الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل
Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME D'INGENIEUR D'ETAT ET DE MASTER EN SCIENCES DE LA MER

OPTION : ENVIRONNEMENT

Thème

Contamination des sédiments marins de la côte Algéroise par les métaux traces : influence de la texture granulométrique et de la nature minéralogique

---

Présenté par :

REMMACHE karima

Soutenu le 29/09/2016 devant le jury :

Mr REFES W.	**Maitre de conférences A**	**Président**
Mr BACHOUCHE S.	**Attaché de recherche (CNRDPA)**	**Examinateur**
Mr ZERROUKI M.	**Doctorant (ENSSMAL)**	**Examinateur**
Mr INAL A.	**Attaché de recherche (CNRDPA)**	**Promoteur**
Mr BOULAHDID M.	**Professeur (ENSSMAL)**	**Co-promoteur**

Promotion : 2016

Remerciements

C'est un plaisir autant qu'un devoir d'exprimer ma gratitude et ma reconnaissance à toutes les personnes ayant contribué, chacune à sa manière, pour le bon déroulement de ma formation, ainsi qu'à la réalisation de ce modeste travail

A cet effet je tiens à remercier :

D'abord, monsieur INAL A. pour avoir accepté, de diriger et de suivre constamment le progrès de ce travail, par ses suggestions et ses critiques constructives et sa compréhension, dont la patience et la sympathie.

C'est avec un immense plaisir que j'exprime toute ma reconnaissance et ma profonde gratitude à mon professeur et mon co-promoteur, le professeur BOULAHDID M. pour ses compétences scientifiques, sa disponibilité et ses qualités humaines et ses conseils.

Je tiens à remercier Monsieur REFESS W. pour le grand honneur qu'il m'a fait en présidant ce jury. Qu'il veuille bien trouver ici l'assurance de ma profonde estime.

Je tiens aussi à exprimer mes remerciements et mon grand respect à Monsieur ZERROUKI M. et Monsieur BACHOUCHE S. d'avoir acceptés d'être présents dans ce jury et d'apporter leurs critiques pertinentes et leurs suggestions. Merci pour votre grandeur scientifique et votre modestie.

Que soit également remerciées toutes les personnes qui m'ont aidée pour réaliser ce mémoire

D'abords, tous les enseignants de l'ENSSMAL qui m'ont assurée un enseignement de qualité. Qu'ils trouvent ici mon respect le plus sincère.

Toute l'équipe du laboratoire de l'ENSSMAL, Madame Souria, Madame Selma et tout particulièrement Monsieur Youcef pour sa disponibilité, son soutien, ses conseils et surtout sa bonne humeur. Ainsi qu'à toute l'équipe du laboratoire de Sidi Fredj et les bibliothécaires de l'ENSSMAL.

Un grand merci à tous les membres de ma famille pour leur soutien tout au long de cette année, en particulier, à mon père qui a mis à ma disposition toutes les conditions nécessaires pour la réalisation de ce modeste travail.

Merci pour vous.

Table des matières

Liste des abréviations V
Liste des figures VI
Liste des tableaux VII

Introduction générale 11

Chapitre I : Généralités

I. La pollution marine 14
I.1 Définition de la pollution marine 14
I.2 Les types de la pollution marine 14
I.3 Propriétés des substances polluantes 15
I.4 Classification des polluants 15
II. Les sédiments marins 15
II.1 Définition, origine et formation des sédiments 15
II.1.1 Origines naturelles 16
II.1.2 Origines anthropiques 16
II.2 Caractéristiques des sédiments 17
II.2.1 Granulométrie des sédiments 17
II.2.1 Géochimie des sédiments 18
II.2.2.1 Eau interstitielle 18
II.2.2.2 Les principales particules constituant la matrice solide des sédiments 18
II.2.2.2.1 Particules organiques 18
II.2.2.2.2 Particules inorganiques 18
II.3 Interaction entre les sédiments et les contaminants 19
II.3.1 La répartition des contaminants dans les sédiments 19
II.3.2 Les facteurs de contrôle de la répartition des contaminants 19
III. Les contaminants métalliques « ETM » 20
III.1 Définition et classification des ETM 20
III.2 Origine des ETM dans le milieu marin 20
III.2.1 Origines naturelles 20
III.2.2 Origines anthropiques 20
III.3 Présentation des principaux ETM étudiés 20
III.3.1 Eléments traces essentiels ou oligoéléments 20
III.3.1.1 Le Cuivre 20

III.3.1.2 Le Zinc 21
III.3.1.3 Le Manganèse 22
III.3.1.4 Le Fer 22
III.3.1.5 Le Nickel 23
III.3.2 Eléments traces non-essentiels.....24
III.3.2.1 Le plomb.....24
III.3.2.2 Le Cadmium 24
III.4 Spéciation des ETM dans les sédiments.....25
III.5. Cycle des éléments trace métalliques dans les sédiments 25
III.6 Interactions entre les ETM et les sédiments 27
III.7 Influence de la texture granulométrique et de la nature minéralogique sur la contamination des sédiments marins par les ETM 27
III.8 Mobilité et biodisponibilité des contaminants dans un sédiment 28

Chapitre II : Description de la zone d'étude

I. La baie de Bou Ismail..... 31
I.1. Situation géographique.....31
I.2. Sédimentologie de la Baie de Bou-Ismail 31
I-3 Bathymétrie de la baie de Bou-Ismail.....32
I.4.Réseau hydrographique 33
1.4.1. L'oued Mazafran.....33
1.4.2. L'oued Nador.....34
1.4.3. L'oued de Béni Messous.....34
I.5. Climatologie 34
I.5.1. Les Vents 34
I.5.2. La température.....35
I.5.3. La pluviométrie 35
I.6. Les sources potentielles de pollution 36
II. La baie d'Alger.....39
II.1. Situation géographique 39
II.2. Sédimentologie.....39
II.2.1. Faciès sableux 40
II.2.2. Faciès carbonatés 40
II.2.3. Faciès pélitiques.....40
II.3. Réseau hydrographique.....41

II.3.1. Oued El Harrach....41
II.3.2. Oued EL Hamiz....41
II.4. Bathymétrie....41
II.5. Source potentielles de pollution....41
III. La baie de Zemmouri....43
III.1. Situation géographique....43
III.2. Réseau hydrographique....43
III.3. Sédimentologie....44
III.3.1. Sédiments calcaires....44
III.3.2. Sédiment siliceux....44
III.3.3. Sédiments argileux....45
III.4. Morphologie littorale et sous-marine....45

Chapitre III : Matériels et méthodes

I-Travaux effectués en mer....48
I-1-Choix et localisation des stations....48
I-2-Prélèvement des échantillons....48
I-3- Conservation des échantillons....49
II- Travaux effectués au laboratoire....49
II-1- Nettoyage des instruments....49
II-2- Traitement des sédiments....49
II-2-1- Lyophilisation....50
II-2-2- Broyage....50
II-2-3- Homogénéisation....51
II-3- Minéralisation (digestion) pour l'extraction des ETM....51
II-3-1- Principe de la digestion ou de la minéralisation....51
II-3-2- Le protocole expérimental....51
II-3-2-1- Minéralisation à blanc....51
II-3-2-2- Minéralisation des échantillons....51
II-3-2-2-1- Le blanc....52
II-3-2-2-2- Echantillon d'intercalibration....52
II-4- Analyse des ETM....52
II-4-1-La Spectrométrie d'Absorption Atomique....52
II-4-1-1- Principe de la Spectrométrie d'Absorption Atomique....53
II-4-1-2-La loi de Beer-Lambert....53

II-4-1-3- Etalonnage 54
II-4-2- Calcul des concentrations.....54
II-4-2-1- Détermination de la concentration au niveau du sédiment 54
II-5- Détermination du taux de la matière organique 55
II-5-1- Mode opératoire 55
II-6- Analyse granulométrique 56
II-6-1- Détermination de la fraction pélitique.....56
II-6-1-1- Mode opératoire.....56
II.6.2. Analyse granulométrique de la fraction grossière.....57
II.6.2.1 Mode opératoire 57
II.6.2.2. Traitement des données.....57
II.6.2.2.1. Les paramètres graphiques 57
II.6.2.2.2. Les indices granulométriques 58
III- Evaluation du Niveau de la pollution.....59
III-1- Indice de geoaccumulation.....59
III-2- Facteur d'enrichissement 60
III-3- Indice de contamination métallique 61
IV- Performances de la méthode d'analyse.....61
IV-2- Justesse ou reproductibilité.....61
IV-2-1- Résultat des analyses du matériau de référence certifié 61

<u>Chapitre IV</u> : Résultats et discussions

I- Analyse paramétrique 64
I-1- La matière organique 64
I-2- Le taux des pélites 65
I-3- Analyse granulométrique de la fraction grossière 66
I.3.1. Courbes cumulatives 66
I.3.2. Paramètres et indices granulométriques 67
I.3.2.1. Le mode et le grain moyen 67
I.3.2.3. Indice de classement (S0).....67
I.3.2.4. Indice d'asymétrie (Sk) 68
I.3.2.5. Coefficient d'uniformité (U) 68
I-4- Les teneurs en métaux traces 69
I-4-1- Le Manganèse.....69
I-4-2- Le Zinc.....70

I-4-3- Le Cuivre 72
I-4-4- Le Nickel 73
I-4-5- Le Fer.....75
II- Analyse binaire.....76
II-1 Corrélation matière organique – taux des pélites.....76
II-2 Corrélation métaux traces – taux des pélites 77
II-3 Corrélation métaux traces – matière organique 78
II-4 Corrélation inter métaux.....79
III- Estimation du niveau de contamination.....80
III-1- Comparaison des teneurs en métaux traces avec celles obtenues dans d'autres études au niveau de la côte algérienne et d'autres sites.....80
III-2- Calcul des indices de contamination.....83
III-2-1-L'indice de contamination métallique 83
Conclusion générale 85
Bibliographie
Annexes

Liste des abréviations

ABRMC : Agence du Bassin Rhône – Méditerranée – Corse.

AEAP : Agence de l'Eau Artois Picardie

AFNOR : Association Francaise de Normalisation

AIEA : International Atomic Energy Agency (Agence Internationale de l'Energie Atomique)

ALDEM : La campagne d'évaluation des ressources démersales de la côte Algérienne.

ATSDR: Agency for toxic substances and disease registry

C° : Celsius (degrés)

Cd : Cadmium

CNRDPA : Centre National de Recherche et de Développement de la pêche et de l'aquaculture.

Cu : Cuivre

D : Décile.

E° : potentiel d'oxydoréduction.

ECOSYSMARL : laboratoire des Ecosystèmes marins et littoraux

ENSSMAL : Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral

ETM : Eléments Traces Métalliques.

FAO: Food and Agricultural Organisation.

Fe : Fer

GESAMP : le Groupe des Experts Scientifiques et Aspect de Protection de l'Environnement Marin

HCl : Acide chloridrique.

Hg : Mercure

HNO_3 : Acide nitrique.

IC : Indice de contamination métallique

LEM : Laboratoire des Etudes Maritimes.

MES : Matière en suspension

Mn : Manganèse

MO : Matière organique.

NA : Numéro Atomique.

Ni : Nickel

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ONM : Office Nationale Météorologique

Liste des abréviations

Pb : Plomb

pH : Potentiel Hydrogène

PNUD : Programme des Nations Unies pour le Développement

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

Q : Quartile.

S0 : Indice de classement.

SAA : Spectrophotométrie d'Absorption Atomique.

Sk : Indice d'asymétrie.

T : Température.

U : Coefficient d'uniformité.

Zn : Zinc.

Liste des figures

Figure 1 : Diagramme triangulaire de classification des sédiments en fonction de leur texture (Campy et Meybeck1995 in Kribi 2005)

Figure 2 : Principaux facteurs contrôlant la biodisponibilité des contaminants et influençant la réponse biologique

Figure 3 : Spéciation des éléments traces dans les particules sédimentaires et les eaux interstitielles (Charriau 2009)

Figure 4 : Modèle conceptuel du cycle des métaux trace dans les eaux de surface et les sédiments côtiers (d'après Audry, 2003 et Burdige, 2006).

Figure 5 : Mécanismes principaux affectant le devenir des éléments traces métalliques (Me) dans le milieu aquatique (L : ligand) Garnier (2004) et Sigg (1992).

Figure 6 : Représentation schématique du cycle biogéochimique des éléments traces dans des environnements marins **(**adapté de (Butcher et *al*, 1992)).

Figure 7 : Situation géographique et localisation de la baie de Bou-Ismail.

Figure 8 : Carte sédimentologique de la baie de Bou-Ismail (L.E.M., 1998).

Figure 9 : Carte bathymétrique de la baie de Bou-Ismail (Leclaire, 1972).

Figure 10 : Réseau hydrographique de la baie de Bou-Ismaïl.

Figure 11 : Le diagramme ombrothermique de Gaussen (1993-2004) (O.N.M., 2007).

Figure 12 : Carte des pressions naturelles et anthropiques dans la baie de Bou Ismail. (Al Sid Chikh *et al.* ,2009 in kassar 2011).

Figure 13 : Situation géographique de la baie d'Alger.

Figure 14 : Nature du fond de la baie d'Alger (Maouche, 1987)

Figure 15 : Principaux rejets d'eaux usées dans la baie d'Alger (PAC, 2005).

Figure 16 : Situation géographique de la baie de Zemmouri

Figure 17 : Réseau hydrographique de la baie de Zemmouri

Figure 18 : Nature de la couverture sédimentaire dans la baie de Zemmouri (Leclaire 1972)

Figure 19 : Carte de localisation des stations de prélèvement dans le littoral Algérois

Figure 20 : Benne preneuse « Van-Veen »

Figure 21 : Lyophilisateur (modèle CHRIST).

Figure 22 : Mortier en porcelaine.

Figure 23 : La plaque chauffante

Figure 24 : Spectrophotométrie d'Absorption Atomique HITACHI modèle Z-5000.

Figure 25 : Four à moufle.

Figure 26 : Table vibrante « Tamiseuse ».

Liste des figures

Figure 27 : Variation du taux en matière organique au niveau de la côte Algéroise.

Figure 28 : Variation du taux des pélites au niveau de la côte Algéroise.

Figure 29 : L'indice de classement S0 dans la côte Algéroise**.**

Figure 30 : L'indice d'asymétrie Sk dans la côte Algéroise**.**

Figure 31 : Variation des concentrations du Manganèse dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Figure 32 : Variation des concentrations du Zinc dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Figure 33 : Variation des concentrations du Cuivre dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Figure 34 : Variation des concentrations du Nickel dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Figure 35 : Variation des concentrations du Fer dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Figure 36 : Corrélation significative MO-Taux des Pélites dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Figure 37 : Corrélations significatives Taux des Pélites-Zn, Taux des Pélites-Cu dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Figure 38 : Corrélations Mo-Cu et MO-Zn dans les sédiments superficiels de la côte Algéroise.

Figure 39 : Corrélations significatives Cu-Zn et Zn-Ni dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Les sources potentielles industrielles de rejets de fer. (Belabed 2010)

Tableau 2 : Fréquence mensuelle (1 mois = 100%) par direction de houle, au large de la baie de Bou-Ismail (L.E.M., 2005).

Tableau 3 : Débit des rejets d'eaux usées dans la wilaya de Tipaza (M.A.T.E., 2006)

Tableau 4 : Les activités polluantes dans la baie de Bou-Ismaïl (M.A.T.E., 2006).

Tableau 5 : Classification des grains de sable (Folk et Ward, 1957)

Tableau 6 : Classification de Müller (1981).

Tableau 7 : Classification d'Andrews et Sutherland (2004).

Tableau 8 : Interprétation de l'état de pollution par l'IC (A.B.R.M.C ; 1988).

Tableau 9 : Résultats des analyses du matériau de référence certifié **(AIEA- 433).**

Tableau 10 : Les valeurs moyennes et extrêmes de la matière organique des sédiments superficiels da la côte Algéroise.

Tableau 11 : Les valeurs moyennes et extrêmes de taux des pélites des sédiments superficiels da la côte Algéroise.

Tableau 12 : Les valeurs moyennes et extrêmes du grain moyen et le mode des sédiments superficiels da la côte Algéroise.

Tableau 13 : Les valeurs moyennes et extrêmes des teneurs en métaux traces des sédiments superficiels de la côte Algéroise.

Tableau 14 : Corrélation matière organique – taux des pélites.

Tableau 15 : Corrélation métaux traces – taux des pélites

Tableau 16 : Corrélation métaux traces – matière organique

Tableau 17 : Corrélation inter métaux dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise

Tableau 18 : Comparaison des teneurs moyennes en métaux traces du sédiment superficiel de la côte Algéroise avec celles du sédiment superficiel d'autres sites de la côte Algérienne.

Tableau 19 : Résultats des indices de contamination métallique dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Introduction Générale

Les contaminants les plus préoccupants pour le milieu marin sont ceux qui montrent une persistance dans l'environnement, une capacité à être transportés sur des longues distances, une tendance à la bioaccumulation et une toxicité vis-à-vis des organismes marins, c'est le cas des ETM.

Une fraction importante de ces ETM présents dans les environnements aquatiques est associée, d'une manière réversible, aux sédiments superficiels (Forstner et Wittmann, 1981). Il est donc indispensable d'étudier la dynamique de ces éléments dans les sédiments superficiels pour comprendre leur avenir dans l'ensemble de ces systèmes aquatiques (Amanieu *et al.* 1989 *in* Péna 1991).

L'étude des ETM dans les sédiments est une contribution à la détermination, à la compréhension et à la prévision de la pollution métallique.

La détermination des concentrations en ETM dans les sédiments marins côtiers superficiels est d'une grande importance du fait que ce compartiment abiotique a la capacité de séquestrer ces éléments et d'interagir avec d'autres compartiments biotiques et abiotiques de l'écosystème par des processus de sédimentation, floculation, etc..

La concentration de métaux lourds dans les sédiments marins peut varier dans le temps pour différents motifs : apports anthropiques directs, transfert continental par des sources fluviales et éoliennes, transport par des courants marins, dépôts atmosphériques, etc. (Curtosi et *al.*).

