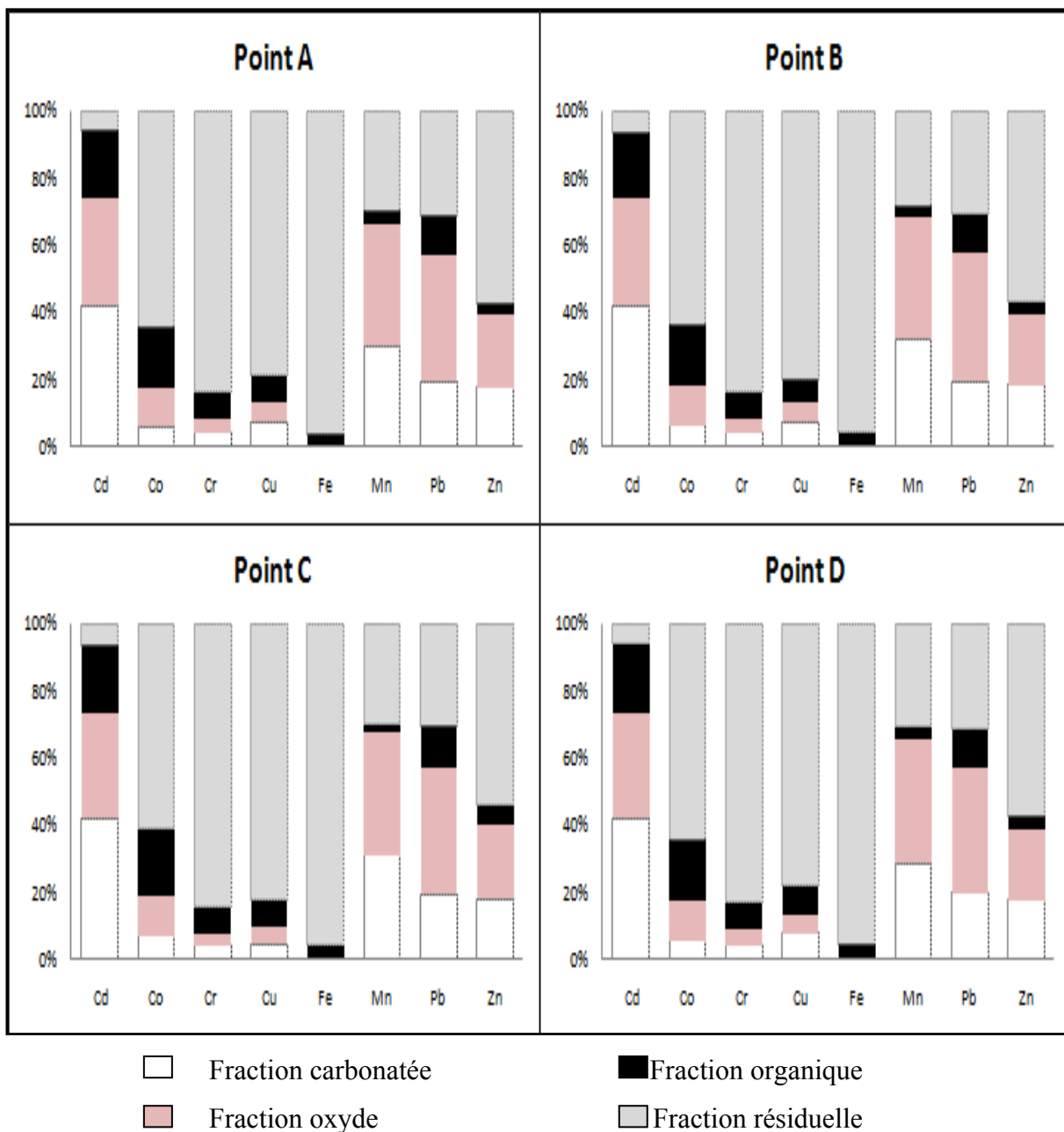


Figure IV.44: Répartition des métaux étudiés dans les quatre fractions sédimentaires au niveau des points de prélèvement (A, B, C et D).

Dans l'ensemble, l'étude de spéciation montre que la fraction la plus importante est la fraction résiduelle, qui n'est pas biodisponible pour le milieu (**Gao et al., 2008**), ainsi les huit métaux étudiés ont dans chacune des quatre phases sédimentaires des répartitions semblables quel que soit le point de prélèvement.

Le cadmium est principalement accumulé dans la fraction liée aux carbonates, la proportion de l'accumulation est de (41,74 à 41,93 %) par rapport aux autres fractions dans tous les points étudiés, ce qui signifie que le cadmium peut être mobilisé et devenir bio disponible et par conséquent influencer directement le milieu. Nos résultats sont en accord avec la littérature (**Galana et al., 2003; Boughriet, 2007**). Cependant, la fraction résiduelle se présente qu'avec (6 à 6,5%). Quant aux deux phases restantes, celle des oxydes de fer et de manganèse et organique, représentent respectivement ($\approx 32\%$ et 20 à 21%).

Le cobalt est concentré majoritairement dans la phase résiduelle ($\approx 64\%$). Le reste est dans la phase organique ($\approx 19\%$); ($\approx 11,5\%$) dans la phase des oxydes et de très faibles quantités dans la fraction labile ($\approx 6\%$).

La majorité du chrome et du cuivre est dans la fraction résiduelle (80%). Cette proportion est en accord avec celle couramment rencontrée dans la littérature (**Baruah et al., 1996**), et par conséquent ne pose pas de problème environnemental majeur. L'augmentation des teneurs en Cu et en Cr dans la phase organique ($\approx 8\%$) a déjà été observée par certains auteurs (**Morillo, 2004**), et peut être expliquée par les rejets domestiques déversés dans l'estuaire ce qui favorise la formation de complexes organiques (**Baruah et al., 1996; Gardolinski Paulo et al., 2002; Lu et al., 2003; Dali Youcef et al., 2004; Fytianos, 2004**). Les deux premières fractions carbonatée et oxyde ont globalement des taux très faibles (4 à 5%).

Le fer est un métal de constitution, c'est pourquoi il est largement présent dans la phase résiduelle (82,6 à 96,2%). Il est caractérisé par une basse mobilité, il a été trouvé dans les oxydes cristallins et les silicates (**Ma et al., 1995**). Les sédiments ne contiennent pas de fer dans la phase labile pour les quatre points étudiés.

Contrairement au cas précédent, la fraction résiduelle n'est plus majoritaire, le manganèse ne présente pas plus que 30% du métal total. Dans l'ensemble, la fraction labile, oxyde et résiduelle sont équitablement réparties, contrairement à la fraction organique très pauvre en manganèse ($\approx 3,5\%$). Nos résultats ne concordent pas avec la littérature (**Leleyter et al., 1999; Ouddane et al., 1999**).

Le plomb d'origine naturelle est essentiellement concentré dans les fractions oxydes et résiduelles (**Chlopecka et al., 1996, Barona et Romero, 1996; Sheppard et Thibault, 1992; Ibhaddon, 2004**). Ce qui est observé dans notre étude, puisque le plomb est lié respectivement à la fraction oxyde ($\approx 37,5\%$), la fraction résiduelle ($\approx 31\%$), la fraction carbonatée ($\approx 19\%$) et enfin la fraction organique avec le plus faible taux, en écartant de ce fait la possibilité de formation des complexes très stables en présence de matières de type humique.

Compte tenu de la teneur élevée du zinc dans les sédiments l'estuaire de la Tafna (valeur maximale de $338,73 \pm 6,07\text{mg/kg}$ enregistrée au niveau de D), et le fait qu'il soit également sous forme résiduelle ($\approx 57\%$), implique qu'il ne présente pas de danger pour l'environnement, car **Barona et Romero, (1996)** ont montré que dans les sédiments non contaminés, le zinc est majoritairement associé à la fraction résiduelle (60%) puis se répartit à travers les différents compartiments. Nos résultats sont en accord avec ceux de **Ma et Uren, (1995)**.