Ces ETM qui proviennent de diverses sources naturelles (altération géologique, érosion, volatilisation et volcanisme) et anthropiques (exploitation des minerais, combustion des hydrocarbures, industries métallurgiques, etc.), ont atteint des teneurs alarmantes d'un point de vue écotoxicologue dans plusieurs régions du monde ; dans l'air, l'eau et notamment dans les sédiments marins, leur réservoir ultime le plus important (Sin *et al.*, 2001; Santos *et al.*, 2005).

La détermination de l'ampleur de la contamination nécessite une connaissance bien approfondie des caractéristiques chimiques, physiques et minéralogiques du sédiment ; en premier lieu la nature et la taille des particules et la solubilisation-précipitation de certaines phases, en particulier les oxydes et les sulfures de Fer. En effet, d'une part, les ETM ont une grande capacité d'adsorption sur la MES et leur abondance dans la MES est directement proportionnelle à la surface spécifique de ses particules ; dans la pratique on observe une plus grande affinité pour la fraction fine du sédiment dans laquelle les minéraux argileux contribuent largement (Loring, 1991 *in* Ghanem 2009).

Il est donc nécessaire de caractériser le sédiment avant d'en interpréter les concentrations en ETM en termes de niveaux de contamination ou de tendances.

Pour étudier les niveaux de contamination, toute augmentation de la teneur des particules fines (en particulier les argiles), de la MO ou changement redox doit être prise en compte car elle peut engendrer une augmentation des concentrations des ETM sans sources anthropiques.

Cette caractérisation peut s'accompagner de normalisations d'ordre granulométrique et/ou par utilisation d'un élément normalisateur (Al, Li, Fe, Cs) ce qui permet de lisser les enrichissements en ETM qui sont liés à la minéralogie du sédiment (Ackermann *et al*., 1983 ; Roussiez *et al*., 2005 *in* Ghanem 2009).

Les métaux recherchés dans cette étude sont : Zn, Cu, Mn, Fe et Ni.

La MO et l'analyse granulométrique ont également fait l'objet du présent travail.

Ce travail a pour objectifs :

- De déterminer les concentrations en ETM dans les sédiments superficiels
- De connaitre l'état de pollution par les éléments étudiés dans les différents sites de la côte Algéroise.
- De caractériser les sédiments en termes de granulométrie et de taux de la MO
- De chercher la relation entre le taux de pélites, la distribution de la MO et les teneurs en ETM dans le sédiment superficiel.

Ce travail a été réalisé au niveau de laboratoire des (ECOSYSMARL) de l'ENSSMAL dans la station de Sidi-Fredj.

Ce travail est divisé en deux parties, la première est composée d'un premier chapitre « généralités » consacré à une revue bibliographique synthétique sur le thème abordé et les paramètres étudiés et d'un deuxième chapitre dédié à la description de la zone d'étude.

La deuxième partie comprend aussi deux chapitres, le chapitre « matériels et méthodes » consacré à la description des protocoles d'analyse appliqués dans le laboratoire et le chapitre « résultats et discussion » inclus la discussion et l'interprétation des résultats trouvés.

Enfin, une conclusion générale qui conclue les résultats de notre travail sur l'évaluation de l'état de pollution par les ETM des sédiments de la côte Algéroise avec certaines recommandations.

CHAPITRE I

Généralités

I. La pollution marine :

I.1. Définition de la pollution marine :

Le Groupe d'experts de la FAO, OMS, PNUE et PNUD (GESAMP, 1990) définit la pollution marine comme étant : *"l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans le milieu marin (y compris les estuaires) occasionnant des effets néfastes, tels que des nuisances envers les ressources biologiques, des risques pour la santé de l'homme, des entraves aux activités maritimes (y compris la pêche), une altération de la qualité de l'eau de mer du point de vue de son utilisation et une dégradation des valeurs d'agrément"*.

I.2. Les types de la pollution marine :

On distingue différents types de pollution marine selon la nature, la source de pollution et la manière dont les substances sont répondues géographiquement (Koller, E., 2004) :

Selon la nature : on distingue trois types :

- Chimique : -Organique : pesticides, hydrocarbures
  -Inorganique : ***ETM*****,** *sels nutritifs*
- Biologique : -Contaminants bactériens
  -Contaminants viraux
- Physique : -Thermique
  -Radioactive
  -Mécanique

Selon la source : -Urbaine
-Industrielle
-Agricole

Selon la manière de répartition :

-Globale : observée à l'échelle planétaire ;

-Régionale : lorsque une substance se répond sur une distance de 100 km.

-Locale : entre 0,1 et 100 k

-Ponctuelle : jusqu'à 100 m.

I.3. Propriétés des substances polluantes :

Pour évaluer les problèmes qui peuvent poser une substance polluante, il est souhaitable d'évaluer :

- La toxicité : à court et à long terme ;
- La persistance (y compris les modes et le taux de son élimination à la fois par des moyens physiques et biologiques) ;
- Les propriétés de dispersion ;
- Les réactions chimiques et les produits de dissociation ou d'interaction ;
- La tendance à la bioaccumulation ;
- La facilité au contrôle. (Koller, E., 2004).

1.4. Classification des polluants :

On distingue trois classes de polluants :

- Les polluants conservatifs : qui restent en permanence dans le milieu marin, soit dispersés dans l'eau soit fixés sur du matériel particulaire composé généralement de MO contenue dans la vase, on distingue les ETM (Hg, Cd, Pb) et les polluants organiques non biodégradables
- Les polluants chimiques non conservatifs : tels que la MO, les sels nutritifs, les hydrocarbures, les détergents et les produits sanitaires, qui disparaissent à terme. Ils ne présentent donc de danger que par leurs conséquences immédiates.
- Les polluants microbiens : qui sont véhiculés en quantités considérables au milieu marin par l'intermédiaire des rejets urbains : issus des eaux usées domestique et industrielle et des effluents agricoles. (Djerad, 2010)

II. Les sédiments marins :

II.1. Définition, origine et formation des sédiments :

C'est un ensemble constitué par la réunion de particules plus ou moins grosses ou de matières précipitées ayant, séparément, subi un certain transport (Foucault *et al.,* 1980). Les matériaux des sédiments sont d'origine minéralogiques ou biogéniques, de nature très variée (Ramade 1998). Ces matériaux peuvent par exemple, provenir de l'érosion de roches antérieures, ou résulter d'une activité organique (accumulation de coquilles, etc). Après un dépôt, un sédiment subit une diagénèse, et devient une roche sédimentaire.

On parle en général de sédiment lorsque le dépôt est récent, surtout s'il se trouve encore dans son milieu de formation, et s'il est encore gorgé d'eau. On parle de roche sédimentaire lorsqu'il a été induré, avec compaction et perte de son eau d'imbibition originelle. (Foucault *et al.,* 1980), Les particules sédimentaires remaniées sont dites détritiques ou clastiques. Lorsqu'elles sont issues de l'érosion des terres émergées elles constituent les particules terrigènes. Bien que de nature très diverses selon les roches dont elles dérivent, elles sont dominées par des silicates, surtout le quartz pour les fractions grossières des sédiments, et les minéraux argileux (phyllosilicates) pour les fractions fines. Ce sont donc essentiellement des particules silicoclastiques. Elles résultent de l'attaque par voie chimique et physique des formations continentales affleurantes sous l'action de l'eau, de température, de l'activité biologique, etc.

L'altération constitue l'ensemble des mécanismes qui libèrent les particules des roches et soustraient les éléments dissous à la surface terrestre, avant qu'interviennent les processus d'érosion, puis de transport et de dépôt (Chamley *et al.*, 2000)**.**

Le nom vase est la définition générale d'une large famille de sédiments fins, argileux, plus ou moins organiques, pouvant atteindre des teneurs en eau très supérieures à la limite de liquidité. Les vases contiennent une phase minérale dont la granulométrie s'étale des sables aux argiles et aux colloïdes, une phase organique et une phase liquide (Marot, 1998 *in* Kribi, 2005).

Les particules solides qui constituent les sédiments peuvent être d'origine naturelle ou anthropique (AEAP, 2000 (a)) :

II.1.1. Origine naturelle : les particules peuvent être soit endogènes ou exogènes

- Les particules endogènes sont principalement constituées de MO essentiellement composée des organismes aquatiques appartenant aux règnes animal ou végétal (plancton, plantes, algues,…)
- Les particules exogènes sont principalement des particules minérales provenant d'une part de l'érosion éolienne des sols et d'autre part de l'érosion hydrique du bassin versant et des phénomènes de ruissellement. Les particules exogènes peuvent également être de nature organique.

II.1.2. Origine anthropique : les particules peuvent être de nature organique ou minérale et proviennent des activités industrielles, urbaines ou agricoles.

II.2. Caractéristiques des sédiments :

Les sédiments sont essentiellement caractérisés par leur granulométrie et leur composition géochimique.

II.2.1.Granulométrie des sédiments :

Il existe de grandes variations dans la texture des sédiments selon la proportion relative de sables, de limons et d'argiles qu'ils renferment (Ramade, 1998). L'analyse granulométrique (texture) permet de décrire le sédiment à partir de différentes fractions minérales regroupées en classes : les argiles de taille inférieure à 2 µm, les limons de 2 à 50 µm et les sables de 50 µm à 2 mm. Les sédiments peuvent alors être typés selon la teneur respective de ces trois composés en utilisant, par exemple, un système de coordonnées triangulaires (Bonnet, 2000) (Figure 1)

Les pourcentages des différentes fractions dépendent de la région et de la nature du milieu aquatique (rivières, estuaires, zones côtières,…). Dans tous les cas, ce sont les fractions fines, et en particulier les argiles, qui sont responsables de la cohésion des sédiments en raison de leurs propriétés électriques et de leurs structures en feuillets. Ce sont elles aussi qui adsorbent les polluants. (AEAP, 2000 (a))

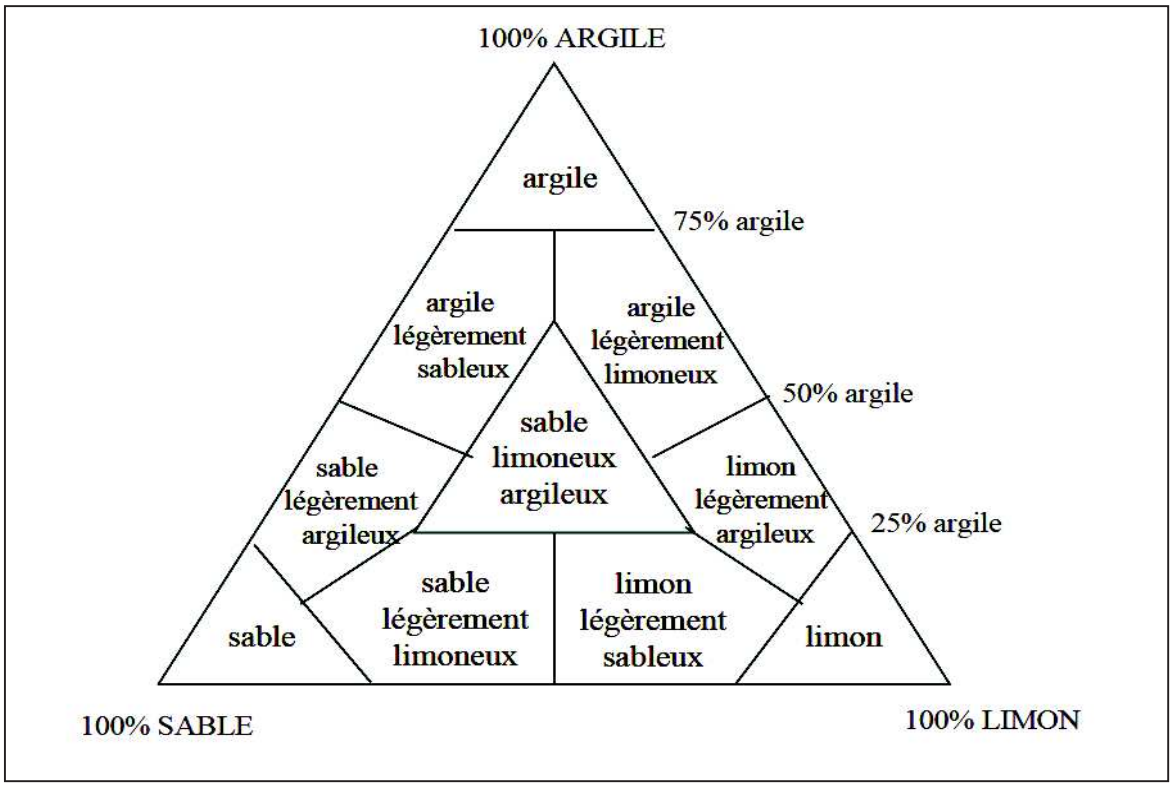


Figure 1 : Diagramme triangulaire de classification des sédiments en fonction de leur texture (Campy et Meybeck, 1995 *in* Kribi, 2005)

II.2.2. Géochimie des sédiments :

II.2.2.1. 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 (Forstner, 1987).

II.2.2.2. Les principales particules constituant la matrice solide des sédiments :

La matrice solide des sédiments est constituée par un assemblage de particules de natures organiques et inorganiques.

II.2.2.2.1. Particules organiques :

Tous les composés organiques naturels simples ou complexes sont susceptibles d'être rencontrés dans les sédiments. Ils peuvent être à l'état libre ou en association plus ou moins étroite avec les constituants minéraux (Sarret, 1998). Les particules organiques proviennent du métabolisme et de la dégradation des organismes vivants.

Elles se décomposent en deux fractions :

- Fraction organique vivante (microflore, faune et racine)
- Fraction organique morte : débris organiques d'origines animale ou végétale, plus ou moins décomposés en humus sous l'action des microorganismes.

Dans les sédiments, les particules organiques sont principalement des substances humiques classées en trois groupes selon leur solubilité : les acides humiques solubles en milieu alcalin mais insolubles en milieu acide, les acides fulviques solubles dans les deux cas, et les humines toujours insolubles. (Audry, 2003 et Audry *et al*., 2006)

II.2.2.2.2. Particules inorganiques :

Les particules inorganiques proviennent soit du transport par charriage de matériel sédimentaire du bassin versant soit du fond géochimique du sédiment. Les principales particules inorganiques présentes en milieu aquatique sont :

-Les oxydes métalliques ; -Les argiles (phyllosilicates) ; -Les aluminosilicates non argileux (feldspaths, …) ; -La silice (opale, quartz,…) ; -Les carbonates (calcite, dolomite) ;

-Les phosphates (vivianites) ; -Les sulfures (pyrite,...).

Les sédiments sont aussi également caractérisés par leur pH, leur potentiel redox, leur salinité, leur teneur en oxygène et en sulfures. Ces paramètres gèrent la répartition des

contaminants entre les différentes phases d'un sédiment, ainsi que leur biodisponibilité. (Geffard, 2001).

II.3. Interaction entre les sédiments et les contaminants :

II.3.1. La répartition des contaminants dans les sédiments :

Le sédiment est une matrice complexe qui possède de multiples possibilités d'association avec les contaminants (Salomons et Stigliani, 1995 et Chapman et *al.* 1998).

La répartition des contaminants dans les différentes composantes du sédiment (particules, eau, organismes) est contrôlée par des processus physiques, chimiques et biologiques (Bonnet, 2000)

II.3.2. Les facteurs de contrôle de la répartition des contaminants :

Nous venons de voir que, sous l'effet de processus physiques, chimiques et biologiques, les contaminants se répartissent entre différentes formes (dissoutes, complexées, adsorbées, absorbées…) dans les principaux composants du sédiment (phase aqueuse, particulaire, biologique). La figure 2 présente quelques facteurs de contrôle de la répartition des contaminants dans les sédiments : les paramètres physico-chimiques (pH, potentiel d'oxydoréduction, capacité d'échange cationique, salinité,…) et les constituants sédimentaires (particules inorganiques, MO, sulfures, oxydes de fer et de manganèse,…). (Bonnet, 2000)

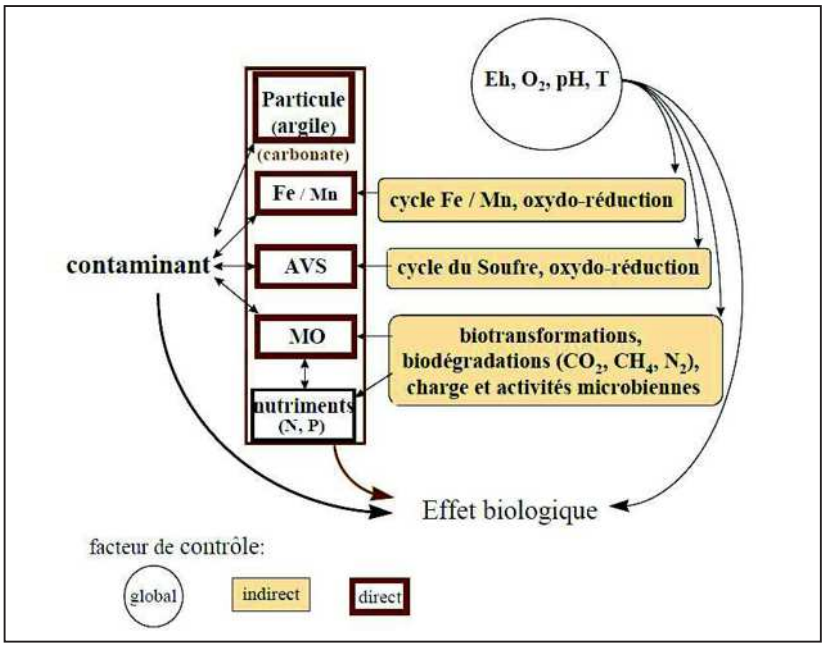


Figure 2 : Principaux facteurs contrôlant la biodisponibilité des Contaminants et influençant la réponse biologique, d'après Montuelle (in Bonnet 2000)

III. Les éléments traces métalliques :

III.1. Définition et classification des ETM :

Un métal est une matière, issue le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal, dotée d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant ainsi aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisables dans l'industrie, l'orfèvrerie....

La plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation « Eléments en Traces Métalliques » -ETM-.