IV.5. BILAN GLOBAL :

Les résultats de l'analyse physicochimique de l'eau nous ont permis de mieux cerner les caractéristiques environnementales de notre site

Le pH de l'eau est très influencé par la température, par la nature de la roche mère et par le degré de proximité des eaux marines.

La teneur en sel varie selon l'échelle temporelle; s'il pleut les eaux seront moins salées et si l'ensoleillement s'accompagne de températures élevées, l'évaporation conduira les eaux à être plus salées. Les précipitations représentent donc une source d'eau douce susceptible d'influencer suffisamment la salinité induisent des diminutions importantes de la salinité, c'était notre cas au mois de janvier 2010. Contrairement à la saison sèche où a lieu une élévation de ce paramètre aidé par la forte évaporation. Ce phénomène a été observé en octobre 2009 après un été sec.

Cette variabilité est aussi spatiale, les eaux de l'estuaire sont plus salées au niveau du point A-B très influencé par la mer.

Le pH et l'oxygène dissous varient dans le même sens puisqu'ils sont intimement liés par les réactions de photosynthèse et de respiration. Dans l'ensemble, la superposition de la distribution spatio-temporelle de l'oxygène dissous avec celles de la température de l'eau et de l'air, le pH, la conductivité électrique et la salinité au niveau des quatre points étudiés, montre une profil inverse qui témoigne de l'interdépendance de ces paramètres entre eux.

Les moyennes des teneurs en métaux lourds dans les eaux de l'estuaire de la Tafna (en mg/l) suivent l'ordre décroissant suivant:

$$\text{Fe} > \text{Pb} > \text{Mn} > \text{Co} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Cr}.$$

Afin d'apprécier la qualité des eaux, nous avons comparé nos concentrations trouvées avec les normes proposées par l'OMS (**M.A.T.E, 2007**), ainsi avec le (**Bulletin officiel n° 5062, 2002**) concernant la qualité requise des eaux superficielles.

La totalité des métaux présentent des valeurs qui dépassent les normes sauf pour le zinc, autrement dit: les eaux sont polluées.

Ce constat reste à discuter, car l'eau n'a pas de qualité en soi excepté dans le contexte pour lequel elle est utilisée. Sa qualité dépend de son usage. Dans notre cas, les normes retenues sont de vigueur reflètent ainsi une eau d'excellente qualité ce qui renforce notre hypothèse.

La présente étude a mis aussi en évidence la présence des métaux lourds dans les sédiments superficiels de notre site d'étude, avec le gradient décroissant d'accumulation métallique suivant:

$$\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Co} > \text{Cd}.$$

Ces polluants sont présents à des concentrations variables d'un point de prélèvement à un autre. La globalité des résultats montre que les points de prélèvement (C et D), qui drainent les rejets d'eau usées domestiques et sont situés à proximité des décharges sauvages incontrôlées, révèlent une contamination significative. Par contre les deux autres points (A et B) influencés par le milieu marin témoignent d'une moindre pollution.

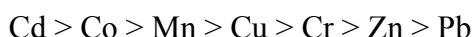
Les sédiments de l'estuaire de la Tafna se caractérisent par une forte association de tous les métaux retenus pour l'étude au mois de janvier (période pluvieuse). Ceci montre leur faible relargage en cette période. Les faibles teneurs en métaux des sédiments à partir de février pourraient s'expliquer certainement par les phénomènes de dilution. Les mêmes observations ont été faites au niveau des quatre points de prélèvement.

Les résultats concernant le cadmium indiquent une accumulation très importante dépassant largement la teneur moyenne de référence des sédiments estuariens (IAEA-405) (**Coquery et al., 2000**) de l'ordre de 0,73 mg/kg, au niveau des quatre points A, B, C et D. cette contamination serait peut être liée à l'activité agricole utilisant inconsidérément, par manque de savoir faire, des composés phosphatés contenant d'importantes quantités de cadmium (**Ben Bouih et al., 2004**). En effet, les analyses des métaux sur les fertilisants phosphatés et potassés ont révélé des teneurs allant jusqu'à 6,3 mg de Cadmium par kilogramme (**Raven et Leoppert, 1997**).

La présence de cadmium dans les milieux environnementaux est également liée à son utilisation, notamment dans les batteries, dans des utilisations diffuses pour protéger l'acier contre la corrosion (cadmiage), ou comme stabilisant pour les plastiques et les pigments (**Philibert et al., 2002**).

Cette situation plus ou moins critique reste ponctuelle, puisque l'analyse de l'indice de pollution, n'a révélé en aucun cas, état de pollution.

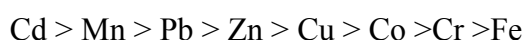
Le calcul des facteurs d'enrichissement en métaux lourds sur les sédiments de surface nous a permis de classer les éléments par ordre d'enrichissement suivant :



L'éléments dont l'enrichissement est le plus critique à l'heure actuelle, est donc le cadmium.

La quantification en métal total nous informe que sur sa dangerosité vis-à-vis du milieu, cette mesure ne suffit donc pas pour évaluer l'impact du métal sur l'environnement. L'indice de pollution d'un système donné, ne peut être donné que par une quantification des différentes espèces et formes chimiques du polluant recherché. L'estimation de l'impact et du devenir d'un polluant métallique dans le milieu naturel ne peut se faire qu'après la détermination de sa spéciation.

L'étude de la spéciation des métaux lourds à l'aide du schéma d'extraction séquentielle du bureau communautaire de référence (BCR), nous a permis de classer, par ordre décroissant de mobilité, les métaux au sein du matériel sédimentaire de la manière suivante :



Un certain nombre de facteurs vont conditionner cette spéciation. Des facteurs physicochimiques tels que le pH ou la salinité, vont influencer la précipitation ou la solubilisation de certains métaux (**Pinheiro et al., 1998; Wales et al., 2004; Blinda, 2007**).

L'augmentation de la salinité de l'eau diminue le taux d'absorption. Ce phénomène est habituel dans les milieux estuariens où les variations temporelles du débit d'eau douce soumettent les organismes à des variations temporelles de la salinité dont l'effet est direct sur l'absorption et les concentrations tissulaires (**Förstner et Wittmann, 198; Mance, 1987**).

L'interaction entre la température et la salinité varie suivant la nature du métal. A titre d'exemple, prenant le métal le plus critiqué pour notre étude à savoir le cadmium, celui-ci à de faibles salinités et hautes températures, s'accumule plus rapidement, donc nos résultats concordent avec la littérature (**Blinda, 2007**).

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE :

Cette étude s'inscrit dans le cadre de connaître l'état actuel de la contamination métallique au niveau de l'estuaire de la Tafna (Rachgoun, wilaya d'Ain Temouchent), une des régions connues en raison de son importance sur le plan touristique comme étant « ZET ».

A la lumière des résultats obtenus des paramètres physicochimiques et des teneurs métalliques mesurés dans l'eau durant la période allant d'octobre 2009 à mars 2010, nous constatons l'existence d'une dégradation de la qualité des eaux de l'estuaire de la Tafna.

En se basant sur l'analyse des attaques totales des sédiments superficiels, nous avons réussi à rassembler un nombre important de résultats d'analyse de métaux totaux. L'indice de pollution révèle une situation sans risque et le facteur d'enrichissement montre un état d'enrichissement modéré. Ces analyses sont indispensables mais insuffisantes lors d'une étude générale du comportement des métaux dans l'environnement. En effet, La toxicité des métaux présents dans les sédiments n'est pas simplement corrélée à la concentration totale de l'élément mais dépend aussi de sa spéciation (différentes formes sous lesquelles se trouvent l'espèce considéré) (**Campbell et Tessier, 1988; Tessier et al., 1990**).

Différentes fractions, d'origine et de réactivité différente, se distinguent au sein des sédiments (carbonatée, oxydes de fer et de manganèse, organique et résiduelle). Ces phases, qui servent de supports pour les contaminants métalliques, ont été extraites séquentiellement en utilisant le schéma de BCR proposé par le bureau communautaire de référence de la CEE. La technique d'analyse utilisée est la spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (SAAF).

A l'état actuel du système de l'estuaire de la Tafna, la mobilité des métaux dans les sédiments est faible, et le risque de la biodisponibilité semble être relativement réduit grâce à la faible quantité de métaux présents dans la fraction carbonatée et le pH alcalin des eaux.

Dans l'ensemble, seul le cadmium présente un état critique via l'environnement vu sa concentration totale dépassant la teneur moyenne de référence de 0,73 mg/kg (**Coquery et al., 2000**) le long de l'estuaire, ainsi son taux élevé dans la phase carbonatée ($\approx 42\%$) impliquant son influence directe sur le milieu.

Enfin pour cette étude, il serait judicieux et intéressant de :

- la compléter en élargissant le réseau d'échantillonnage,
- étaler la période d'étude,
- augmenter le nombre d'essais par échantillon afin de réaliser une étude statistiques synthétisant l'ensemble des processus ayant lieu au niveau des différents compartiments de cet écosystème,
- se focaliser sur la spéciation de l'eau.

Ainsi, approfondir ce travail en étudiant les différents mécanismes qui peuvent être impliqués dans la fixation des ions métalliques comme l'échange des cations, l'adsorption, la complexation et la précipitation.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- A.E.E (Agence Européenne pour l'Environnement), 2006.** Problèmes prioritaires pour l'environnement méditerranéen. Rapport n° 04 /2006. 93p.
- Abollino M., Aceto M., Malandrino E., Mentasti C., Sar-Zianini and Barberis R., 2002.** Distribution and mobility of metals in contaminated sites. Chemometric investigation of pollutant profiles. Environ. Poll.. 119, pp 117-193.
- Absil M., Van Scheppingen Y., 1996.** Concentrations of selected heavy metals in benthic diatoms and sediment in the Westerschelde estuary. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 56, 1008-1015.
- Acevedo-Figueroa D., Jiménez B.D., Rodriguez-Sierra C.J., 2005.** Trace metals in sediments of two estuarine lagoons from Puerto Rico. Environmental Pollution 141, 336-342.
- Ackroyd D. R., Bale A. J., R.J.M. H., Knox S., Millward G. E., and Morris A. W., 1986.** Distributions and behaviour of dissolved Cu, Zn and Mn in the Tamar estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science 23, 62 1-640.
- Agence de l'eau, 2002.** Méthode de gestion et de réutilisation des sédiments pollués - Inventaire détaillé des techniques de curage, transport, traitement et usage des sédiments, 126 p. Disponible sur : <[http://www.eau-artoispicardie. fr/](http://www.eau-artoispicardie.fr/)>
- Al Shukri R., Serpaud B., Matejka G., Caillet C., 1992.** Pollution métallique des sédiments d'un cours d'eau en aval d'un rejet industriel. Environ.Technol 13(2), 141-150.
- Alloway B.J., Ayres D.C., 1993; Vignati D., 2004.** Chemical principles of environmental pollution, Chapman & Hall, London, ISBN 0 75140 013 0, pp 291.
- Aminot A., Chaussepied M., 1983 :** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre national pour l'exploitation des océans.
- André B., Lascombe C., 1987.** Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau: Les sédiments et les bryophytes. Science de l'eau 6,225-247.

- Apte S. C., Gardner M. J., Guim A. M., Ravenscroft J. E., and Vale J., 1990.** Trace metals in the Severn estuary: a reappraisal. *Marine Pollution Bulletin* 21(8), 393-396.
- Babinot N., 1982-** Promontoires orientaux grands Rhône (embouchure) Etude de la végétation et cartographie écologique des aires culudogène à Brussels, MRAC ; Tervuren ; and ORSTOM , Paris. Vol 2.
- Bagnouls F., Gaussen H., 1953.** Saison sèche et indice xérothermique. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse* (88), pp : 3-4 et 193-239
- Bahena-Manjarrez J.L., Rosales-Hoz L., Carranza-Edwards A., 2002.** Spatial and temporal variation of heavy metals in a tropical estuary . *Environmental Geology* 42, 575-582.
- Baize D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. Un point sur l'INRA Éditions, Paris, 1997.
- Banat K. M., Howari F.M., 2003.** Pollution load of Pb, Zn, and Cd and mineralogy of recent sediment S of Jordan River/Jordan. *Environmental international* 28, 581-586.
- Barbeault.R., 2003.** « Ecologie générale ».ed :Dunod.237p.
- Barnabé G., 1991 :** Bases biologiques et écologiques de l'aquaculture. Edition Lavoisier-Tec & Doc. Paris. pp 1-66.
- Barona A., Romero F., 1996.** Fractionation of lead in soils and its influence on the extractive cleaning with EDTA. *Environmental Technology* 17, 63-70.
- Baruah N. K., Kotoky P., Bhattacharyya KG., Borah G.C., 1996.** Metal speciation in Jhanji River sediments. *Science Total Environmental* 193, 1-12.
- Belamie R., Phelippot S., Lintignat D., 1982.** Etude du niveau de contamination des sédiments de plusieurs cours d'eau du bassin Parisien (France) par les métaux et les composés organochlorés. XVIIIème journée de l'hydraulique, Nantes, 14-16 sept. Rapport n° 16.

- Belzile N., Lecompte P., Tessier A., 1989.** Testing readsorption of trace elements during partial chemical extractions of bottom sediments. *Environmental Science and Technology* 23, 1015-1020.
- Benabdallaoui Y., Chlaida M., Zabari M., 2001.** Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire de l'Oum Rbia (côte atlantique, Maroc). *Bull. Inst. Sci., Rabat, section Sciences de la Vie*, 23,71-76.
- Benabdellouahad S., 2006.** Structure, dynamique et typologies physico-chimiques et phytoplanctoniques de l'estuaire du Bou Regreg (côte atlantique marocaine). Thèse de doctorat, Université Mohammed V – Agdal –Rabat-.
- BenBouih, H., Nassali, H., Leblans, M., Srhiri A., 2005.** Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc). *Afrique Sciences* 1(1) : 109-125.
- Benest M., Elmi S., 1978.** Précisions stratigraphiques sur le jurassique inférieur et moyen de la partie méridionale des monts de Tlemcen (Algérie). *Compte Rendu de la Société Géologie France* 8, 295-296.
- Bennasser L.M., Fekhaoui M. & Mameli O. 2000.** Assessment of the metallic contamination of the low Sebou sediments. *Ann. Chimica*, 90, 637-644.
- Benoit G., 1994.** Clean technique measurement of Pb, Ag, and Cd in freshwater: a redefinition of metal pollution. *Environmental Science and Technology*. 28, 1987-1991.
- Benoit G., Hunter K.S., Rozan T.F., 1997.** Sources of trace metal contamination artefacts during collection, handling, and analysis of freshwater. *Analytical Chemistry* 69, 1006-1011.
- Bertreau I., Martin S., Vassiliadis A., 1993.** Le curage des cours d'eau lorsque les sédiments contiennent des éléments-traces toxiques. *Le courrier de l'environnement de l'INRA*, vol. 20, pp. 27-35.