III.2. Origines des ETM dans le milieu marin :

III.2.1. Origines naturelles :

Il existe plusieurs sources naturelles des ETM dans le milieu marin telles que :

- Les roches et produits d'altération et du lessivage des sols.
- Les fleuves, rivières et les oueds particulièrement au moment des grandes crues.
- Les activités sismique et volcanique fréquentes dans la région méditerranéenne.
- Les phénomènes géothermiques intéressent les métaux les plus volatiles tels que le Hg et le Pb. La voie atmosphérique non négligeable où le transport s'effectue par les vents et les pluies de poussière ou des formes dissoutes.

III.2.2. Origines anthropiques :

- Déversements domestiques provenant directement des systèmes d'évacuation des eaux usées des agglomérations littorales.
- Rejets industriels (cimenteries, fonderies, peintures).
- Emplois des différents produits agricoles (pesticides, herbicides). (Casas, 2005)

III.3. Présentation des principaux ETM :

On distingue 2 catégories des ETM :

III.3.1 Eléments traces essentiels ou oligoéléments :

III.3.1.1. Le cuivre :

A. Propriétés fondamentales :

Elément chimique métallique de couleur rouge-brun, de symbole **Cu** et NA **29**. Il est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments).

L'ion Cu^{2+} forme de nombreux complexes stables avec des ligands minéraux, comme les chlorures ou l'ammonium, ou avec des ligands organiques. Dans les milieux aqueux, le comportement du Cu est influencé par de nombreux processus :

-Complexation avec des ligands organiques (surtout sur les groupes NH_2 et SH, et dans une moindre mesure sur le groupe OH) ou minéraux,

-Adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulaires,

-Bioaccumulation, présence de cations de compétition (Ca^{2+}, Fe^{2+}, Mg^{2+}).

-Echanges entre les sédiments et l'eau (ATSDR, 1990 et Dameron et Howe, 1998 *in* Casas, 2005).

B. Cycle et sources naturelles et anthropiques :

Le Cu est présent dans l'environnement de manière ubiquiste. Sa concentration dans l'écorce terrestre est estimée à environ 70 mg/kg. Le transport par le vent des poussières de sol, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles d'exposition. Les principales sources anthropiques sont l'industrie du Cu et des métaux en général, l'industrie du bois, l'incinération d'ordures ménagères, la combustion de charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate). (ATSDR, 1990 *in* Casas, 2005).

III.3.1.2. Le zinc :

A. Propriétés fondamentales :

Le zinc est un élément chimique métallique, bleuâtre, de symbole **Zn** et de NA **30**. Il s'agit d'un oligo-élément indispensable au développement de la vie, en particulier comme coenzyme.

Le zinc existe dans l'eau de mer sous diverses formes : ion hydraté ($Zn(H_2O)^{2+}n$), zinc complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques) et zinc adsorbé sur de la matière solide. Son utilisation est variable et multiple, une grande partie de la pollution provient de la métallurgie. (Casas, 2005)

B. Cycle, sources naturelles et anthropiques :

Le zinc principalement sous forme de sulfure est assez uniformément distribué dans les roches magmatiques (40 à 120 mg/kg). Sa concentration est un peu plus élevée dans les sédiments argileux (80 à 120 mg/kg), alors qu'elle est plus faible dans les roches mères sableuses.

Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins. Les apports anthropiques de Zn dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minerai, raffinages, galvanisation du fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), des épandages agricoles (alimentation animaux, lisiers) et des activités urbaines (trafic routier, incinération ordures). Dans les zones portuaires, le Zn est introduit à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion, et il est contenu dans certaines peintures antisalissure. (Casas, 2005)

III.3.1.3. Le manganèse :

A. Propriétés fondamentales :

Elément chimique métallique, blanc argenté, de symbole **Mn** et de NA **25**. Il existe à l'état soluble dans les eaux, mais une fois collecté il s'oxyde rapidement, précipite de la solution échantillonnée ou s'adsorbe sur les parois du récipient. Il occupe la 12ème place des éléments dans la croûte terrestre. C'est un oligo-élément indispensable. Ses propriétés caractéristiques sont principalement les points d'ébullition et de fusion très élevées ainsi que des chaleurs de vaporisation et de fusion élevées. (Belabed, 2010)

B. Sources naturelles et anthropiques :

On le trouve dans la nature sous forme d'oxyde (pyrolusite, braunite, manganite), de sulfure, oxyde de carbonate et de sellicate. D'autre part les fonds océaniques offrent une réserve importante de nodule de manganèse. Des estimations donnent pour l'Océan Pacifique une réserve en Mn de l'ordre de 300 milliards de tonnes. (Traversy et *al*., 1979 *in* Belabed, 2010)

Le Mn peut être relargué dans les eaux, de manière naturelle par lessivage des terrains miniers. Il est intéressant également de signaler que le drainage des sols et litières peut entraîner une certaine quantité de Mn dans les eaux (Kirchner et Brabowxski, 1972 *in* Belabed, 2010)

III.3.1.4. Le Fer :

A. Propriétés fondamentales :

Le fer du latin « *ferrum* »**,** est un élément métallique blanc argenté, de symbole **Fe,** magnétique et malléable. C'est un élément de transition de numéro atomique **26**.

A l'état libre, le fer métallique se trouve dans les météorites, en général allié au Ni.
Le métal est largement présent dans certains composés chimiques. Il occupe la quatrième place juste après l'Al (aluminium) dans la classification d'abondance des éléments dans la croûte terrestre. Proche de l'aluminium par ses propriétés. (Belabed, 2010)

B. Cycle, Sources naturelles et anthropiques :

Le fer peut être entraîné dans les eaux par diverses voies dont principalement la dissolution superficielle des roches, le lessivage des terrains miniers, les rejets industriels directement dans les eaux ou bien dans l'atmosphère et les particules émises retombant à la surface de la terre avec les pluies. Les sources potentielles industrielles de rejets de fer soluble dans les eaux sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 1 : Les sources potentielles industrielles de rejets de fer. (Belabed, 2010).

Extraction des minerais
Transformation des minerais
Industrie chimique
Industrie de teinture
Métallurgie – sidérurgies
Conservation alimentaire
Tanneries et production du dioxyde de titane.

III.3.1.5. Le Nickel :

A. Propriétés fondamentales :

Le nickel est un élément chimique de symbole **Ni,** et de NA **28.** Le Ni, d'après Granier, (1975) ; occupe la 23ème place dans l'ordre d'abondance des éléments minéraux dans la croûte terrestre. Il représente environ 0.016 % de celui-ci .Malgré cette abondance relative, les minerais exploitables économiquement ne sont localisés qu'en quelques sites, les deux principales formes sous lesquelles le Ni est exploité étant les amas sulfurés et les latérites nickélifères (Sittig, 1976) *in* Belabed, 2010.

B. Sources de pollution par le nickel :

La principale source de rejet de Ni dans les eaux résiduaires industrielles est représentée par l'industrie métallurgique, notamment les opérations de revêtement faisant intervenir le Ni.

Les eaux usées provenant de revêtement contiennent des sels de Ni, principalement les formes sulfates et chlorures.

Le Ni se trouve en moindre importance, dans les eaux résiduaires de raffineries d'argent, des fabriques d'acier, des fonderies, des industries automobile et aéronautique, des fabriques de peintures.

Le Ni se trouve aussi dans les eaux de ruissellement en milieu urbain. Le salage des routes en période hivernale contribue à augmenter de façon notable la teneur en Ni des eaux de ruissellement. (Belabed, 2010).

III.3.2 Eléments traces non-essentiels :

III.3.2.1. Le plomb :

A. Propriétés fondamentales :

C'est un élément métallique de couleur gris bleuâtre, de symbole **Pb** et de numéro atomique **82**, peu ou rarement disponible à l'état natif, il est présent dans de nombreux minerais. Il existe sous trois formes essentielles : le plomb dissous, le plomb colloïdal et le plomb particulaire. Cette répartition ne prend pas en compte la MO dissoute et le fait que le Pb, dans l'eau de mer, se trouverait essentiellement sous forme de complexes organiques labiles. De même que pour le Hg, le Pb peut-être méthyle par les bactéries dans les sédiments. Aussi, le Pb présente une forte affinité pour la matière particulaire. A peine 10 % du Pb se trouve sous cette forme dans l'océan. Il est très souvent associe au Zn dans les minerais mais aussi à de nombreux autres éléments : Fe, Cu, Cd, Bi, Sb, Ge, As, Ag, Au qui sont en grande partie (sauf Fe) récupérés lors des opérations métallurgiques. Le principal minerai de Pb est la galène (PbS), très souvent associée à la blende (ZnS) et à la pyrite (FeS_2). (Chiffoleau, 2001).

III.3.2.2. Le cadmium :

A. Propriétés fondamentales :

De symbole **Cd**, NA **48** et de couleur blanc brillant le Cd a une grande résistance à la corrosion ; son point de fusion est bas ; il a une bonne conductivité de l'électricité ; ses produits dérivés ont une bonne résistance aux fortes températures (Borchardt, 1985 *in* Casas, 2005) Le Cd est un élément rencontré en milieu aquatique sous diverses formes physiques (dissoute, colloïdale, particulaire) et chimiques (minérale ou organique).

Les formes dissoutes (< 1 nm) de cet élément en milieu aquatique sont des espèces libres (Cd^{2+}) et formées par des associations (complexation) de Cd avec des composés (ligands ou complexant) minéraux ou organiques.

Les formes colloïdales (de 450 à 1 nm) lorsqu'il se fixe à des oxydes de fer, de manganèse, des hydroxydes, des carbonates, des argiles ou de la matière organique colloïdale.

Les formes particulaires (> 0,45 µm) se font par intégration du Cd dans la structure cristalline de minéraux détritiques, par liaison à une fraction d'origine organique, par précipitation avec différents fractions minérales (carbonates, phosphates, oxydes et hydroxydes de fer ou de manganèse, sulfures) et par adsorption sur des phases de différentes natures (argiles, MO, oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse) (Gonzalez *et al.*, 1999).

III.4. Spéciation des ETM 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 toute les formes d'un élément ont un même impact sur l'environnement, ce qui n'est pas réellement le cas (Figure 3) (Tessier, 1979; Quevauviller, 1997 et Tokalioglu, 2000).

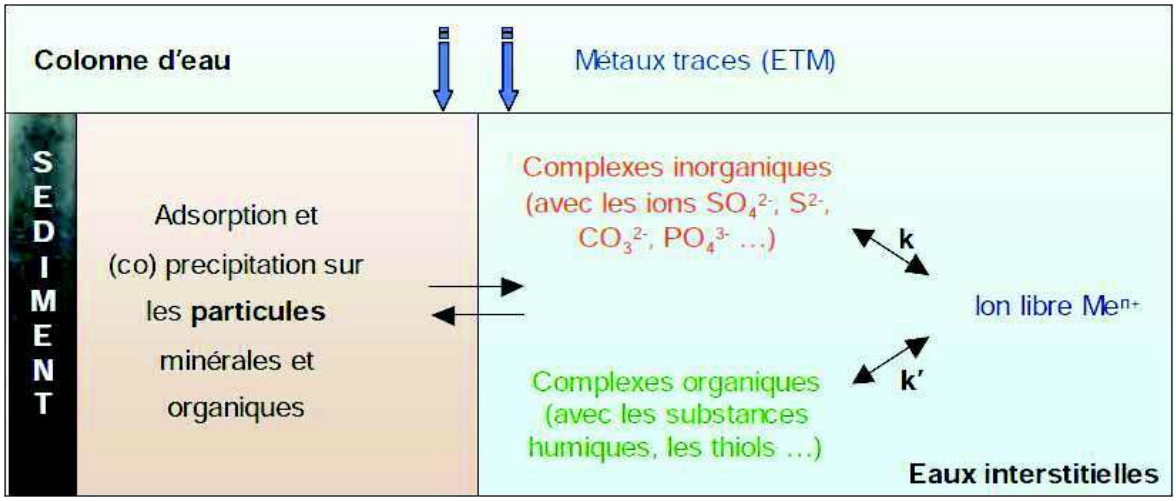


Figure 3 : spéciation des ETM dans les particules sédimentaires et les eaux interstitielles (Charriau, 2009).

III.5. Cycle des ETM dans les sédiments

Les processus affectant le cycle et la distribution des ETM dans les sédiments sont multiples (bioturbation, activité bactérienne, précipitation, recristallisation, dissolution).

Du fait de sa complexité, le milieu sédimentaire peut varier très rapidement et d'une façon très locale. Malgré cela nous allons essayer de donner les principaux traits caractérisant ce cycle. L'étape clé de ce cycle dans les sédiments consiste dans la minéralisation de la MO et la réduction des oxydes de Fe et de Mn d'autant plus que ces derniers sont considérés comme étant des sites très favorables pour l'adsorption/ complexation des ETM dans les sédiments (Tessier *et al.,* 1996 ; Li *et al.,* 2001 et Yuan *et al.,* 2004).

Ces processus diagénétiques qui ont comme principaux médiateurs les microorganismes et les bactéries, dépendent de plusieurs facteurs dont le pH, la T°, le E° et la teneur en MO. (Figure 4).

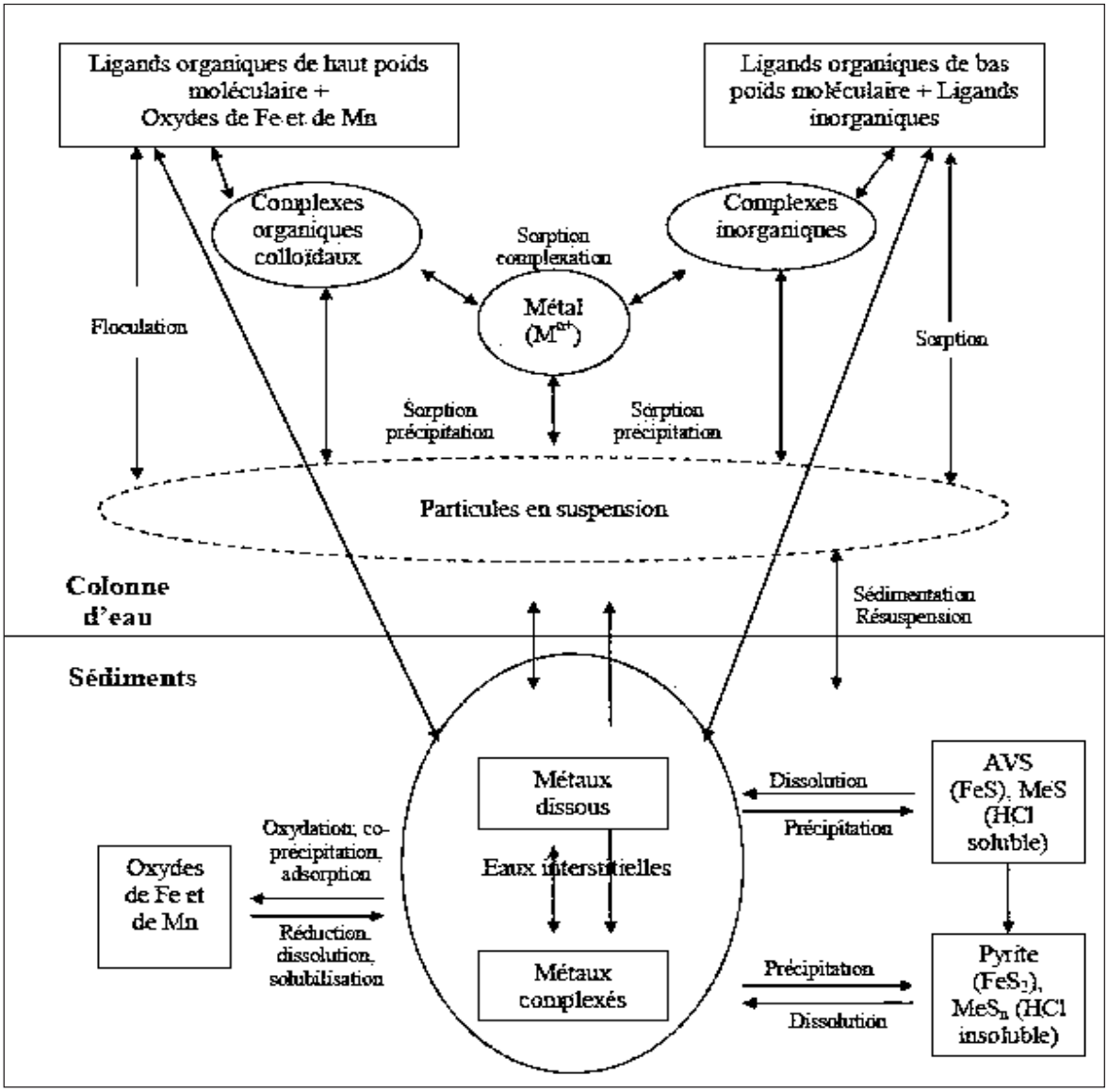


Figure 4 : Modèle conceptuel du cycle des ETM dans les eaux de surface et les sédiments côtiers. (D'après Audry, 2003 et Burdige, 2006).

III.6. Interactions entre les ETM et les sédiments :

Le sédiment est un milieu complexe qui possède de multiples possibilités d'association avec les contaminants. Les métaux lourds dans les sédiments ne sont pas fixés d'une manière permanente, le changement de pH et du potentiel redox, la teneur en MO (Zoumis, 2001 ; Gäbler, 1997 et Tack, 1996), la teneur en argiles, la teneur en eau (Gäbler, 1997) et les sulfures (Zoumis, 2001et Tack, 1996) modifient leur spéciation et par conséquence, leur mobilité. Les organismes vivants modifient également les caractéristiques physiques et chimiques du milieu (biodégradation, bioturbation…), ils accumulent les ETM à partir des phases aqueuses et particulaires par adsorption (Bonnet, 2000).

III.7. Influence de la texture granulométrique et de la nature minéralogique sur la contamination des sédiments marins par les ETM :

Selon Aubert et *al*, (2004), la capacité de fixation et de rétention d'un polluant par les sédiments est largement conditionnée par leur granulométrie, leur géométrie particulaire et leur composition chimique. Les sédiments riches en argiles révèlent des concentrations en ETM élevées (Boust et *al.* 1999). La vase argileuse retiendra facilement les métaux dissous dans l'eau avoisinante, alors qu'un sable quartzique n'aura pas cette possibilité.

Les ETM, comme de nombreux auteur l'on déjà montré (Martin et *al.,* 1976 ; Forstner et Salomons, 1980 et Charlou et Joanny, 1983) sont surtout associés aux particules les plus fines.