- Birch G., 2003.** A scheme for assessing human impacts on coastal aquatic environments using sediments. In: Woodcoffe, C.D., Furness, R.A. (Eds), coastal GIS 2003. Wollongong University Papers in Center for Maritime Policy, 14, Australia. <http://www.ozestuaries.org/indicators/DEF_sediment-scheme.html>.
- Bisson M., Bureau J., Houeix N., Jolibois B., Gay G., Lefevre J.P., Tack K., 2007.** INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques Manganèse et ses dérivés, INERIS–DRC-03-47020-00DD056.
- Blinda M., 2007.** Pollution tellurique du littoral nord-ouest du Maroc entre Tanger et Tétouan: Caractérisation, Impact sur l'Environnement et Proposition de Solutions. Thèse de doctorat, Université Mohammed V, Faculté Des Sciences, Rabat. 194p.
- Bonnet C. 2000.** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude en laboratoire de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse., Univ. De Metz. Metz. France, 309 PP.
- Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T., Pojer K., 2002.** Bassin Rhône – Méditerranée – Corse. Guide technique n°7, Pollution toxique et écotoxicologie : notion de base. Lyon, Agence de l'Eau Rhône – Méditerranée - Corse, 83 pp.
- Boughriet A., Proix N., Billon G., Recourt P., OuddaneB., 2007.** Environmental Impacts of Heavy Metal Discharges from a Smelter in Deûle-canal Sediments (Northern France): Concentration Levels and Chemical Fractionation. *Water Air Soil Pollut* 180, 83–95.
- Bourg A. C. M., 1988.** In *Physicochemical speciation of trace elements in oxygenated estuarine waters* (ed. T. S. West and H. W. Ntimberg), pp. 289-321. Blackwell Scientific Publications.
- Boussalwa E., Douira A., Mokhtar N., 2000.** Etude descriptive d'un peuplement benthique superficiel exposé à une pollution décroissante dans l'estuaire de Sebou (côte atlantique marocaine) *Riv.Idrobiol* ; 39 :560-579.
- Boust D., Jouanneau J.M., Latouche C., 1981.** Méthodologie d'interprétation des teneurs totales en métaux traces contenus dans les sédiments estuariens et littoraux. *Bull. Inst. géol. Bassin d'Aquitaine*, n° 30, p. 72-78.

- Boutier B., Chiffoleau J. F., Auger D., and Truquet I., 1993.** Influence of the Loire river on dissolved lead and cadmium concentrations in coastal waters of Brittany. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 36, 133- 143.
- Boutron C.F., 1990.** A clean laboratory for ultralow concentration heavy metal analysis. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 337, 482-491.
- Boyle E., Collier R., Dengler A. T., Edmond J. M., Ng A. C., and Stallard R. F., 1974.** On the chemical mass- balance in estuaries. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 38, 1719-1728.
- Bremond R. et Perrodon C., 1979 :** Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement Direction de prévention des pollutions, France, 2^e éd, 259p.
- Bryan G.W., Langston W.J., 1992.** Bioavailability accumulation and effects heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution* 76, 89-134.
- Bryan, G.W.; Langston, W.J., 1992.** Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special references to UK estuaries: a review. *Environmental Pollution*; 76, 89-131.
- Bulletin Officiel n° 5062 du 30 ramadan 1423 (5-12-2002).** Arrêté conjoint du ministre de l'équipement et du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n° 1275-01 du 10 chaabane 1423 (17 octobre 2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface (Maroc).
- Bunce N.J, 1994.** Environmental chemistry, Second edition, Wuerz publishing Ltd., Winnipeg, Canada.
- Burton, 1992.** Sediment toxicity evaluations: their niche in ecological assessments. *Environ. Sci. Technol* 26, 2068-2074.
- C.N.R.S., 2000.** Centre National de la recherche scientifique – Principaux rejets industriels en France.
- Calamano W., Förstner U., 1996.** Sediments and toxic substances. Berlin, DEU, pp 335

- Cameron, J.N., Pichards D.W., 1963.** Estuaries. In M.N. Hill (ed). The sea: Ideas and observations, vol 2, ch 15: 306-324 (Wiley-InterScience).
- Campanella, L., D'Orazio, D., Petronio, B.M., Pietrantonio, E., 1995.** Proposal for a metal speciation study in sediments. *Analytica Chimica Acta* 309, 387–393.
- Campbell P. G. C., Tessier A., 1988.** Current status of metal speciation studies. Lewis Publishers.
- Canli M., Atli G., 2003.** The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six mediterranean fish species. *Environmental Pollution* 121, 129-136.
- Chardy, 1970.** Ecologie des Crustacés Pécaricides des fonds rocheux de Banyuls-sur-Mer. Amphipodes, Isopodes, Tanaïdes, Cumacés, infra et cirralittoraux. *Vie Milieu*, vol XXI, fasc. 3-B : 675-727.
- Cheggour M., Chafik A., Fisher N.S., Benbrahim S., 2005.** Metal concentrations in sediments and clams in four Moroccan estuaries. *Mar. Environ. Res.*, 59, 119-137.
- Cheggour M., Chafik A., Langston W.J., Burt G. R., Benbrahim S., Texier H., 2001.** Metals in sediments and the edible cockle *Cerastoderma edule* from two Moroccan Atlantic lagoons: Moulay Bou Selham and Sidi Moussa. *Environmental Pollution* 115, 149-160.
- Cheggour M., Texier H., Moguedet G., Elkaïm B. 1990.** Metal exchange in the fauna sediment system. The case of *Nereis diversicolor* and *Scrobicularia plana* in the Bou Regreg
- Chiffoleau J.F., Cossa D., Auger D., Truquet I., 1994.** Trace metal distribution, partition and fluxes in the Seine estuary (France) in low discharge. *Marine Chemistry* **47**, 145-158.
- Chlopecka A., Bacon J.R., Wilson M., J. Kay J., 1996.** Forms of cadmium, lead and zinc in contaminated soils from Southwest Poland. *J. Environ. Qual.* 25, 69-79.
- Chovin P., Roussel A., 1973-** Physicochimique et physiopathologie des polluants atmosphériques. Masson et Cie Paris ed. : p1-13.

- Claud F., Christianne F., Paul M., Jean D., 1998-** Ecologie approche scientifique et pratique. 4^{ème} édition. Paris :43p.
- Clevenger T.E, 1990.** Use of sequential extraction to evaluate the metals in mining wasters. Water, Air and Soil Pollution 50, 241-254.
- Collignon B., 1986.** Hydrogéologie appliquée à des aquifères karstiques des monts de Tlemcen (Algérie). Thèse 3ème cycle, Université d'Avignon (France).
- Conor R., 1980.** Metals contamination of food. Applied sciences publishers (Ed), London, 290 p.
- Coquery M., Azemard S., de Mora S. J., 2000.** Report on the World-wide Intercomparison Exercise for the Determination of Trace Elements and Methylmercury in Estuarine Sediment IAEA-405, IAEA/AL/127 (IAEA/MEL/70), IAEA, Monaco.
- D. ENV .A. T., 2006-** Rapport -Direction d'environnement de la wilaya d'Ain Temouchent-.
- D.H.A.T, 2005.** Rapport- Direction hydrologique d'Ain Temouchent-.
- D.P.A.T., 2002.** Rapport « monographie de la wilaya d'Ain Temouchent » -Direction de la planification et de l'aménagement du territoire de la wilaya d'Ain Temouchent-.
- D.T.A.T., 2006.** Rapport- Direction de tourisme d'Ain Temouchent-.
- Dajoz,R. 1976.** Précis d'écologie. Ecologie fondamentale et appliquée. Edition DUNOD. Paris. P 195.
- Dajoz,R. 1996.** Précis d'écologie Edition Dunod. Paris. p 21- 27.
- Dajoz,R. 2006.** Précis d'écologie Edition DUNOD.Paris. p93.
- Dali Youcef N., 2005.** Contribution à l'étude des polluants métalliques dans les sédiments de l'Oued Tafna (Ouest algérien). Thèse Doctorat, Univ., Tlemcen. 198 p.
- Dali Youcef N., Ouddane B., Derriche Z., 2005.** Metals found in superficial sediments of the Tafna river and its estuary in north-western Algeria. Fresinus. Environ. Bull., 14, 753-763.