Les concentrations métalliques observées dans la fraction fine des sédiments sont généralement plus élevées que dans la fraction grossière et peuvent être dues : à une aire spécifique plus grande, aux quantités plus importantes de substances actives (MO, oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse) pour les particules argileuse ou limoneuse ainsi qu'à l'influence de la composition minéralogique des grains.

Dans les sédiments, les ETM peuvent être inclus dans le réseau ou adsorbés à la surface de différentes phases organiques ou minérales qui sont qualifiées de « porteuses » (Quantin, 2001 et Miller et Orbock Miller, 2007).

Les principales phases porteuses des ETM sont les silicates, les argiles, les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, les phosphates, les carbonates, les sulfures et la MO (Figure 5).

Des études ont montré que les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse ainsi que la MO sont les phases porteuses prédominantes en milieu oxique (Saulnier et Mucci, 2000 et

Zoumis et *al*, 2001), tandis que la formation des sulfures prédomine dans les sédiments anoxiques (Di Toro et *al*, 1990 et Caetano et *al*, 2003).

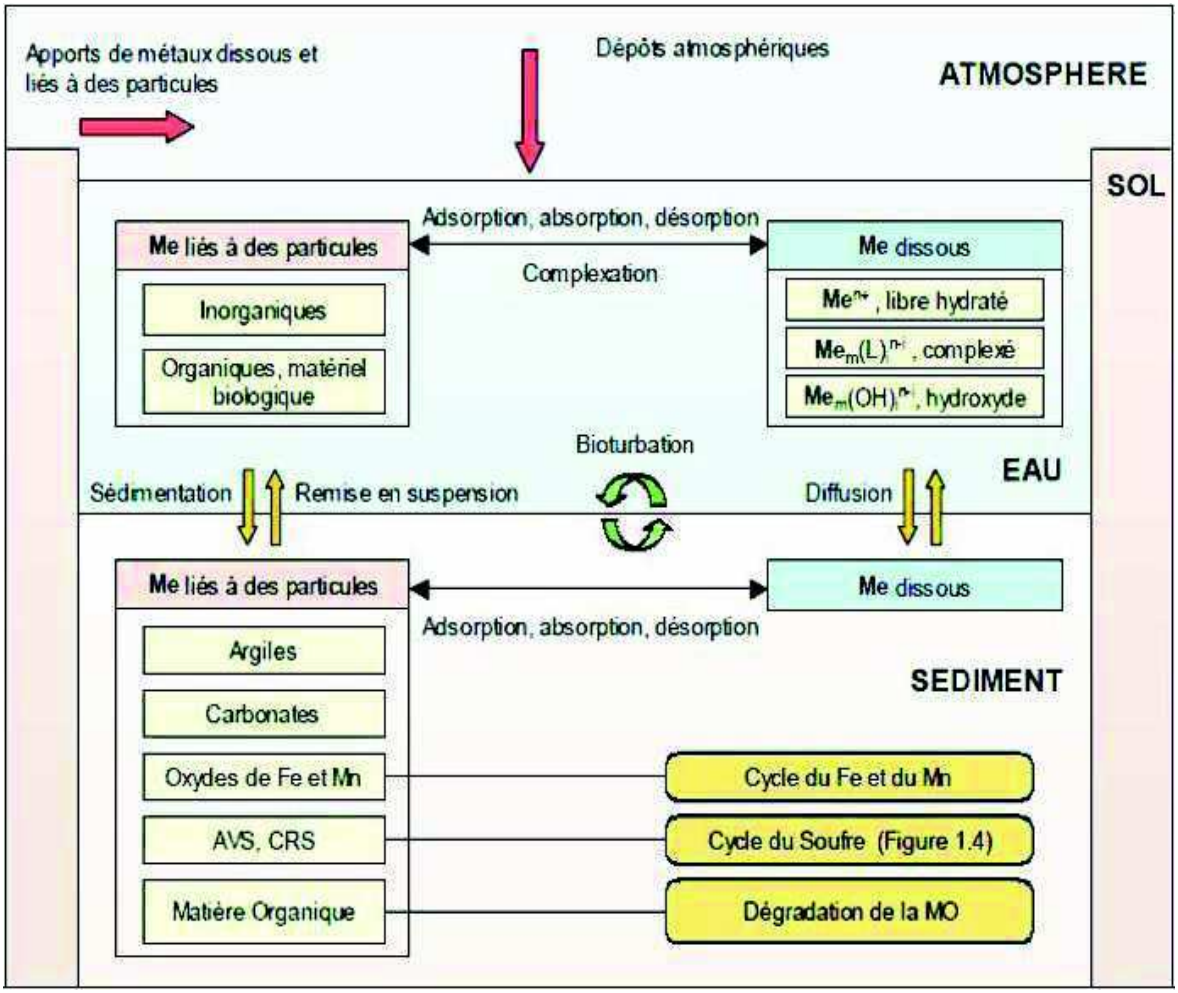


Figure 5 : Mécanismes principaux affectant le devenir des ETM (Me) dans le milieu aquatique (L : ligand) Garnier (2004) et Sigg (1992).

III.8. Mobilité et biodisponibilité des ETM dans un sédiment :

La forme physico-chimique d'un composé détermine sa mobilité, biodisponibilité et toxicité vis à vis des organismes vivants. Dans un sédiment, il existe de nombreux échanges entre les différents compartiments, ces échanges sont complexes et influencés par de nombreux facteurs physiques, chimiques et biologiques (Förstner et Whittmann, 1979 et Lau et Chu, 1999).

Les variations de mobilité des métaux se traduisent par le passage de la forme colloïdale et particulaire à la forme dissoute (ionique ou adsorbé) et vice ver ça.

Ces échanges sont influencés par la salinité, le pH, le potentiel redox et la teneur en carbone organique du sédiment (Förstner et Whittmann, 1979).

Un composé est dit biodisponible lorsqu'il peut rentrer en contact direct avec l'organisme et être absorbé et traverse la membrane cellulaire.

La biodisponibilité des ETM dépend de l'organisme lui-même. Les voies d'expositions peuvent se faire soit par l'intermédiaire du sédiment, de l'eau interstitielle et de la colonne d'eau. La contamination des organismes se fait par le passage des composés à travers la barrière corporelle (tégument) et les voies respiratoires, soit par l'ingestion de particules sédimentaires ou alimentaires contaminées (Power et Chapman, 1992 *in* Geffard 2001).

CHAPITRE II

Zone d’étude

I. La baie de Bou Ismail

I.1. Situation géographique :

La baie de Bou Ismail (ex-Castiglione) se situe à l'Ouest d'Alger dans la wilaya de Tipaza entre 2° 20' E et 2° 55'E. Cette baie est l'une des plus importantes de la côte Algérienne. Elle est limitée à l'Est par le promontoire de Ras-Acrata (dans la baie d'El Djamila) et à l'Ouest par le cap du Mont Chenoua. Elle s'étend sur un linéaire côtier de plus de 60 km, couvrant une superficie de 509 Km^2 (Figure7).

L'ouverture de la baie est de l'ordre de 44 Km, elle est orientée du Sud Est au Nord Est. La baie de Bou Ismail est caractérisée par une morphologie côtière diversifiée composée des côtes rocheuses, de falaises, de plages et de dunes.

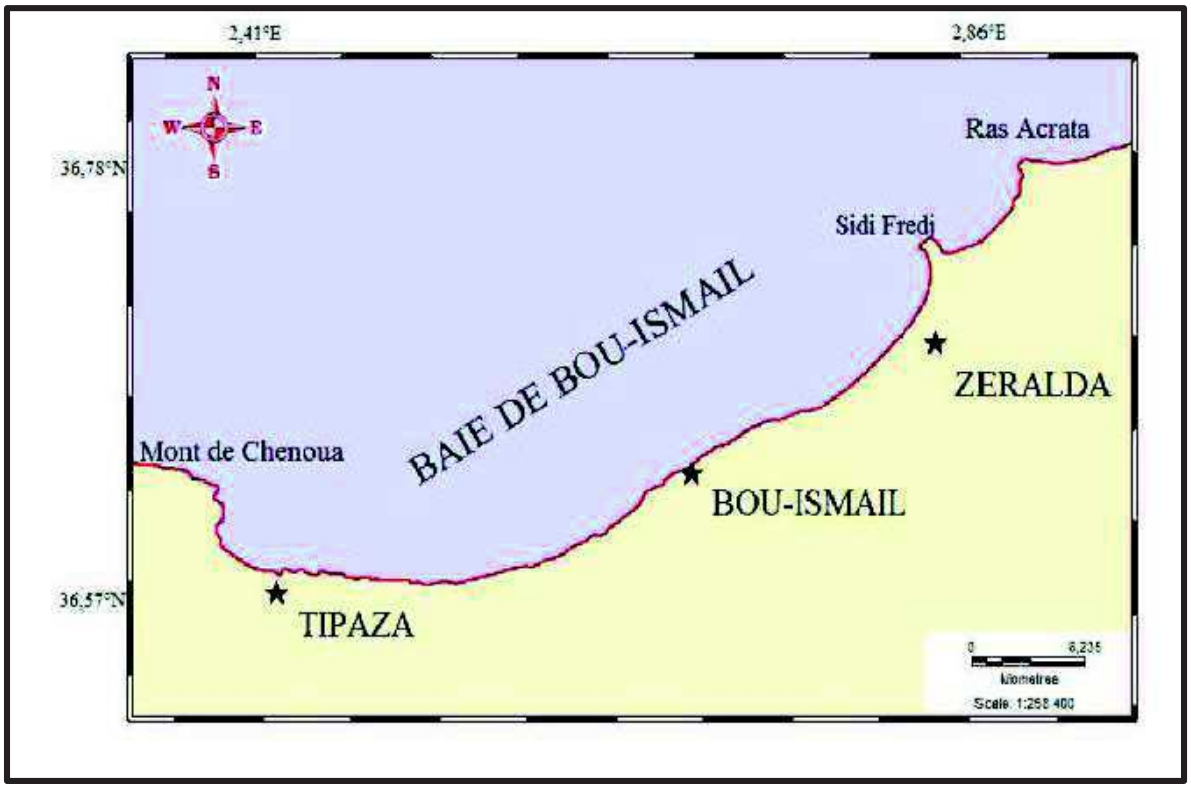


Figure 7 : Situation géographique et localisation de la baie de Bou-Ismail.

I.2. Sédimentologie de la baie de Bou Ismail :

L'analyse des sédiments de la baie de Bou Ismail montre une grande diversité sur le plan sédimentaire, neuf faciès identifiés : les sables fins, les sables fins envasés, les vases sableuses, les sables graveleux, les graviers envasés, les sables grossiers et fins graviers, les vases pures, les faciès rocheux (Figure 8) et l'herbier à Posidonies (Leclaire, 1972).

Vers l'embouchure de Oued Mazafran et jusqu'à une profondeur de 25 m, les sables grossiers caractérisent la baie.

Au-delà de ce dépôt fluvio marin et jusqu'à une profondeur de 10 à 15 m, les sables moyens réapparaissent qu'au niveau de Khemisti sur une zone étroite continue jusqu'à Tipaza. Une bande de sable fin apparait au large de Sidi-Fredj et Palm Beach à moins de 2m de profondeur et tapisse le fond de 15 m à 25 m tout le long de la baie. Parallèlement à ces faciès, les sables fins vaseux longent la côte entre 25 à 40 m de profondeur. Au large de Sidi-Fredj (2 à 3 Km), un dépôt de sable moyen et gravier. (L.E.M, 1998).

La répartition de ces faciès n'est pas identique en tout point de la baie. Ainsi deux régions apparaissent : la région Est ou orientale et la région Ouest ou occidentale. Chaque région présente des caractéristiques sédimentologique propres (Dagorne, 1973).

Les vases pures et les graviers envasés sont les faciès dominants de la baie de Bou Ismail. Les vases sont très développées dans la région Ouest et forment ainsi une importante vasière littorale, tandis que les graviers envasés sont dans la région Est. Le faciès des sables grossiers et des fins graviers, le faciès des sables graveleux n'est présent que dans la région orientale, les sables graveleux se limitent au secteur oriental. (L.E.M, 1998).

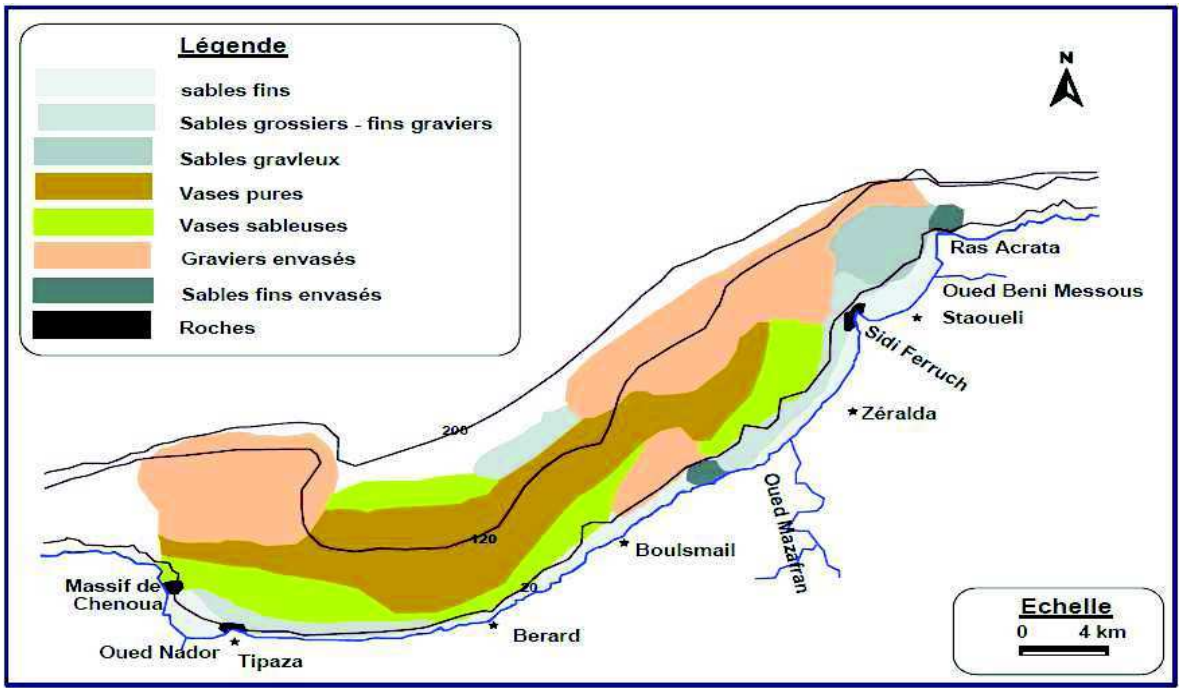


Figure 8 : Carte sédimentologique de la baie de Bou Ismail (L.E.M., 1998).

I-3 Bathymétrie de la baie de Bou-Ismail :

Le plateau continental est, d'une manière générale, très étroit (Leclaire, 1972). La limite la plus extrême du plateau continentale au niveau du mont Chenoua atteint 13 Km. Ainsi la surface du plateau continental de la baie de Bou Ismail est de 509 Km^2 avec 70% de la surface chalutable (Chavance et Girardin, 1986 *in* Inal, 2011).

Le plateau continental, étant très étroit, atteint un maximum de 13 km au niveau du Mont Chenoua et un minimum de 3 km entre Sidi-Fredj et Alger, il est caractérisé par une faible déclinaison de l'ordre de 1%, il représente une inflexion nette autour de l'isobathe 100 m (Leclaire, 1972). (Figure 9).

Leclaire (1972) distingue ainsi trois zones d'affleurement rocheux difficilement chalutables, qui sont comme suit :

- Le prolongement du massif de Chenoua, auquel rejoint la vallée sous-marine du Oued Nador depuis la côte jusqu'à l'isobathe 180 m en direction Nord Nord-Est.
- Entre Bouharoun et Douaouda Marine, depuis la côte jusqu'à l'isobathe 100 m.
- Depuis les fonds de 110 à 150 m au Nord de Bou Ismail jusqu'à la hauteur de Sidi- Fredj.

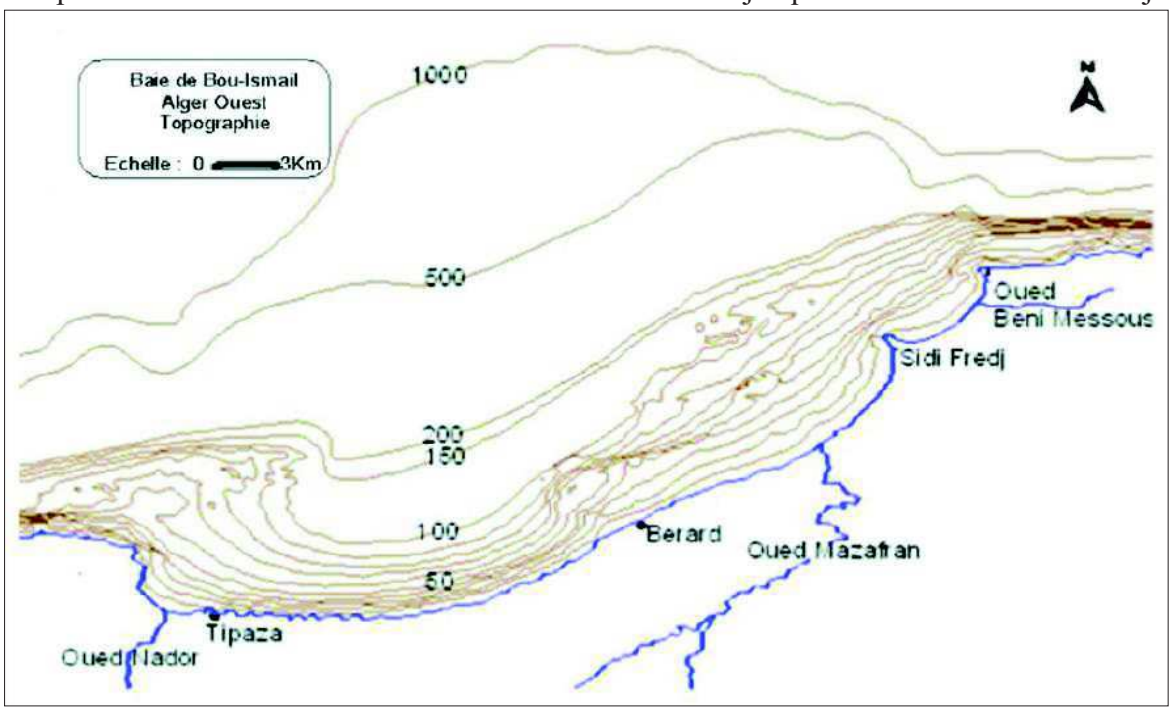


Figure 9 : La carte bathymétrique de la baie de Bou-Ismail (Leclaire, 1972).

I.4. Réseau hydrographique :

La baie de Bou Ismail est le réceptacle d'Oueds à régime irrégulier, avec un apport des particules dissoutes ou particulaires très importantes d'origine terrigènes, trois Oueds déversent dans cette baie : (Figure 10).

1.4.1. L'Oued Mazafran :

Il possède un bassin versant de 1850 km^2, c'est le plus important des Oueds qui débouchent dans la baie (Braik, 1989 *in* Inal, 2011). Ces apports dépendent étroitement du régime hydrologique de l'Oued marqué par un long étiage de Juin au début Décembre. Entre Décembre et Avril, les débits représentent 82,61% du débit liquide annuel.

L'Oued Mazafran se débouche au niveau d'une plage sablonneuse entre Douaouda et Zéralda avec un débit moyen d'environ 7,566 m^3/s. (A.N.R.H, 2003 *in* Meguellati, 2012).

1.4.2. L'Oued Nador :

Présente un bassin versant d'une superficie de 200 à 300 Km^2 (Braik, 1989 *in* Inal, 2011), il regroupe les Oueds Bou Yersen, Bou Haroun, et Oued Merad. Son débit liquide est de 28 millions m^3/an (0.89 m^3/s) débouchant entre Djebel Chenoua et Tipaza (A.N.R.H, 2003 *in* Meguellati, 2012).

1.4.3. L'Oued de Béni Messous :

Il est situé entre El Djamila et club des Pins, traversant les communes de Béni Messous et de Chéraga au Nord avant de déboucher au niveau d'une plage appelée « les dunes » (Braik, 1989 *in* Inal, 2011). Son débit est faible par rapport aux débits des autres Oueds débouchant dans la baie, il est estimé à 0,245 m^3/s. (A.N.R.H, 2003 *in* Meguellati, 2012).

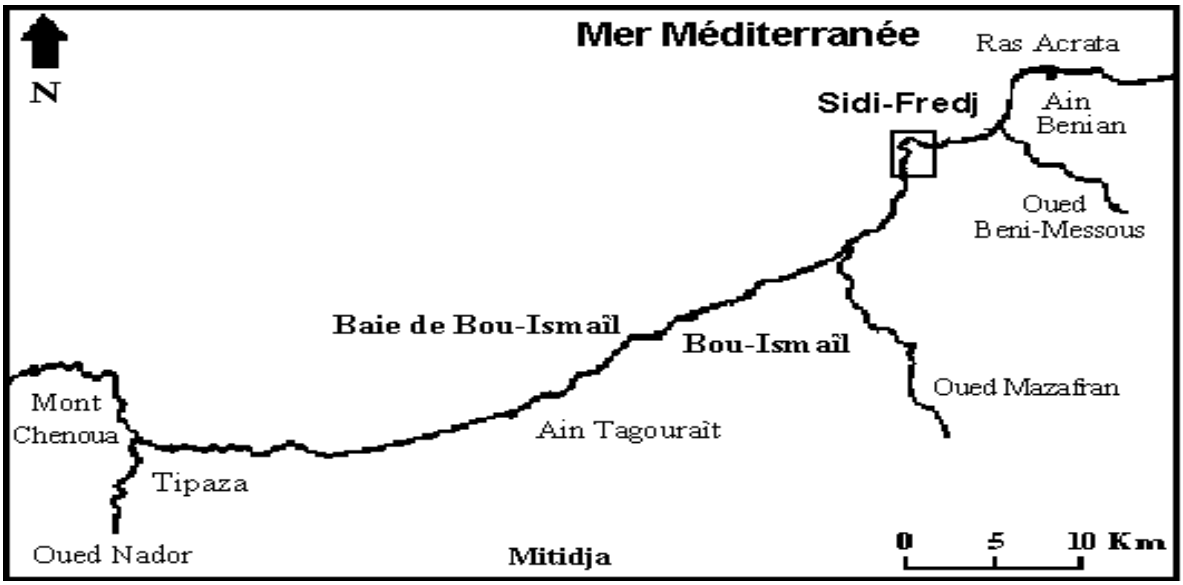


Figure 10 : Réseau hydrographique de la baie de Bou Ismail.

I.5. Climatologie :

I.5.1. Les Vents :

La baie de Bou Ismail est caractérisée par une périodicité des vents qui se traduisent par une prédominance :

Des vents d'Ouest en Hiver et Printemps induisant des houles de grandes amplitudes, d'une vitesse moyenne de 2 m/s.

Des vents de l'Est en Eté et début Automne avec des faibles amplitudes, avec une vitesse moyenne supérieur de 2 m/s et peuvent être très violents de 15 à 20 m/s durant 3 jours consécutifs (Asso,1982 *in* Zeghdoudi, 2006).

Tableau 2 : Fréquence mensuelle (1 mois = 100%) par direction de houle, au large de la baie de Bou Ismail (L.E.M., 2005).

Directions / Mois	N	N-E	E	S-E	S	S-W	W	N-W
Janvier	8.1	12.9	18.2	5	6.5	13.2	28.8	7.3
Février	8.8	10.3	16.6	4	6.1	16.9	35.6	5.8
Mars	11.3	12.6	15.8	3.6	4.5	12.3	30.5	9.2
Avril	11.5	15.4	16	2	4.4	13.7	26.7	10.2
Mai	8.2	26.3	31.9	3	3.3	7.2	13.9	6.2
Juin	9.2	29.1	29.8	1.8	1.4	8.2	16.4	4.2
Juillet	5.9	32.5	35.1	1.4	1	5.9	16.3	2
Août	8.8	27.7	37.3	1.9	1.1	5	13.4	4.9
Septembre	6.7	26.4	40.5	2.2	2.3	4.6	14.8	2.5
Octobre	7.8	14.1	20.3	3.2	4.2	14.8	28.8	6.8
Novembre	5.5	5.8	10	5.1	8	15.9	40.4	9.4
Décembre	10.2	6.2	9.4	4.6	7.5	15	37.1	10
Moyenne	8.5	18.27	23.4	3.15	4.19	11.05	25.22	6.54

I.5.2. La température :

La température en baie de Bou Ismail est marquée par deux périodes où les températures superficielles maximales se situent en Eté entre Août et Septembre, et les températures minimales en Janvier, Février et Mars.

- Période chaude : Juin à Octobre : 20< T (°C) < 23,5.
- Période froide : Novembre à Mars : 14,5< T (°C) < 16. (Inal 2011)

I.5.3. La pluviométrie :

La baie de Bou Ismail est une région à pluviométrie relativement élevée. La moyenne des précipitations annuelles de 1970 à 2005 est de 509,25 mm (O.N.M., 2007 *in* Inal 2011), Cette pluviométrie est très variable d'une saison à l'autre et présente les moyennes, les maxima et les minima suivants :

- Printemps : 37,1 mm < pluviométrie < 324,3 mm, avec une moyenne de 131,51 mm.
- Eté : 0 mm < pluviométrie < 98,5 mm, avec une moyenne de 14,64 mm.
- Automne : 46,9 mm < pluviométrie < 438 mm, avec une moyenne de 155,61 mm.
- Hiver : 57,7 mm < pluviométrie < 454,1 mm, avec une moyenne de 209,13 mm.

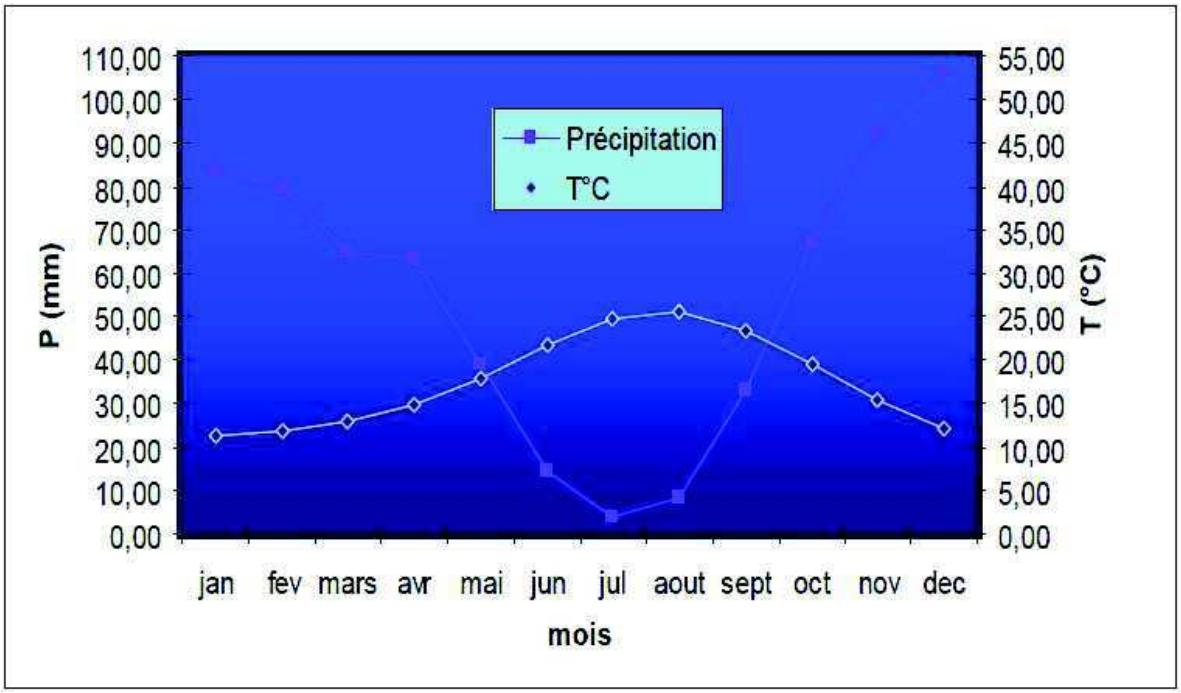


Figure 11 : Le diagramme ombrothermique de Gaussen (1993-2004) (O.N.M., 2007 in Inal 2011).

I.6. Les sources potentielles de pollution :

La région de Bou Ismail est une zone à vocation touristique et agricole ; sa frange côtière est soumise principalement aux rejets domestiques des villes et des complexes touristiques qui se déversent directement dans le milieu naturel sans aucun traitement au préalable dans la plupart des cas s'accentuant en période estivale. Ajoutant à cela les rejets d'eaux usées véhiculées par les Oueds qui se déversent en mer, drainant les eaux de ruissellement des terres agricoles, des effluents urbains et industriels (L.E.M., 1998).

L'intensification de l'agriculture accentue la pollution chimique par les engrais, très utilisées dans la région, en raison de son sol sableux à argilo-siliceux, dont 50% sont directement lessivés vers la mer selon la direction de l'agriculture. Il faut signaler aussi que la baie a été sujette à de nombreux aménagements côtiers qui causent de notables dégâts sur les herbiers et les communautés benthiques par les remblayages incessants et l'apport de matériaux et produits artificiels.

Cependant, avec le développement démographique et l'extension de l'urbanisation, de l'agriculture et surtout de l'industrie, ces dernières décennies, la charge polluante a tant augmenté en quantité qu'en qualité. (Figure 12)

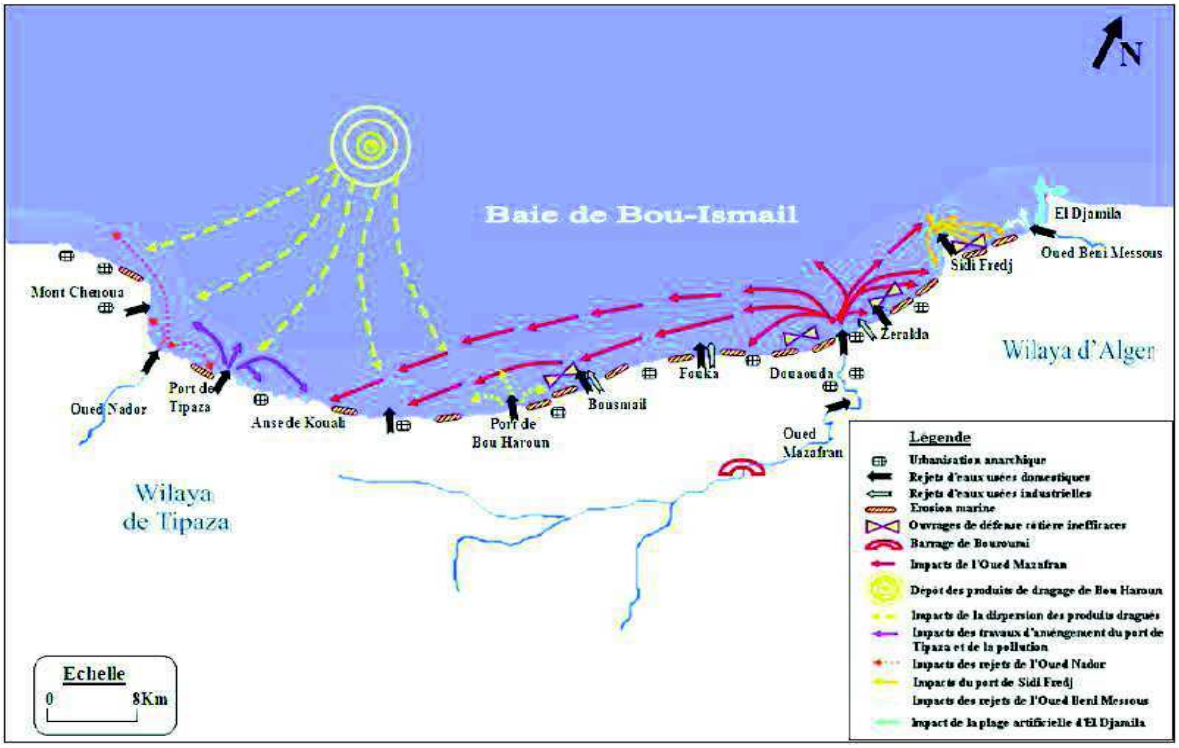


Figure 12 : Carte des pressions naturelles et anthropiques dans la baie de Bou Ismail. (Al Sid Chikh *et al.*, 2009 *in* kassar, 2011).

D'après des données communiquées par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 67 points de rejets d'eaux usées collectées par le réseau d'assainissement qui se déversent directement en mer sans aucun traitement. Ces rejets ont pour source 12 industriels (installés dans une zone d'activité située au Sud- Ouest du chef-lieu) sur un total de 24 pour toute la wilaya de Tipaza. (Tableaux 3 et 4).

Tableau 3 : Débit des rejets d'eaux usées dans la wilaya de Tipaza (M.A.T.E., 2006 *in* Inal 2011)

Communes	Nombre de rejets	Débit m^3/j	Lieu de rejet
Bou-Ismail	9	4000	Mer
Bou-Haroun	4	320	
Khemisti	6	400	Oued Khemisti et Mer
Fouka	5	3600	Mer
Douaouda	5	1600	Oued Mazafran et Mer
Tipaza	8	7140	Mer
Cherchell	8	3600	
Sidi Ghiles	2	480	
H.Ennous	2	160	
Meselmoun	3	1100	
Gouraya	3	900	
Larhat	3	312	
Damous	3	960	
Ain Tagourait	6	320	
Total	**67**	**24 892**	

Tableau 4 : Les activités polluantes dans la baie de Bou Ismail (M.A.T.E., 2006 *in* Inal 2011).

Dénomination de l'unité	**Nature de l'activité**	**Nature de la pollution générée**
SARL RESITECK	Production de peinture bâtiments	Apports importants de métaux lourds, huiles et lubrifiants
ALUFER	Métallurgie	Chutes d'Aluminium et poussière de Fer
ALUMINAL		
SARL PROCHIMAL	Fabrication des produits d'entretiens	Eaux usées chargées d'éléments chimiques, rejets de savons, agent de lavage et rinçage caractérisé par une teneur élevée en savons
PLASTRAM	Transformation plastique	Eaux de nettoyage
PFIZER	Fabrication produits vétérinaires	Eaux usées chargées d'éléments chimiques
IMPRIMERIE SHELIA	Utilisation importante d'encre	Déversement des encres avec les eaux domestiques
TONIC EMBALLAGE	Fabrication de boite, gobelets, emballage de différentes dimensions	Rejets d'eaux usées domestiques, chute de cartons, colorants, matières plastiques
TERRA CERAMIQUE	Production céramique et poteries	Lessivage d'argiles vers la mer
Autres unités :		
KN Mine Matelot	Eurl CCNBH	Sarl SAFCF Poterie
CPKD	La sahelienne	Sarl Fouka Emballage Touhami
ECOREP	Sarl SOAL BIC	Sarl Roxal
Sarl Irsal	Société Algérie Lumière	Sarl Castihygiene

II. La baie d'Alger

II.1. Situation géographique :

La baie d'Alger est située dans la partie centrale de la côte Algérienne. Elle s'inscrit en creux dans la plaine de Mitidja de forme semi-circulaire d'une superficie approximative de l'ordre de 180 Km^2, délimitée par deux caps, la Pointe Pescade (Rais Hamidou) à l'Ouest et le cap Matifou (Bordj El- Bahri) à l'Est. Elle est limitée au Nord par la mer Méditerranée avec une longitude Est 03° 14' 50'' à 03° 00' 40'' et une latitude Nord 36° 49' 35'' à 36° 49' 50''. (Houma-Bachari, 2009) (Figure 13)

Figure 13 : Situation géographique de la baie d'Alger.