- Dali-youcef N., Ouddane B., Derriche Z., 2004.** Metal partitioning in calcereous sediment of the Tafna river and its estuary (Algeria). *Fresenius Environmental Bulletin* 13, 1500-1508.
- Daskalakis K.D., O'Connor T.P., 1995.** Normalization and elemental sediment contamination in the Coastal United States. *Environmental Science and Technology* 29, 470-477.
- Dassenakis M., Andrianos H., Depiazi G., Konstantas A., Karabela M., Sakellari A., Scoulios M., 2003.** The use of various methods for the study of metal pollution in marine sediments, the case of Euvoikos Gulf, Greece, *Applied Geochemistry*. 18, 781-794.
- Dean J. C., Bosqui F.L., Lanouette V.H., 1972.** Removing heavy metals from waste water. *Environmental Science and Technology* 6, 518-522.
- Direction du tourisme et de l'artisanat / Wilaya d'Aïn Témouchent, 2008.** DIRECTION DU TOURISME / WILAYA D'AÏN TEMOUCHENT, (2004), Rapport sur le développement des activités touristiques au niveau du littoral d'Aïn Témouchent, 15p.
- Duffus J.H., 2002.** "Heavy Metals"- A meaningless term?, (IUPAC Technical Report), *Pure and Applied Chemistry*, 74, 793-807.
- Duinker J. C., Nolting R. F., Michel D., 1982.** Effects of salinity, pH and redox conditions on the behaviour of Cd, Zn, Ni and Mn in the Scheldt Estuary. *Thalassia Jugosl.* 18, 191-201.
- Duinker J.C., Nolting R.F., Michel D., 1982.** Effects of salinity, pH and redox conditions on the behavior of Cd, Zn, Ni, Mn in the Scheldt estuary. *Thalassia Jugoslavica*. Vol 18: p 191-202.
- Dussart B.H., 1966.** *Limnologie : l'étude des eaux continentales. Géobiologie Ecologie Aménagement.* Gauthier-Villars. Paris.619p.

- El Morhit M., Fekhaoui M., Serghini A., El Blidi S., El Abidi A., Bennaakam R., Yahyaoui A., Jbilou M., 2008.** Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc) Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre, n°30, 39-47.
- El Blidi S., et Fekhaoui M., 2003.** Hydrologie et dynamique marégraphique de l'estuaire du Sebou (Gharb, Maroc), Bull. Inst. Sci. Rabat, section Sciences de la Vie, 25, 57-65.
- Elbaz-Poulichet F., Garnier 3.-M., Guan D. M., Martin J.-M., Thomas A. J., 1996.** The conservative behaviour of trace metals (Cd, Cu, Ni and Pb) and As in the surface plume of stratified estuaries: Example of the Rhône river (France). Estuarine, Coastal and Shelf Science 42, 289-310.
- Elbaz-Poulichet F., Holliger P., Huang W. W., Martin J.-M., 1984.** Lead cycling in estuaries, illustrated by the Gironde estuary, France. Nature 308(29), 409-414.
- Emberger L., 1955.** Une classification biologique des climats. Rev. Trav. lab. Bot. Et Zool. Fac. Sci. Montpellier, série Bot, Vol 7 : p 3-43
- Emberger L., 1971.** Travaux de botanique et d'écologie. Ed. Masson. Paris. 520p.
- Engler R. M., Brannon J.M., Rose J., Bigharn G., 1977.** A Practical Selective Extraction Procedure for Sediment Characterization, in Chemistry of Marine Sediments. Ann Arbor: Ann Arbor Science Publisher Inc., Ann. Rev., 22:169-194.
- Estienne P et Godard A., 1970-** Climatologie, collection 3^{ème} édition. 80p.
- Ewers U., Schilpkoter H.W., 1991.** Chronic toxicity of metals and metals compounds, In: Metals and their compounds in the environment, Edition Merian E., VCH, Weinheim, 591-604.
- Fairbridge R. W., 1980.** The estuary: its definition and geodynamic cycle. Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries. Eds. Olansson. Eds. Olansson E and Cato I.; John Wiley and Sons, 1-36.

- Fekhaoui M., 1990.** Recherches hydro biologiques sur le moyen Sebou soumis aux rejets de la ville de Fès: Suivi d'une macro pollution et évaluation de ces incidences sur les composantes physiques, chimiques et biologiques de l'écosystème. Thèse Doctorat d'Etat, Université Mohammed V, Faculté des Sciences. Rabat, 165 p.
- Fekhaoui M., Bennasser L., Segle-Murandi F., Benoit-Guyod J.L., 1993.** Water pollution in the Sebou river basin (Morocco) – preliminary result. First Setac World Congress: Ecotoxicology and environmental chemistry – a global perspective. Lisbon, Portugal, March, 2831.
- Förstner U., 1977.** Metal concentrations in recent lacustrine sediments. Arch Hydrobiol 80, 172- 19 1.
- Forstner U., 1987.** Sediment-associated contaminants An overview of scientific bases for developing. Remedial. Option: hydrobiologia Vol. 149: pp 221-246.
- Förstner U., Calmano W., Conradt K., et al., 1981.** Chemical speciation of heavy metals in solid waste materials (sewage sludge, mining wasters, dredge materials, polluted sediments) by sequential extraction. Int. Conf. Heavy metals in the Environment. Amsterdam, 698-704.
- Förstner U., Wittmann G..T.W., 1979.** Metal pollution in the Aquatic Environment. Springer- Verlag, Berlin.
- Förstner U., Wittmann G.T.W., 1981.** Metal pollution in the aquatic environment. 2nd edition. Berlin, Springer, 486 p.
- Förstner, U., 1989.** Contaminated sediments. Springer-Verlag. Berlin, DEU, 157p.
- Fytianos K., Lourantou A., 2004.** Speciation of elements in sediments samples collected at lakes Volvi and Koronia, N. Greece, Environment International, 30: 11-17.
- Galana E., Gomez-Arizab J.L., Gonza' leza I., Fernandez-Calianic J.C, Moralesb E., Giraldez I., 2003.** Heavy metal partitioning in river sediments severely polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt. Applied Geochemistry 18, 409–421

- Gao X., Chen S., Long A., 2008.** Chemical speciation of 12 metals in surface sediments from the northern South China Sea under natural grain size. *Baseline / Marine Pollution Bulletin* 56, 770–797.
- Gao Y., Nelson E.D., Field M.P., Ding Q., Li H., Sherrell R.M., Gigliotti C.L., Van Ry D.A., Glenn T.R., Eisenreich S.J., 2002.** Characterization of atmospheric trace elements on PM_{2.5} particulate matter over the New York-New Jersey harbor estuary. *Atmospheric Environment* 36, 1077-1086.
- Gardolinski Paulo C. P. C., Packer AS., Almeida Celso L, Giné F., 2002.** Determination of Cd, Pb, Zn, and Cu in Sediment Compartments by sequential Extraction and isotope Dilution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ID-ICP-MS). *Journal Bras. Chem. Soc* 13,375.381.
- Gaujous D., 1995.** La pollution des milieux aquatiques .Aide mémoire. Edition .Technique et documentation – Lavoisier.220p.
- Gentil L., 1903-** Etude géologique du bassin de la Tafna. *Bulletin de la Société Histoire Naturelle de Toulouse* p124, 213-223.
- GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), 2001.** Protecting the Oceans from Land-Based Activities. Land-based Sources and Activities Affecting the Quality and Uses of the Marine, Coastal and Associated Fresh water Environment. Reports and Studies No.71. Nairobi, United Nations Environment Programme <http://gesamp.imo.org/no71/index.htm> [Geo-2-238]
- Glasby, G.P., 1984.** Manganese in the marine environment. *Ocean. Mar. Biol.*
- Gombert S et al.,2005.** Pollution atmosphérique par les métaux – Bisurveillance des retombées. EDP Sciences/ADEME Éditions, 2005. Rapport de la campagne française de mesure des métaux dans les mousses réalisée en 2000.
- Goody D.C., Shand P., Kinniburgh D.G., Vanriemedij K., 1995.** Field-based partition coefficients for trace elements in soil solutions. *Europ. J. Soil Sci.*, 46, 265-285.