II.2. Sédimentologie :

L'analyse des sédiments superficiels de la baie d'Alger a permis d'identifier quatre faciès de la côte vers le large d'ordre : Les sables et sablons calcaréo-siliceux, les vases silicocalcaires à silico-argileuses à illite et à quartz, les sables et graviers calcaires, les boues à foraminifères. Sur la partie externe du plateau à proximité du banc de Matifou, entre la bordure littorale du cap et la face interne du banc, les sables et graviers organogènes passent à des sédiments plus vaseux, riches en débris calcaires (de même nature que ceux du banc) et contenant parfois de la glauconie en grains ou en remplissage de foraminifères (Maouche, 1987).

Dans les sédiments pélitiques qui recouvrent la baie, les argiles représentent 40 à 50 % des dépôts avec une association illite kaolinite où l'illite prédomine. Elle est toujours de type ouvert et peut représenter jusqu'à 60 % de l'association (Leclaire, 1972).

A partir de la composition globale des dépôts, Maouche (1987) distingue, de façon générale, trois types de faciès :

II.2.1. Faciès sableux : se limitant à la bordure littorale (entre -10 m et -35 m) ; les sables fins étant représentés dans l'ensemble des dépôts pélitiques, les sables moyens à la limite du secteur littoral de la bordure rocheuse occidentale et les sables grossiers prédominants dans le secteur Est, mélangés au faciès pélitique.

II.2.2. Faciès carbonatés : localisés dans la bordure Ouest jusqu'à -35 et -50 m et à des profondeurs plus importantes à l'Est au droit du cap Matifou.

II.2.3. Faciès pélitiques : en baie d'Alger, 70 % des dépôts superficiels constituent les faciès vaso-sableux à vaseux. La fraction pélitique représente 10 % des dépôts à 10 m de profondeur, 50 % dès la profondeur de - 25 m et 75 à 95 % à la profondeur de - 30 m et -50 m, à proximité des Oueds.

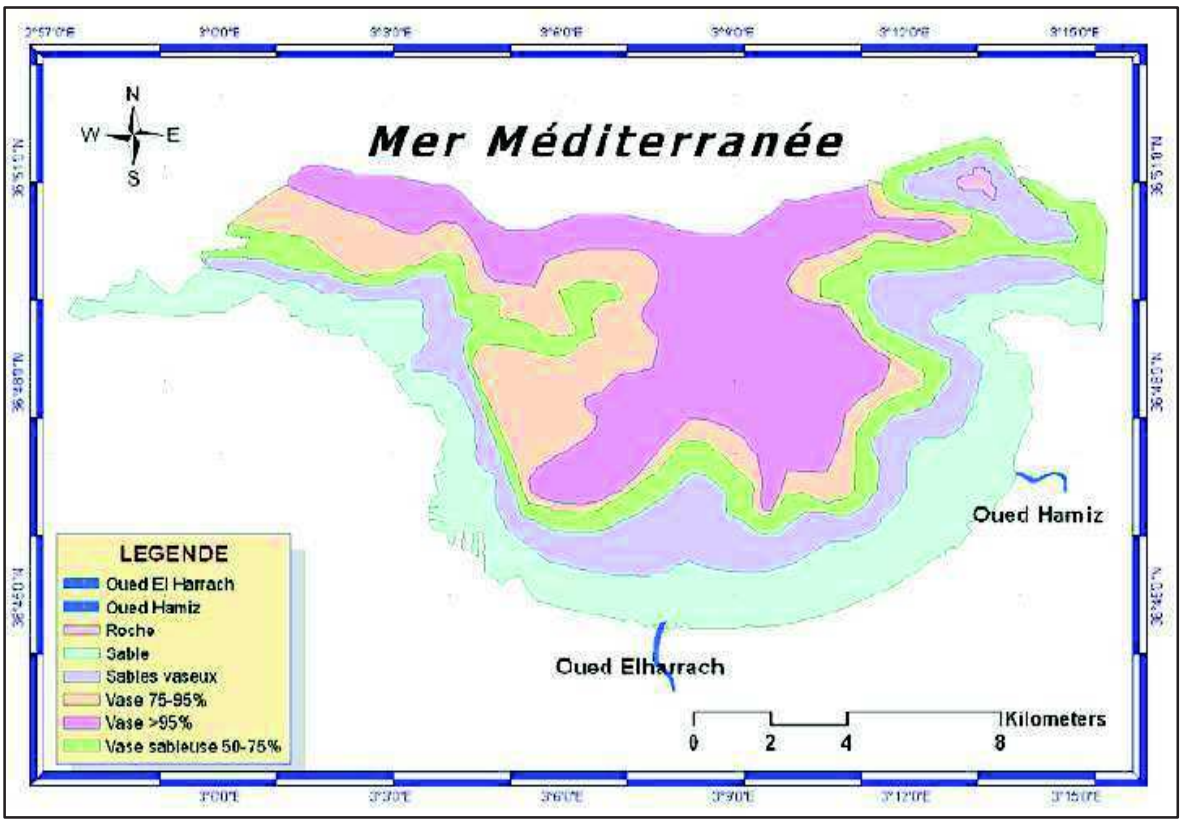


Figure 14 : Nature du fond de la baie d'Alger (Maouche, 1987)

II.3. Réseau hydrographique :

Il est le réceptacle de deux principaux Oueds à régime très irrégulier, ils sont caractérisés par un long étiage de six mois et des crues d'Hiver et de Printemps soudaines et fortes.

II.3.1. Oued El Harrach :

Il se déverse dans le centre de la baie. Il coule pendant la majeur partie de l'année, Son bassin versant couvre une superficie de 970 km^2, son débit en période de pluie est de 1000 m^3/s. C'est un bassin d'accès difficile caractérisé par une végétation peu dense et une pluviométrie importante. A ces facteurs d'érosion s'ajoute le caractère torrentiel de l'Oued, qui accentue une forte érosion et un alluvionnement important (LEM, 1998).

II.3.2. Oued El Hamiz :

La superficie du bassin versant de l'Oued El Hamiz est de l'ordre de 160 km^2, se déverse à l'Est de la baie près du cap Matifou. La présence du barrage El Hamiz a réduit considérablement les apports solides venant en mer (LEM, 1998)

II.4. Bathymétrie :

Le plateau continental est très étroit mais s'élargi au centre de la baie. Ce dernier ne dépasse pas l'isobathe 120 m. En effet, l'isobathe 50 m est à 4,1 km de la côte, celui de 100 m est à 7,6 km, quant à celui de 1000 m il ne se trouve qu'à 12,1 km de la côte (Belkessa *et al.*, 2008 *in* kassar, 2011).

II.5. Source potentielles de pollution :

La ville d'Alger est très urbanisée et elle est contaminée par différentes sources de pollution et soumise à plusieurs types de rejets urbains, industriels et pétroliers. La zone côtière algéroise constitue le réceptacle de plusieurs types de pollution. Ces eaux usées sont chargées de MO, MES, détergents et des huiles lubrifiantes, génèrent des pollutions organiques et chimiques, cette situation est aggravée par la quasi absence de traitement des eaux (Houma-Bachari *et al*., 2004) (figure 15).

Parmi les zones urbanisées et/ou industrialisées, nous pouvons citer :

-Hussein Dey -El Harrach -Bordj El Kiffan et -El Hamiz .

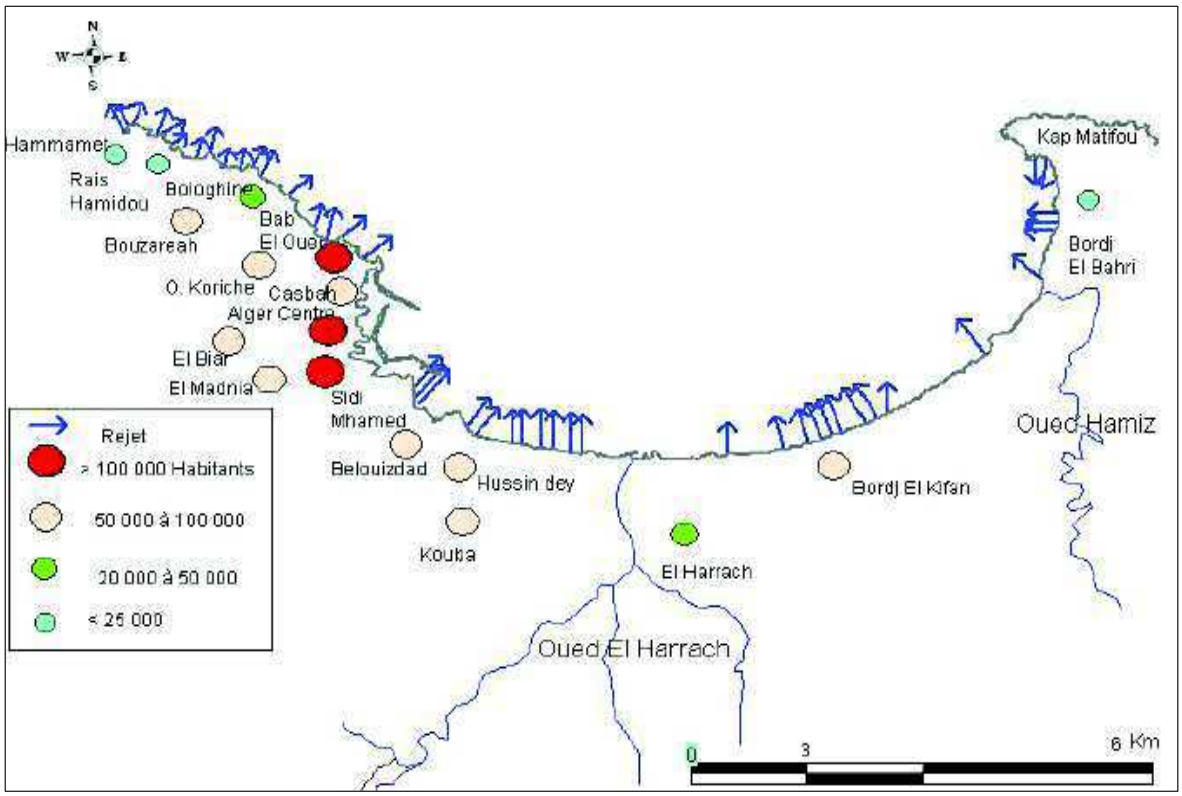


Figure 15 : Principaux rejets d'eaux usées dans la baie d'Alger (PAC, 2005).

III. La baie de Zemmouri :

III.1. Situation géographique :

La baie de Zemmouri (ex. baie de courbet) se situe à l'Est immédiate de la baie d'Alger très largement ouverte vers le Nord, elle s'étale sur une cinquantaine de kilomètre (53,7 Km), limité à l'Ouest par le cap Matifou 36°49' Nord et 3°15' Est et à l'Est par le cap Djinet 36°53' Nord et 3°45' Est, on notera l'existence d'un promontoire rocheux d'environ 100 m de long du trait de côte. (Figure 16) (Ferrani et Chehaima, 1998).

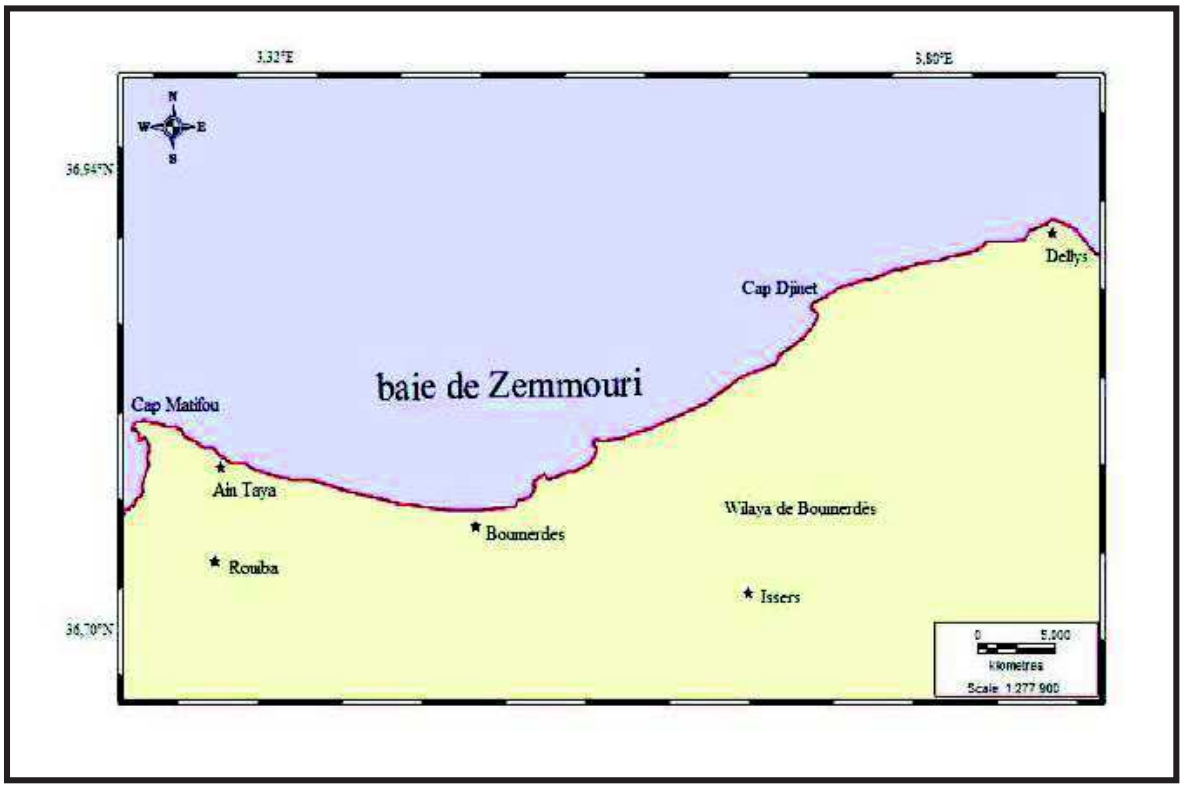


Figure 16 : Situation géographique de la baie de Zemmouri.

III.2. Réseau hydrographique :

Au niveau de cette baie se déversent une multitude d'Oueds de nature et d'importances variables, ceux-ci entrainent des apports plus ou moins importants le long des côtes de la baie. Ces apports actuels peuvent provenir de deux systèmes différents :

- le système Est : qui est celui de l'Oued Isser, un des plus importants Oueds en Algérie, il a un grand bassin versant transportant sur une grande distance des matériaux variables : vases, limons, minéraux solides et légers, MO...

- **le système Ouest :** qui est celui des petits Oueds côtiers situés à l'Ouest de Zemmouri El Bahri (courbet marine): O.Boudouaou, O.Regaia, O.boumerdes et O.Safsaf, qui ont des débits moins importants et de cours réduit, mais drainant principalement des régions à

faciès cristallins d'où des apports (surtout pour les deux derniers Oueds) de sable à minéraux variés (*in* Lokmane, 1993)

En plus de ces différents matériaux que drainent ces Oueds, des apports en déchets urbains et industriels se déversent en mer soit par les égouts qui débouchent directement sur la mer soit par l'intermédiaire des Oueds

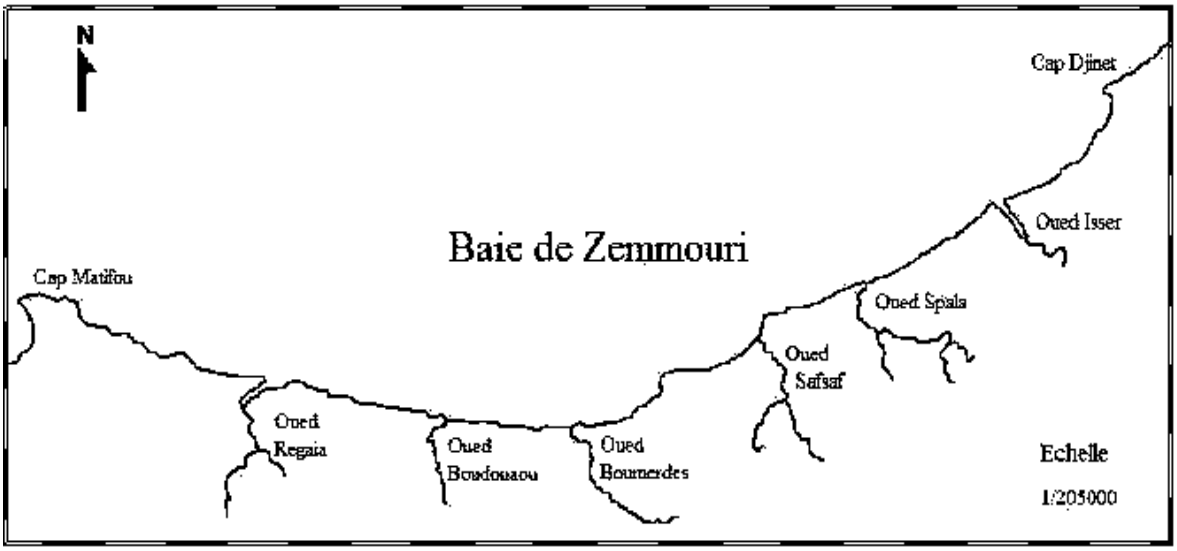


Figure 17 : Réseau hydrographique de la baie de Zemmouri

III.3. Sédimentologie :

L'étude sédimentologique permet de répartir uniformément les sédiments superficiels, cette étude a été effectuée par Leclaire (1972).

D'après les résultats obtenus, le site est constitué de sédiments calcaires, sédiments siliceux et sédiment argileux, leurs répartitions et leurs déplacements obéit à la dynamique sédimentaire et à l'hydrodynamique locale.

III.3.1. Sédiments calcaires : Des îles Sanjas à l'île Aguéli, le substratum affleure à plusieurs points et constitue autant de « fond vifs » sur lequel se développent différentes espèces dont leur débris calcaires s'accumulent sur place ou à proximité formant des sables et graviers, il en est de même sur la bordure rocheuse du cap matifou (Ferrani et chehaima, 1998).

III.3.2. Sédiment siliceux : Aux abords de cap Matifou jusqu'à cap Djinet un important système sablonneux se développe occupant les premières profondeurs de plateau (-20 m de profondeur) quasiment ininterrompu, à l'exception de la partie Est de la baie, entre l'Oued

Isser et Cap Djinet où ce système diminue pour apparaître à - 10 m de profondeur, au de-là de ce système ce sont les boues silico-argileuses qui se déposent composées de sablons siliceux, 30% d'argiles et de 20% de calcaires (Ferrani et chehaima, 1998).

III.3.3. Sédiments argileux : Les boues argilo-siliceuses recouvrent le rebord et le début de la pente continentale de 40% à 50% d'argiles, cette fraction de sédiment est formée de quelques quartz et de débris végétaux et animaux (Ferrani et chehaima, 1998)

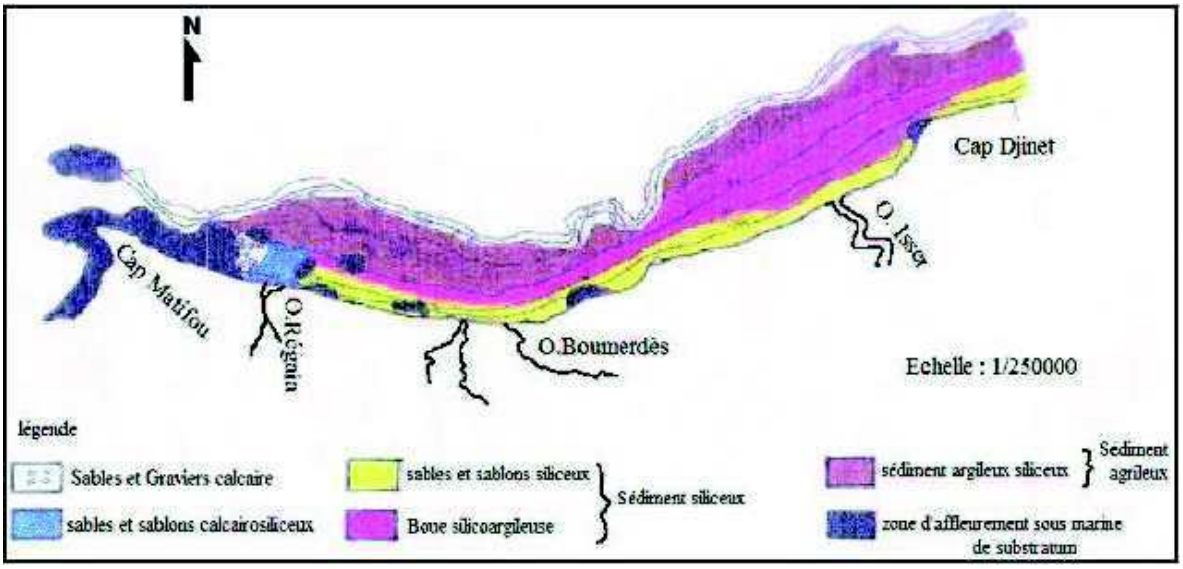


Figure 18 : Nature de la couverture sédimentaire dans la baie de Zemmouri (Leclaire 1972)

III.4. Morphologie littorale et sous-marine :

La baie de Zemmouri fait partie de la plaine littorale de la basse kabylie qui est une zone que partage en deux parties égales les petits massifs de Thénia. C'est une baie largement ouverte sur la mer avec des reliefs sous-marins caractérisés de la mer Méditerranée.

La baie est caractérisée par l'étroitesse de son plateau continental 1,5 Km (Leclaire, 1972), il se rétrécit au niveau du mont de Thénia où la tectonique est active, sa largeur ne dépasse pas les 3 Km, par ailleurs, en face de la zone basse d'Isser, la largeur du plateau peut atteindre 15 Km.

Une succession de dunes sous-marines atteignant la zone de cap Blanc et le Rocher Noir, sous l'effet de la houle, ces sédiments forment de grands amas dunaires sous-marins qu'on retrouve seulement au niveau de cap Djinet et à cap Blanc.

Un platier rocheux contournant le promontoire de cap Matifou pour apparaitre sous forme de lambeaux formant ainsi le platier de l'île Aguéli et les îles Sanjas. Le reste du fond est constitué de sédiments meubles avec parfois une végétation clairsemée.

Le talus continental est intensément buriné par un réseau de canyons (vallée sous-marine de Zemmouri) qui perturbe la régularité du plateau ainsi que l'évolution du trait de côte.

Les canyons de cap Blanc et de Zemmouri sont parfaitement nets, en entaillant le rebord de ce talus. Ces deux ravins sous-marins, considérés comme étant le plus bel exemple et le plus important sur le plateau continental Algérien, ne montrent aucun lien apparent, ni avec le réseau hydrographique, ni avec le prolongement sous-marin des deux vallées de l'Oued Isser et l'Oued Sebaou

CHAPITRE III

Matériels & Méthodes

I. Travaux effectués en mer :

I.1 Choix et localisation des stations :

A la suite d'une étude détaillée sur les éventuelles zones de concentration de l'activité humaine le long de la frange littorale de la côte Algéroise ainsi que de ses vecteurs vers la mer (cours d'eaux, émissaires,…), le choix est porté sur 14 stations réparties de façon à quadriller l'ensemble des zones de pêche et d'aquaculture, ainsi que les sources potentielles de pollution dans les baies de Bou Ismail, d'Alger et de Zemmouri. (Figure19).

Le prélèvement a été réalisé à bord du navire de recherche « BELKACEM GRINE» du CNRDPA, lors de la campagne ALDEM 2015 qui a été déroulée du 10 Mai au 5 juin 2015.

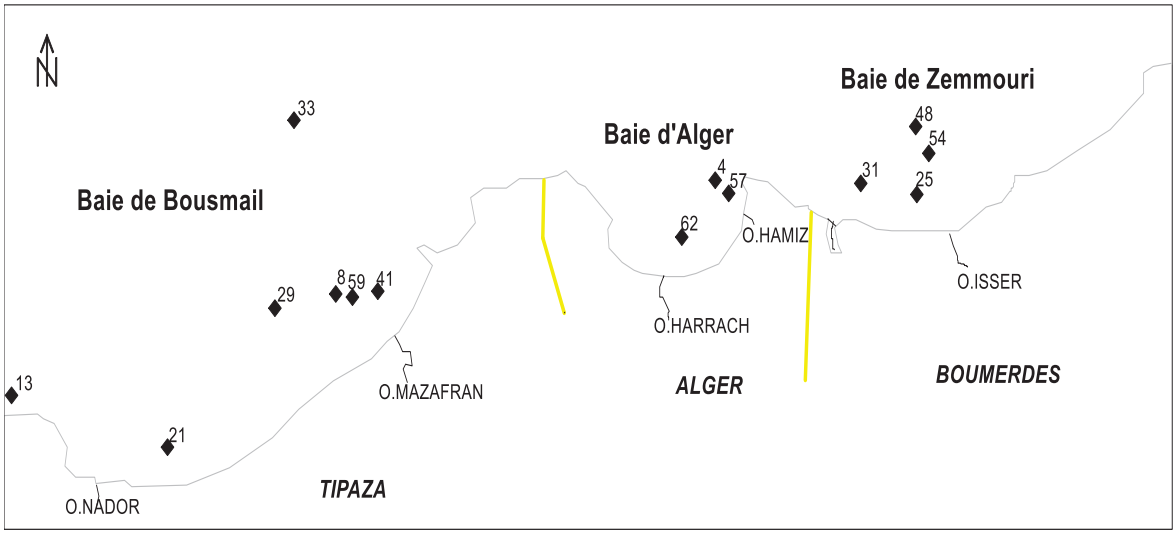


Figure 19 : Carte de localisation des stations de prélèvement dans le littoral Algérois

I.2. Prélèvement des échantillons :

Le prélèvement du sédiment a été effectué au moyen d'une benne preneuse de type Van Veen dans des zones à bathymétrie comprise entre 20 et 150 m. la benne est constitué d'acier inoxydable, a un poids d'environ 20 Kg et d'une surface de 500 cm^2 (Figure 20). Les échantillons destinés à l'analyse des ETM et de la MO (entre 50 et 100 g de sédiment) sont récupérés à l'aide d'une spatule, le reste de l'échantillon est conservé pour l'analyse granulométrique.

Ils sont ensuite mis dans des sacs en plastiques sur lesquels sont inscrites les coordonnées de chaque station, la profondeur, l'heure, et la date de prélèvement.

Figure 20 : Benne preneuse « Van-Veen ».

I.3. Conservation des échantillons :

A bord du navire, les échantillons de sédiments marins, dans l'attente d'être traités au laboratoire, sont maintenus congelés à -18°C. La congélation permet de conserver pour l'essentiel les propriétés chimiques des échantillons, d'éviter une contamination avec le milieu ambiant (Charlou et Joanny, 1983). Les échantillons destinés à la granulométrie ne doivent pas être congelés, ils sont conservés au réfrigérateur (4°C) (Andral et *al*, 2001).

II. Travaux effectués au laboratoire

II.1. Nettoyage des instruments :

Pour éviter les contaminations, tout instrument et verrerie utilisés sont minutieusement nettoyés et conditionnés selon le protocole suivant : (A.I.E.A., 1998 *in* Inal 2011).

- Lavage aux détergents commerciaux, - Rinçage à l'eau courante (eau du robinet),
- Rinçage à l'eau bidistillée obtenue sur système Milli Q (Millipore)
- Séchage à l'étuve à 70 °C pour le matériel en verre et en Téflon et à 40°C pour le matériel en polyéthylène (les flacons) et en matière plastique (les sachets),
-Rinçage à l'eau acidulée (5%) ou (10%) préparée à partir d'acide nitrique (HNO_3^-) concentré à 69% pour analyse.
- Rinçage à l'eau bidistillée
- Séchage à l'étuve.

Ces opérations doivent être effectuées impérativement avant chaque utilisation du matériel.

II.2. Traitement des sédiments :

Les échantillons de sédiment marin, après une certaine durée de conservation ont subi une série de traitements consécutifs. (Figure 1, Annexe I).

II.2.1. Lyophilisation :

Les sédiments mouillés destinés à la lyophilisation ont été disposés dans des piluliers, congelés à -18°C, déposés ensuite dans le lyophilisateur de type CHRIST pendant 48 heures sous vide (10^{-1} bar) et à très basse température (-50 C° à -60 C°) (Figure 21).

Le principe est la déshydratation des échantillons par sublimation qui s'effectue par la libération de l'eau de l'échantillon en passant de la phase solide à la phase vapeur sans passer par la phase liquide. Cette méthode évite la perte des métaux les plus volatiles en particulier le mercure. (Charlou et Joanny, 1983).

Figure 21 : Lyophilisateur (modèle CHRIST).

II.2.2. Broyage :

Les échantillons de sédiments lyophilisés sont broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine jusqu'à l'obtention d'une poudre fine (Figure22). Cette dernière est récupérée dans des piluliers en verre et stockée dans un dessiccateur en présence de gel de silice activé.

Figure 22 : Mortier en porcelaine.

II.2.3 Homogénéisation :

Pour une répartition uniforme des ETM au sein des particules sédimentaires et de prélever ainsi une quantité de sédiment représentative de l'échantillon, les échantillons de sédiments sont homogénéisés par agitation manuelle ou/et par un agitateur électrique pendant quelques minutes.

II.3. Minéralisation (digestion) des échantillons de sédiments pour l'extraction des ETM :

II.3.1. Principe de la digestion ou de la minéralisation :

La digestion consiste à libérer les différents métaux adsorbés à la surface des particules sédimentaires et/ou piégés par la MO et les minéraux par extraction et mise en solution.

II.3.2. Le protocole expérimental

II.3.2.1 Minéralisation à blanc :

Avant d'utiliser les godets, on procède à une minéralisation à blanc. On met dans chaque godet à téflon 4 ml d'acide nitrique 69%. On ferme hermétiquement les godets. On laisse digérer pendant toute la nuit. Puis on réchauffe sur une plaque chauffante (Figure 23) à 120 °C pendant 2h30 min.

On laisse refroidir les godets avant d'ouvrir la soupape de sécurité doucement, puis on les ouvre et on rince à l'eau bidistillée et on sèche dans l'étuve.

Figure 23 : La plaque chauffante.

II.3.2.2 Minéralisation des échantillons :

La minéralisation a lieu sous hotte aspirante, dans des godets en téflon étiquetés, on pèse environ 0,5 g de sédiment lyophilisé. On y ajoute de l'eau régale (6 ml d'acide chlorhydrique HCl + 2 ml d'acide nitrique HNO_3^-) puis on ferme hermétiquement les godets.

La digestion se fait d'abord à froid (quelques heures) puis on les met sur plaque chauffante à 120°C pendant 2h30min.

On laisse refroidir les échantillons avant d'ouvrir la soupape de sécurité doucement, puis on ouvre les godets et on transfère les minéralisâtes dans des tubes en polypropylène de 50 ml. On rince les godets avec l'eau bidistillée au moins 3 fois en récupérant les rinçages dans les tubes en polypropylène. On ajuste jusqu'au trait de jauge de 50 ml avec l'eau bidistillée.

II.3.2.2.1. Le blanc :

Un blanc est inséré avec chaque série d'échantillons. On met de l'eau régale (6 ml d'acide chlorhydrique HCl + 2 ml d'acide nitrique $HNO3^{-}$)

II.3.2.2.2. Echantillon d'intercalibration :

Un échantillon d'intercalibration est inséré avec chaque série d'échantillons. On met 0,5g de l'échantillon standard de sédiment certifié codé (**AIEA 433),** on y ajoute de l'eau régal (6 ml d'acide chlorhydrique HCl + 2 ml d'acide nitrique $HNO3^{-}$).

Les échantillons sont conservées dans un réfrigérateur à 4 °C jusqu'au moment du dosage pour éviter toute perte et contamination.

II.4. Analyse des ETM :

II.4.1. La Spectrophotométrie d'Absorption Atomique :

Les ETM adsorbés sur les sédiments marins sont analysés par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique de type HITACHI modèle Z-5000, type correction de l'absorbance non spécifique (ANS) par utilisation de l'effet Zeeman. (Figure 24), au Laboratoire des Ecosystèmes marins et littoraux de l'ENSSMAL selon les protocoles expérimentaux décrits par Charlou et Joanny (1983) et U.N.E.P/I.A.E.A (1985 a et b et 1986).

Figure 24 : Spectrophotométrie d'Absorption Atomique HITACHI modèle Z-5000.

II.4.1.1. Principe de la Spectrométrie d'Absorption Atomique :

Le dosage d'élément par SAA repose sur le principe qu'un atome soumis à un rayonnement d'énergie E, peut passer d'un état fondamental à un état excité, caractérisé par des électrons à un niveau d'énergie plus élevé et instable : c'est le phénomène d'absorption.

Le retour de l'atome à son état fondamental s'accompagne de l'émission d'un rayonnement photonique spécifique caractérisé par sa longueur d'onde λ.

Le principe de Boltzmann qui montre que le nombre N1 d'atomes excités est relié à la température T et au nombre d'atomes N0 à l'état fondamental par l'expression :

$$N1 = N0\ e^{\left(-\frac{\Delta E}{KT}\right)} \qquad (1)$$

Où :

- N1/N0 : La proportion d'atomes excités qui est fonction de la température.
- ΔE : Représente la différence d'énergie entre deux étapes.
- T : Température (K).
- K : Constante de Boltzmann

Donc, c'est le passage de la forme ionique (métal en solution) à la forme atomique qui se produit par une source thermique (source d'atomisation).

II.4.1.2. La loi de Beer-Lambert :

L'intensité de l'absorption dépend directement du nombre de particules absorbant la lumière selon la loi de Beer-Lambert.

D'après cette dernière, la densité optique d'une solution d'une substance absorbante dans un solvant transparent est proportionnelle à l'épaisseur de la solution traversée et à la concentration des substances absorbante de la solution (Audigié et *al,* 1985 *in* Inal 2011).

$$I = I_0\ e^{-\varepsilon LC} \qquad (2)$$

En pratique, l'absorbance A peut être appréhendée par la variation de l'intensité lumineuse à travers la chambre d'atomisation de l'élément à doser.

La lecture s'effectue en absorbance (A) ou en densité optique (DO) :

$$A = D.O = \log (I0/I) = \varepsilon\ L.C \qquad (3)$$

Où

I : Intensité de l'énergie lumineuse transmise (émergente).

Io : Intensité de l'énergie lumineuse émise (incidente).

ε : Coefficient d'absorption atomique (constante).

L : Longueur du trajet optique (constante)

C : Concentration de l'élément absorbant (analyte).

Il suffit de tracer une courbe d'étalonnage à l'aide des solutions de concentrations connues de même élément, une simple interpolation permet de connaître C.

II.4.1.3. Etalonnage :

La méthode d'étalonnage utilisée est celle des standards seuls. La calibration du spectrophotomètre est réalisée à partir de cinq solutions standards (S1, S2, S3, S4 et S5) de concentrations croissantes (mg/l), susceptibles d'approcher les concentrations des différents analytes (Tableaux 5 et 6, Annexe III).

Les absorbances de ces cinq solutions sont mesurées, ce qui permet de tracer la courbe d'étalonnage (Absorbance = f (concentrations)). Pour les faibles concentrations, c'est-à-dire pour les faibles absorbances.

La courbe est quasi linéaire, donc de la forme : $\mathbf{Y = a X + b}$ **(4)**

Où : Y : Densité optique (DO)

X : Concentration du métal à analyser

a : Pente de la courbe

b : Ordonnée à l'origine

A l'aide de la droite d'étalonnage on peut déterminer les concentrations inconnues en métaux des échantillons de sédiments marins à analyser (Figure 5, Annexe III).

II.4.2. Calcul des concentrations :

La concentration du métal dans l'échantillon minéralisé est obtenue à partir de la droite d'étalonnage par une régression linéaire aux moindres carrés.

II.4.2.1. Détermination de la concentration au niveau du sédiment :

Dans le sédiment la concentration de l'élément métallique est calculée selon la formule suivante :

$$\mathbf{C = (C_c).\ F_d\ .V\ /\ P_c} \qquad \mathbf{(5)}$$

Où

C : Concentration du métal dans la matrice sédimentaire (µg/g).

C_c : Concentration du métal présent dans l'analyte (µg/ml).

V : Volume de la solution finale après minéralisation (50 ml).

P_c : Poids sec corrigé de l'échantillon de sédiments minéralisé (g).

F_d : Facteur de dilution.

II.5. Détermination du taux de la matière organique :

L'une des méthodes d'évaluation de la teneur de la MO dans le sédiment, est la perte au feu (Castel et *al*, 1990 et Rodier, 1996).