- Gouardia G., 1976.** Rapport de centre de recherche de géologie méditerranéenne. Parc Vulrose, Université de Nice (France).
- Guéguen C., 2001.** Le rôle des colloïdes dans la répartition des métaux traces en milieux aquatiques contrastés. Thèse de doctorat (N°. 3292), Université de Genève, Suisse, 286pp.
- Guyot G., Mamy J., 1999-** Climatologie de l'environnement. Edition DUNOD. Paris., 287p.
- Ibhadon A. O., Wright P., Daniels R., 2004.** Trace metal speciation and contamination in an intertidal estuary. *J. Environ. Monit.*, 679 – 683
- INERIS, 2005.** Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 2005 (2003 pour le plomb). Disponibles sur www.ineris.fr.
- Izquierdo C., Usero., Gracia I., 1997.** Speciation heavy metals in sediments from salt Marshes on the Southern Atlantic Coast of Spain. *Mar. Pollut. Bull.*, 34 (2) : 123-128.
- Jadal M., El Yachoui M., Bennasser L., Fekhaoui M., Foutlane A., 2002.** Qualité des eaux de l'estuaire de l'oued Oum Erbia (Maroc) et influence de la dynamique marégraphique. *L'eau, l'industrie, les nuisances* 256:59–66.
- Jain C.K., 2004.** Metal fractionation study on bed sediments of river Yamuna. *Water Research*, vol. 37, 569-578.
- Janin F. et Schnitzer G., 1996 –** Plomb, Cadmium et Mercure dans l'alimentation : Evolution et Gestion du risque. Technique et documentation. Lavoisier. Paris : pp 205-216.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992.** Trace elements in soils and plants, 2nd edition, CRC Press, 365 p.
- Kieffer F., 1991.** Metals as essential trace elements for plants, animals, and humans, In : *Metals and their compounds in the environment*, édité par Merian E., VCH, Weinheim, Germany, p 481-489, (1991).

- Kim G., Scudlark J.R., Church T.M., 2000.** Atmospheric wet deposition of trace elements to Chesapeake and Delaware Bays. *Atmospheric Environment*, 34, 3437-3444.
- Kim G., Yang H.S., Church T.M., 1999.** Geochemistry of alkaline earth elements (Mg, Ca, Sr, Ba) in the surface sediments of the yellow sea. *Chemical geology* 153, 1-10.
- Kingstone H. M, Jassie LB.,1988.** Introduction to microwave sample preparation. Washington, DC: American chemical Society, 263.
- Kölbl G., 2004,** Concept for the identification and the determination of cadmium compounds in the aquatic environment. *ODU et KHP*, vol 48: p 185-197.
- Kourradi R. ,2007.** Evaluation du degré de la pollution anthropique de l'estuaire de Bou Regreg et impact sur la biologie et dynamique de *Scrobicularia plana* (Linné, 1758) et *Solen marginatus* (Linné, 1767). Thèse de doctorat. Université Mohammed V-Agdal, Faculté Des Sciences, Rabat, 300p.
- Kraepiel A. M. K., Chiffoleau J.-F., Martin J.-M., and Morel F. M. M., 1997.** Geochemistry of trace metals in the Gironde estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61(7), 1421-1436.
- Kribi S., 2005.** Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Thèse de doctorat. L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 220p.
- Legret, M., Le Marc, C., Demare, D., Colandini, V., 1995.** Heavy metal pollution in a detention pond receiving highway run-off. *Environmental Technology*, 16, 1049-1060.
- Leleyter L., Probst iL., 1999.** A new sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace elements in river sediments. *International Journal Environmental Analytical Chemistry* 73, 109-128.
- Li X., Wai D.W.H., Li Y.S., Coles B.J., Ramesey M.H., Thornton I., 2000.** Heavy metal distribution in sediment profiles of the Pearl River Estuary, South China. *Applied Geochemistry* 15, 567-581.

- Lick W., 1982.** The entrainment, deposition and transport of fine-grained sediments in lakes: Interactions between sediments and freshwater. *Hydrobiology* 91, 31-40.
- Loring D. H., Rantala R.T.T., 1992.** Manuel of the geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews* 32, 235-283.
- Lu Y., Gong Z., Zhanf G., Burghardt W., 2003.** Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr, of urban soils in Nanjing, China. *Geoderma* 115, 101-111.
- M.A.T.E, 2007.** Etude de pré investissement pour le Hot SPOT de Ghazaouet (Algérie) – Rapport de phase II.217p.
- Ma Y. B., Uren N.C., 1995.** Application of a new fractionation scheme for heavy metals in soils. *Commun. Soil Science. Plant Anal.* 26, 3291—3303.
- Maanan M., 2003.** Etude sédimentologique du remplissage de la lagune de Sidi Moussa (Côte atlantique marocaine) caractérisations granulométrique, minéralogique et géochimique. Thèse de doctorat, Université Chouaib Doukkali .Faculté Des Sciences – El Jadida (Maroc).
- Mance G., 1987.** Pollution threat of heavy metals in aquatic environment. *Poll. Monitor. Ser.* 371p.
- Martin J. M., Meybeck M., 1979.** Elemental mass balance of mineral carried by major world rivers. *Marine Chemistry* 7, 173-206.
- Meguellati N., 1982.** Mise au point d'un schéma d'extractions sélectives des polluants métalliques associés aux diverses phases constructives des sédiments. 3ème cycle, Université de Pau et de Pays de l'Adour (France).
- Meire P., Ysebaert T., Van Damme S., Van den Bergh E., Maris T., Struyf E., 2005.** The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540, 1–11.
- Mermut A.R., Jain J.C., Song L., Kerrich R., Kozak L., Jana. S., 1996.** Trace element concentrations of select soils and fertilizers in Saskatchewan, Canada. *Environ. Qual.* 25, 845-853.

- Miliward G. E., 1995.** Processes affecting trace element speciation in estuaries. A review. *Analyst*, 20, 609-614.
- Millward G.E., Glegg G.A., 1997.** Fluxes and retention of trace metals in the Humber estuary. *Estu. Coastal Shelf Sci* 44, 97-105.
- Miquel G., 2001.** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, rapport No 261 de l'Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 366 p.
- Monfiel A., Welte B., 1990.** Manganese in water: an overview of biological treatment. *Revue des sciences de l'eau*3(4), 469-481.
- Morillo J., Usero J., Gracia I., 2004.** Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain, *Chemosphere*, 55, 431-442.
- Morillo, J., Usero, J., Gracia, I., 2005.** Biomonitoring of trace metals in a mine-polluted estuarine system (Spain), *Chemosphere*, 58, 1421-1430
- Morris A. W., Bale A. J., and Howland R. J. M., 1982.** The dynamics of estuarine manganese cycling. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 14, 175-192.
- Mossop K. F., Davidson C.M., 2003.** Comparison of original and modified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soils and sediments. *Analytica Chermica Acta* 478, 111-118.
- Mouvet C., 1986.** Métaux lourds et mousses aquatiques, synthèse méthodologique. Rapport du Laboratoire d'Ecologie. Agence de l'eau Rhin-Meuse et Rhone-Méditerranée Corse., Université de Metz (France).
- Movet, 1990.** Dosage des PCB et des métaux lourds dans les mousses aquatiques de la Seine entre Melun et port-Jérôme, Rapport à l'agence de Bassin Seine-Normandie.
- Murray K. S., Cauvet D., Lybeer M., Thomas J.C., 1999.** Particle size chemical control of heavy metals in bed sediment from the rouge river, southeast Michigan. *Environmental Science and Technology* 33, 987-992.

- Nisbet M., et Verneaux J., 1970.** Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et propositions des classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. Annales de limnologie. 6(2) : 161-190.
- Nissembaum A., 1972.** Distribution of several metals in chemical fractions of sediment core from the sea of Okhotsk. Israel Journal of Earth-Sciences 21, 143-154.
- Nriagu J.O., Pacyna J.M., 1988.** Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature 333: 134-139.
- Ongley E. D., Bynoe M.C., Percival J.B., (1982)** Physical and geochemical characteristics of suspended solids, Wilton Creek, Ontario. Canadian Journal of Earth Science 18, 1365-1379.
- Ottman F., 1965.** Introduction à la géologie marine et littorale. Masson éd, 259p.
- Ouddane B., Skiker M., Fischer J.C., Wartel M., 1999.** Distribution of iron and manganese in Seine river estuary: approach with experimental laboratory mixing. Journal of Environmental Monitoring 1, 489-496.
- Paskoff R., 1998.** Les littoraux : impact des aménagements sur leur évolution. Armand Colin/Masson ed., Paris, 260p.
- Philibert J., Vignes A., Bréchet Y., Combrade P., 2002.** Métallurgie du minerai au matériau. Dunod éditeur , Paris, 1177 p.
- Pichard A., Bisson M., Gay G., Houeix N., Lacroix G., Lefevre J.P., Magaud H., Migne V., Morin A., Tissot S., 2006.** INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Cobalt et ses dérivés, INERIS –DRC-02-25590-02DF55.
- Pinheiro J.P., Mota A.M., Simões Gongalves M.L.S., Van Leeuwen H.P., 1998.** The pH effect in the diffusion coefficient of humic matter: influence in speciation studies using voltammetric techniques Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 137 165-170.
- Pirozzoli P.A., 1993.** Les littoraux : leur évolution. Nathan ed., Paris, 191p.

- Power E.A ., Chapman, P.M., 1992.** Assessing sediment quality. In Burton, G.A.J. (Eds). Sediment toxicity assessment, Lewis, Chelsea, MI, USA. 1-18.
- Probst, J.L., Messaïffa, A., Krempp, G., Behra, P., 1999.** Fluvial transports of mercury pollution in the Ill river basin (Northeastern France): Partitioning into aqueous phases, suspended matter and bottom sediments. Environmental Science. Mercury Contaminated Site (ed. By R. Ebinghaus et al.) Springer-Verlang Berlin Heidelberg, 502-520.
- Quevauviller P., Rauret G., Lopez-Sanchez J.F., Rubio R., Ure A., Muntau H., 1997.** Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) following a three-step sequential extraction procedure, The Science of the Total Environment, 205, 223-234.
- Quevauviller, P., 2006.** Métrologie en chimie de l'environnement. Lavoisier, 2è édition, 277p.
- Ramade F., 2000.** Dictionnaire encyclopédique des polluants – les polluants de l'environnement à l'homme. Edt. Ediscience international. Paris. 690p.
- Ramade F., 2003 :** Eléments d'écologie – écologie fondamentale. 3^{ème} édition Dunod, 690p.
- Ramessur R., T., Ramjeawon T., 2002.** Determination of lead, chromium and zinc in sediments from an urbanized river in Mauritius. .Environmental international 28, 315-324.
- Rauret G., Lopez Sanchez JF, Sahuquillo A., Rubio R., Davidson C., Ure A., Quevauviller P., 1999.** Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. Journal Environmental Monitoring 1, 57-61.
- Rauret, G., Rubio, R., Lopez-Sachez, J.F., 1998.** Optimization of Tessier procedure for metal solid speciation in river sediments. Int. J. Environ. Anal. Chem., 36, 69–83.
- Raven K. P., Leoppert R.H., 1997.** Trace element composition of fertilizers and soil Amendments. Enviro. Qua. 26, 551-557.

- Robbe D., 1981.** Pollution métallique du milieu naturel. Guide méthodologique de leur étude à partir des sédiments. Rapport bibliographique. Rapp.Rech Min. Urbanisme logement, transport. Paris (France). 104, 83-88
- Rodier J., 1996 :** L'analyse de l'eau. Eaux naturelles- eaux résiduaires- eaux de mer. Tome I et II, 8^{ème} édition Dunod, Paris, 1383p.
- Ross SM., 1994.** Toxic metals in soil-plant systems. Wiley publishers, Chichester, 469 p.
- Rossignol A., 1998.** L'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent, Carnet d'océanographie, Institut national de la recherche scientifique, Océanologie, Rimouski (Québec). 64 p
- Salomons W., Förstner U., 1980.** Trace metal analysis on polluted sediment II. Evaluation of environmental impact, Environ Technol. Lett 1, 506-510.
- Salomons W., Förstner U., 1984.** Metals in the hydrocycle. Springer- Verlag, Berlin Germany.
- Salomons W., Stigliani W.M., 1995.** Biogeochemistry of pollutants in soils and sediments. Berlin, Allemagne, pp 352
- Santos Bermejo J. C., Beltran R., Gomez Ariza J.L., 2002.** Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (Southwest Spain). Environmental International 29, 69-77.
- Scordia P-Y., 2008.** Caractérisation et valorisation de sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux routiers. Thèse de doctorat, L'école Centrale de Lille
- Sheppard M. I., Thibault D.H., 1992.** Desorption and extraction of selected heavy metals from soils. Soil Science Society American Journal 56, 415-423.
- Shneider G., 2001.** Le curage des sédiments des cours d'eau. Le courrier de l'environnement de l'INRA, vol. 43, pp. 146-147.
- Shuman L.M., 1985.** Fractionation method for soil microelements. Soil Science 140, 11-22.
- Sigg L., Stumm W., Behra P., 1992.** Chimie des milieux aquatiques, Edition Masson, Paris, p 391.

- Singh K.P., Mohan D., Singh V.K., Malik A., 2005.** Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments- a tributary on the Ganges, India. *Journal of Hydrology*, 1-14.
- Sparks D.L., 1998.** Environmental soil chemistry. Academic Press, 267 p
- Spencer K.L., Mac Leod C.L., 2002.** Distribution and partitioning of heavy metals in estuarine sediment cores and implications for the use of sediment quality standards. *Hydrology and Earth System Sciences* 6(6), 989-998.
- Tahiri L., Bennasser L., Idrissi L., Fekhaoui M., El Abidi1A., Mouradi A., 2005.** Metal Contamination of *Mytilus galloprovincialis* and Sediments in the Bouregreg Estuary (Morocco). *Water Qual. Res. J. Canada*. 40 (1), 111–119.
- Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M., 1979.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical chemistry* 51, 844-851.
- Tessier A., Campbell P.G.C., Carignau R., 1990.** Influence du pH sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux, *T.S.M. l'eau* 2, 69-73.
- Tessier A., ECampbell P.G.C., 1987.** Partitioning of trace metals in sediments: relationships with bioavailability. *Hydrobiol.*, 149:43-52.
- Tessier A., Turner D.R., 1995.** Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. New York : John Wiley and Sons. 679 pp.
- Thinthoin R., 1948-** Les aspects physiques du l'oranais. Essai de morphologie du pays semi-aride. Edition Fouque. Oran, 638 p.
- Thornton G.J.P., Walsh R.P.D., 2001.** Heavy metals in the waters of the Nant-y- Fendrod: change in pollution levels and dynamics associated with the redevelopment of the Lower Swansea Valley, South Wales, UK. *The Science of the Total Environment*. 278, 45-55.
- Tiller K.G., Merry R.H., Zarcinas B.A., Ward T.J., 1989.** Regional geochemistry of metal-containing surficial sediments and sea grasses in upper Spencer Gulf, South Australia. *Estua. Coastal Shelf Sci.*28, 473-493.

- Turekian K.K., Wedepohl K.H., 1961.** Distribution of the elements in some major units of Earth's crust. Bull. Geol. Soc. AM. 72, 175-192.
- Ure A., Quevauviller P., Muntau H., Griepink B., 1993.** Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the European Communities. Intern. J. Environ. Anal. Chem 51, 135-151.
- Ure A.M., 1994** The effects of drying on element concentrations and speciation in soils and sediments. Chimica Analitica 13, 64-69.
- Vivier P., 1964.** La vie dans les eaux douces. Les Presses Universitaires de France, N° 233 de la collection Que sais je ?.
- Waeles M., 2003.** Spéciation des éléments métalliques en milieu estuarien et quantification des flux vers le plateau continental. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale.
- Waeles M., Riso R.D., Maguer J.F., Le Corre P., 2004.** Distribution and chemical speciation of dissolved cadmium and copper in the Loire estuary and North Biscay continental shelf, France Estuarine, Coastal and Shelf Science 59 49-57
- Windom H., Wallace G. T., Srnith R., Dudek N., Maeda M., Dulmage R., Storti F., 1983.** Behavior of copper in south-eastern United States estuaries. Marine Chemistry 12, 183-193.
- Xintaras C., 1992.** Impact of lead contaminated soil on public health. US Departement of Health and Human Services, Agency for toxic substances and Disease Registry, Atlanta, Georgia, USA. In Analysis Paper.
- Yadi B., 1991.** Nature et évolution de la matière minérale et organique dans le bassin de la Tafna. Thèse. Magistere. Université de Tlemcen (Algérie).
- Zoumis T., Schmidt A., Grigorva L., Calmano W., 2001.** Contaminants in sediments remobilisation and domobilization. Science Total Environmental 266, 195-202.

Zourarah B., Carruesco C., Labraimi M., Rebouillon P., Bakkas, S., 2002. Pollution métallique des sédiments fin de l'estuaire de l'Oum Er Rbia : impact des rejets anthropiques. *Africa Geosciences Review* 9 (2), 143-156.

Zwolsman J. J. G. and Van Eck G. T. M., 1993. Dissolved and particulate trace metal geochemistry in the Scheldt estuary, S.W.-Netherlands (water column and sediments). *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27, 287-300.

ANNEXES

Annexe 1: Valeurs maximales, minimales, moyennes et écarts types des paramètres physicochimiques mesurés dans l'eau d'estuaire durant les six mois d'échantillonnage (Octobre 2009- Mars 2010).

		Estuaire de la Tafna (Rachgoun)	
Température de l'air (°C)	Max	24	
	Min	11	
	Moy	18,67	
	σ	5,71	
Température de l'eau (°C)	Max	22	
	Min	9	
	Moy	16,92	
	σ	4,68	
		Point A-B	Point C-D
pH	Max	8,4	8.4
	Min	8	8.1
	Moy	8,17	8,25
	σ	0,13	0,11
Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Max	57000	54260
	Min	47000	38700
	Moy	53750	46410
	σ	3 495,00	6 610,28
Salinité (g/l)	Max	37,7	35,5
	Min	30,3	20,04
	Moy	33,23	28,62
	σ	2,86	5,54
Oxygène dissous (mg/l)	Max	5,75	5,8
	Min	2,45	2,46
	Moy	4,37	4,41
	σ	1,47	1,48

Max : Maximum

Moy : Moyenne

Min : Minimum

σ : Ecart type

Annexe 2 : Les résultats des analyses des métaux lourds dans l'eau de l'estuaire de la Tafna en mg/l avec les valeurs maximales, minimales, moyennes et écarts types durant la période (octobre 2009- Mars 2010).

		A-B	C-D
Cadmium	Max	0,168	0,264
	Min	0,032	0,045
	Moy	0,09	0,13
	σ	0,004	0,004
Cobalt	Max	1,09	1,71
	Min	0,20	0,29
	Moy	0,61	0,82
	σ	0,025	0,027
Chrome	Max	0,066	0,088
	Min	0,038	0,062
	Moy	0,053	0,069
	σ	0,003	0,002
Cuivre	Max	0,14	0,26
	Min	0,05	0,10
	Moy	0,09	0,16
	σ	0,006	0,011
Fer	Max	1,77	1,79
	Min	1,29	1,33
	Moy	1,47	1,48
	σ	0,02	0,01
Manganèse	Max	1,56	1,58
	Min	0,96	0,97
	Moy	1,10	1,17
	σ	0,02	0,04
Plomb	Max	1,41	2,90
	Min	0,32	0,92
	Moy	0,82	1,60
	σ	0,03	0,07
Zinc	Max	0,31	0,96
	Min	0,21	0,26
	Moy	0,25	0,43
	σ	0,01	0,04

Max : Maximum

Moy : Moyenne

Min : Minimum

σ : Ecart type

Annexe 3 : Les résultats des analyses des métaux lourds dans les sédiments superficiels de l'estuaire de la Tafna en mg/kg avec les valeurs maximales, minimales, moyennes et écarts types durant la période (octobre 2009- Mars 2010).

		A	B	C	D
Cadmium	Max	1,99	2,18	3,12	3,40
	Min	0,37	0,43	0,56	0,54
	Moy	1,15	1,21	1,55	1,59
	σ	0,19	0,19	0,25	0,25
Cobalt	Max	10,50	11,17	14,12	15,17
	Min	5,37	5,40	5,56	5,67
	Moy	8,34	8,53	10,14	10,49
	σ	1,43	1,16	1,18	1,62
Chrome	Max	32,32	31	42,72	41,20
	Min	17,20	19,13	29,90	30
	Moy	25,67	25,64	33,68	32,42
	σ	4,96	3,13	1,79	1,61
Cuivre	Max	22,20	23	42,97	38,20
	Min	7,57	7,73	16,13	15,87
	Moy	12,86	14,18	26,23	24,11
	σ	1,63	1,84	2,12	2,34
*Fer	Max	15,11	15,38	15,35	15,38
	Min	10,60	11,44	11,30	11,40
	Moy	12,55	12,76	12,71	12,89
	σ	0,10	0,14	0,09	0,14
Manganèse	Max	385,67	410,83	408,53	403,23
	Min	244,07	246,57	248,90	248,97
	Moy	278,97	284,98	294,71	302,93
	σ	3,56	4,18	5,94	3,76
Plomb	Max	24,13	26,80	52,12	52,73
	Min	5,83	5,80	16,40	16,77
	Moy	14,68	15,08	28,08	29,79
	σ	3,36	1,84	2,55	2,79
Zinc	Max	74	76,77	199,30	338,73
	Min	50,20	52,10	66,07	62,17
	Moy	59,28	61,29	99,75	120,32
	σ	2,07	2,51	4,21	2,77

*fer : en (g/kg)

Max : Maximum

Moy : Moyenne

Min : Minimum

σ : Ecart type

ملخص:

قمنا بدراسة الاختلافات المكانية والزمانية لبعض المعلمات الفيزيائية (درجة حرارة الهواء والماء و pH والملوحة ودرجة الحموضة الموصلية ، والأوكسجين المذاب) وتركيز المعادن الثقيلة في المياه والرواسب السطحية (الكاديوم ، والكوبالت، والكروم النحاس ، الحديد ، المنغنيز ، الرصاص والزنك) خلال الفترة الممتدة من أكتوبر 2009 إلى مارس 2010 في مصب واد تافنة رشقون (ولاية عين تموشنت).

أظهرت النتائج تدهور نوعية المياه و تراكيز منخفضة نسبيا للمعادن الثقيلة في الرواسب ، باستثناء الكاديوم ، الذي علا تركيزه في النقاط الأربع لدى أخذ العينات كما تراكم في طبقة الكربونات التي تقتضي توافرها الحيوي في البيئة. **كلمات مفتاحية :** المعادن الثقيلة ، مصب الواد، الإمتصاص الطيفي الذري ، التلوث المعدني.

Résumé.

Les variations spatio-temporelles de quelques paramètres physicochimiques (température de l'air et de l'eau, salinité, conductivité, pH et oxygène dissous) et des teneurs d'eaux et de sédiments superficiels en métaux lourds (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn), ont été étudiées durant la période allant d'octobre 2009 jusqu'en mars 2010 au niveau de l'estuaire de la Tafna (Rachgoun –wilaya d'Ain Temouchent-).

Les résultats montrent une dégradation de la qualité des eaux, ainsi des teneurs métalliques des sédiments relativement faibles sauf le cadmium qui atteint des concentrations particulièrement élevées au niveau des quatre points de prélèvement, et s'accumule dans la fraction carbonatée impliquant sa biodisponibilité dans l'environnement.

Mots clés : Métaux lourds, Estuaire, Spectrophotométrie d'absorption atomique, pollution métallique

Abstract

The spatial and temporal variations of some physicochemical parameters (air temperature and water, salinity, conductivity, pH and dissolved oxygen) and concentration of heavy metals in superficial waters and sediments (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) were studied during the period from October 2009 to March 2010 at the estuary of the Tafna (Rachgoun-wilaya of Ain Temouchent-).

The results show a degradation of water quality and relatively low concentrations of heavy metals in sediment except cadmium, which reached particularly high concentrations in the four sampling points, and accumulates in the carbonate fraction involving its bioavailability in the environment.

Keywords: Heavy metals, Estuary, atomic absorption spectrophotometry, metal pollution