Le principe de la méthode repose sur l'incinération des échantillons de sédiment séché ou lyophilisé dans un four à moufle à 600°C pendant 2 heures afin de bruler toute la MO.

Figure 25 : Four à moufle.

II.5.1. Mode opératoire :

- Décongélation du sédiment.
- Passer le sédiment au lyophilisateur pendant 48 heures sous vide (10^{-1} bar) et à très basse température (-50 C° à -60 C°).
- Pesée des échantillons de sédiment lyophilisé dans des creusets avec une balance de précision d'affichage $\pm$ 0.1 mg, on obtient alors le poids (P1).
- Mettre les échantillons pesés au four à moufle à 600°C pendant 2 heures.
- On effectue une deuxième pesée (P2) qui est le poids du sédiment calciné.
- La différence du poids entre P1 et P2 représente le poids de la matière organique contenu dans le sédiment.

$$\mathbf{M.O\ (g) = P1-P2} \qquad \mathbf{(6)}$$

Ce taux est exprimé par la formule suivante :

$$\mathbf{M.O\ (\%)= ((P1-P2)/P1)*100} \qquad \mathbf{(7)}$$

II.6. Analyse granulométrique :

II.6.1. Détermination de la fraction pélitique :

La détermination des teneurs en pélites s'effectue à partir de la différence du poids sec du sédiment estimé à l'analyse granulométrique, avant et après séparation par voie humide sur tamis de 40, 63, ou 80µm (Riviere, 1977).

Dans cette étude le choix est porté sur le tamis de 63 µm afin de mettre en évidence la relation entre la concentration des métaux traces et le taux de la fraction fine exprimé généralement par le pourcentage des particules dont le diamètre est inférieur à 63 µm.

II.6.1.1. Mode opératoire :

Dans un premier temps, les échantillons mis dans des boites de pétries, sont placés à l'étuve pendant 24 heures ajustée à une température de 105°C.

Une fois le premier séchage achevé, 200 grammes de sédiments ont été prélevés de chaque boite de pétri, cette valeur représentera le poids initial de l'analyse granulométrique pour chaque station.

Afin d'éliminer la fraction pélitique, la quantité de sédiments a subit un rinçage dans un tamis de 63µm de diamètre, sous un filet d'eau, aidé par une agitation manuelle du tamis.

Une deuxième fois, après l'élimination de la fraction pélitique, les échantillons, remis dans des boites de pétries subiront un autre séchage à l'étuve pendant 24 heures, également sous une température de 105°C.

Après ce deuxième séchage, chaque échantillon est pesé, la différence par rapport au poids initial représente la quantité des fractions pélitiques.

La quantité des pélites dans chaque échantillon est exprimée par la formule suivante :

$$\mathbf{P\ (g) = P1-P2} \qquad \mathbf{(8)}$$

Où :

P : poids des pélites.

P1 : le poids initiale sec a été mis dans des boites de pétri (g).

P2 : le poids final après rinçage et séchage (g).

Le pourcentage des pélites dans le sédiment est calculé par la formule suivante :

$$\mathbf{Pélites\ (\%) = (P1-P2/P1)*100} \qquad \mathbf{(9)}$$

II.6.2. Analyse granulométrique de la fraction grossière :

II.6.2.1. Mode opératoire :

Nous pourrons procéder aux opérations de tamisage, pour ce, on a utilisé une série de tamis dont l'écartement des tailles se fait selon les normes AFNOR.

L'ordre des tamis se fait par ordre de diamètres décroissent par unités de microns, est le suivant : 1000µm, 800µm, 630µm, 500µm, 400µm, 315µm, 250µm, 200µm, 180 µm, 160µm, 140 µm, 100µm, 80µm, 63µm.

Le tamisage s'est effectué mécaniquement sur une table vibrante, durant dix minutes, divisé en deux colonnes de tamis, la capacité de la tamiseuse étant limitée à un nombre précis de tamis (7 tamis).

A la fin de chaque tamisage, le refus de chaque tamis est pesé avec une balance de précision du centième de gramme.

Figure 26 : Table vibrante « Tamiseuse ».

II.6.2.2. Traitement des données :

Pour chaque fraction grossière (>63µm), on a tracé une courbe cumulative semi logarithmique qui représente le pourcentage cumulatif du refus en fonction du diamètre correspondant des grains du sédiment.

Cela nous permettra de comparer les échantillons et de déterminer graphiquement les différents paramètres grâce auxquels nous calculerons les indices granulométriques.

II.6.2.2.1. Les paramètres graphiques :

A. Les quartiles :

Q25 : Correspond au diamètre du grain représentant 25% en poids du sédiment (quartile).

Q50 : Correspond au diamètre du grain moyen dont l'ordonnée est à 50 % du poids total du sédiment (la médiane).

Le grain moyen est l'expression de la force d'un courant (eau, vent), capable d'avoir mis en mouvement l'essentiel d'un sédiment donné (Chamley, 1987 in Bachouche 2010). La médiane ne peut être utilisée avec des sédiments à distribution bimodale (Folk et Ward, 1957).

Q75 : Correspond au diamètre du grain représentant 75 % en poids du sédiment (quartile).

D60 : Correspond au diamètre du grain représentant 60% en poids du sédiment (décile).

D10 : Correspond au diamètre du grain représentant 10% en poids du sédiment (décile).

B. Le mode :

Le mode est le diamètre du tamis qui correspond à la fraction sédimentaire dominante. Riviere (1977) distingue trois courbes :

1- unimodale : qui représente une dominance d'un seul stock sédimentaire ;

2- bimodale : qui représente la dominance de deux stocks sédimentaires ;

3- plurimodale : qui représente la dominance de plusieurs stocks sédimentaires.

Ces paramètres nous montrent la part des sédiments grossiers et des sédiments fins dans un échantillon. (Tableau 5)

Tableau 5 : Classification des grains de sable (Folk et Ward, 1957) :

Diamètre du grain	**Classification**
<110 µm	Sable très fin
110-150 µm	Sable fin
150-250 µm	Sable moyen
250-500 µm	Sable grossier
>500 µm	Sable très grossier

II.6.2.2.2. Les indices granulométriques :

Il existe plusieurs méthodes de calcul des indices granulométriques. Il a été choisi d'appliquer la méthode géométrique de Folk et Ward (1957), qui apparaît comme étant la plus robuste pour comparer des sédiments variés (Blott et Pye, 2001).

A. Indice de classement (S0) :

Le classement indique la dispersion des tailles du sédiment par rapport à la médiane, définissant ainsi le tri des sédiments lors de son transport ou de son dépôt (Tableau 2 Annexe IV). Il se calcule de la façon suivante :

$$S_0 = \sqrt{\frac{Q\,75}{Q\,25}} \qquad (10)$$

B. Indice d'asymétrie (Sk) :

L'asymétrie renseigne la prédominance, ou non, de particules fines ou grossières par rapport au grain moyen de l'échantillon. Il contribue à la caractérisation du milieu de dépôt (Tableau 2 Annexe IV). Il est donné par la formule suivante :

$$Sk = \frac{Q25 * Q75}{(Q50)^2} \qquad (11)$$

Sk = 1 : le mode coïncide avec la médiane (Q2), et la courbe de fréquence est simple et symétrique.

Sk > 1 : le classement est maximal du côté des fins, alors que la fraction grossière est étalée.

Sk < 1 : le classement est maximum du côté des grossiers, la fraction fine est très étalée.

C. Coefficient d'uniformité (U) :

Le coefficient d'uniformité U est défini par la relation suivante :

$$U = \frac{D\,60}{D\,10} \qquad (12)$$

Il permet de qualifier la granulométrie des sables :

U < 2 : granulométrie uniforme ;

U > 2 : granulométrie variée.

III. Evaluation du niveau de la pollution :

L'évaluation du degré de contamination des sédiments comporte un problème quant au choix de la méthode à utiliser, plusieurs ont été proposées (Pinat et Piccot, 1991 ; Fekhaoui et *al*. 1996 ; Müller, 1981 ; A.B.R.M.C ; 1998 et Andrews et Sutherland, 2004).

Dans ce contexte on a essayé de présenter les indices de contamination les plus couramment utilisé pour la caractérisation de la pollution des sédiments.

III.1. Indice de geoaccumulation :

Cet indice se détermine à partir du niveau de base de la teneur en métaux dans le sédiment selon la formule suivante (Müller, 1981) :

$$Igeo = \log_2 (Cn / 1{,}5\ Bn) \qquad (13)$$

Avec :

Cn : Concentration dans le sédiment pour l'élément n

Bn : Bruit de fond géochimique pour l'élément n

1,5 : Constante prenant en compte les fluctuations naturelles de la teneur d'une substance donnée dans un environnement ainsi que les influences anthropiques.

La répartition des métaux se fait de la classe 0 à la classe 6 de l'échelle de Müller (1981) (Tableau 6).

Tableau 6 : Classification de Müller (1981).

Classe	Valeur	Intensité de pollution
0	Igeo ≤ 0	Non pollué
1	0 < Igeo < 1	De non pollué à modérément pollué
2	1 < Igeo < 2	Modérément pollué
3	2 < Igeo < 3	De modérément pollué à sévèrement pollué
4	3 < Igeo < 4	Sévèrement pollué
5	4 < Igeo < 5	De sévèrement pollué à très sévèrement pollué
6	5 < Igeo	Très sévèrement pollué

III.2. Facteur d'enrichissement :

Le facteur d'enrichissement (noté FE) représente l'abondance relative d'un élément chimique en comparaison avec les teneurs normalisées observées dans un matériau de référence (Bur, 2005 *in* Inal, 2011).

Il permet d'estimer la contribution du fond géochimique et celle de la pollution.

Un facteur d'enrichissement est calculé par l'équation suivante :

$$FE = (Me/EN)_{ECH} / (Me/EN)_{MR} \qquad (14)$$

Ou EN représente l'élément normalisant (Le scandium (Sc) est plus généralement utilisé comme élément normalisant).

En l'absence d'enrichissement ou d'appauvrissement, ce rapport est égal à 1. S'il y a des apports anthropiques ce rapport augmente proportionnellement à l'intensité de la pollution.

Andrews et Sutherland (2004) ont établi un index de pollution comprenant 5 catégories, définies comme suit :

Tableau 7 : Classification d'Andrews et Sutherland (2004).

Valeur de FE	Intensité de pollution
FE < 2	Pollution minime
2 < FE < 5	Pollution modéré
5 < FE < 20	Pollution significative
20 < FE < 40	Pollution élevée
FE > 40	Pollution extrême

III.3. Indice de contamination métallique :

L'évaluation du niveau de pollution dans un échantillon sédimentaire est menée par calcul d'un indice de contamination qui est le rapport entre la teneur en métal observée et celle considérée comme référence (A.B.R.M.C, 1988), soit :

$$\mathbf{IC} = \frac{\textbf{Teneur observée}}{\textbf{Teneur de référence}}$$

L'interprétation de l'état de pollution par l'IC (tableau 8) est faite comme suit :

Tableau 8 : Interprétation de l'état de pollution par l'IC (A.B.R.M.C ; 1988).

IC	Observations
IC < 3	Les sédiments correspondants sont considérés comme normaux.
3 < IC < 10	L'indice de contamination caractérise des sédiments pollués.
10 < IC	Les sédiments correspondants présentent des risques pour les écosystèmes marins.

IV. Performances de la méthode d'analyse :

IV.2. Justesse ou reproductibilité :

Afin de contrôler les conditions opératoires et de vérifier la validité des résultats obtenus, une analyse supplémentaire est effectuée pour chaque série sur un échantillon standard de sédiment certifié de l'A.I.E.A **(AIEA 433).**

La destination première de ces matériaux de référence est le contrôle des résultats (Riandey, 1979).

IV.2.1. Résultat des analyses du matériau de référence certifié :

Les résultats des analyses du matériau de référence certifié **AIEA 433** obtenus sont résumés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 9 : Résultats des analyses du matériau de référence certifié **(AIEA- 433).**

	Teneurs certifiées	**Teneurs mesurées au laboratoire**	
Métaux	**Moyenne (µg/g)**	**Moyenne (µg/g)**	**Δ %**
Cuivre	30.8	21,73	- 29,45
Zinc	101	90,01	-10,88
Nickel	39.4	46,76	18,68
Manganèse	316	281,38	-10,96
Fer	40800	36244	**-** 11.16

Δ % : Taux de variation (écart pour cent) qui correspond à la différence entre la valeur certifiée et celle mesurée d'où :

Δ % = ((Valeur mesurée – valeur référence)/valeur référence) x 100 **(16)**

A chaque série d'analyse, la différence en pourcentage (**Δ%**), calculée pour chaque métal, nous permet de corriger si besoin, nos valeurs.

- Si **Δ %** < 10, un cas de perte
- Si **Δ %** > 10, un cas de contamination
- Si -10 **< Δ %<** 10 aucune correction n'est apportée,

Cependant, ces corrections n'ont été pas apportées en raison de nombre insuffisant des échantillons du matériau certifié analysés (01 échantillon).

CHAPITRE IV

Résultats & Discussions

Dans ce chapitre, les résultats de la MO, de l'analyse granulométrique et de l'analyse des ETM seront présentés. Ils seront aussi représentés et discutés avec des illustrations graphiques.

I. Analyse paramétrique :

I.1. La matière organique :

Les valeurs moyennes des taux de la MO dans le sédiment de la côte Algéroise sont reportées et illustrés respectivement dans le tableau et le graphe ci-dessous.

Tableau 10 : Les valeurs moyennes et extrêmes de la MO dans le sédiment superficiel da la côte Algéroise.

	Taux de la MO (%)
Min	5,65
Max	17,18
Moyenne	11,64
Ecart type	3,23

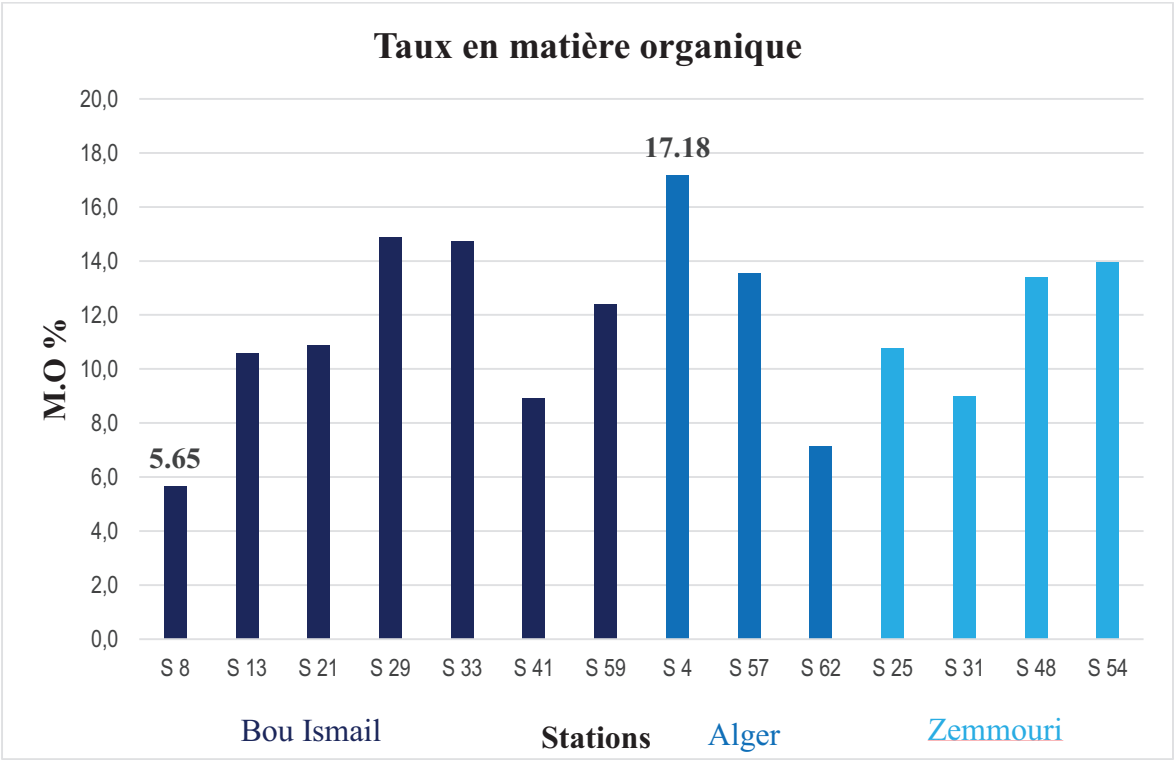


Figure 27 : Variation du taux en matière organique au niveau de la côte Algéroise.

Le taux de la MO varie entre un minimum de 5,65% révélé au niveau de la station 8 située dans la baie de Bou Ismail et un maximum de 17,18% révélé dans la station 4 située dans la baie d'Alger, avec une moyenne de 11,64 % et un écart type de 3,23.

Ces teneurs sont très élevées selon Chamley (1987) qui considère que des teneurs dépassant 1% comme élevées pour la mer Méditerranée.

Le maximum observé au niveau de la station 4 serait attribué surtout aux apports anthropiques de la MO via Oued El Hamiz et la zone adjacente.

Le minimum révélé dans la station 8 située un peu loin au large dans la zone en face de l'Oued Mazafran, dépasse lui-même la moyenne en méditerranée. Donc, en général, le taux de la MO dans les sédiments des baies d'Alger, de Bou Ismail et de Zemmouri est assez élevé.

Les principales sources d'apports de MO d'origine continentale dans la côte Algéroise seront :

-Les eaux de ruissellements.

-Les cours d'eaux (Oued Mazafran, Oued El Harrach, Oued El Hamiz et Oued Isser) collecteurs des apports d'origine naturelle (matière organique végétale importante) ou anthropique (eaux usées urbaines et industrielles).

- Les activités portuaires (transport, chargement, déchargement d'hydrocarbures, pêche et trafic maritime).

I.2. Taux des pélites :

Les valeurs moyennes des taux des pélites dans le sédiment de la côte Algéroise sont reportées et illustrés respectivement dans le tableau et le graphe ci-dessous.

Tableau 11 : Les valeurs moyennes et extrêmes du taux des pélites des sédiments superficiels da la côte Algéroise.

	Taux des pélites (%)
Min	67,63
Max	98,88
Moyenne	88,34
Ecart type	12,10

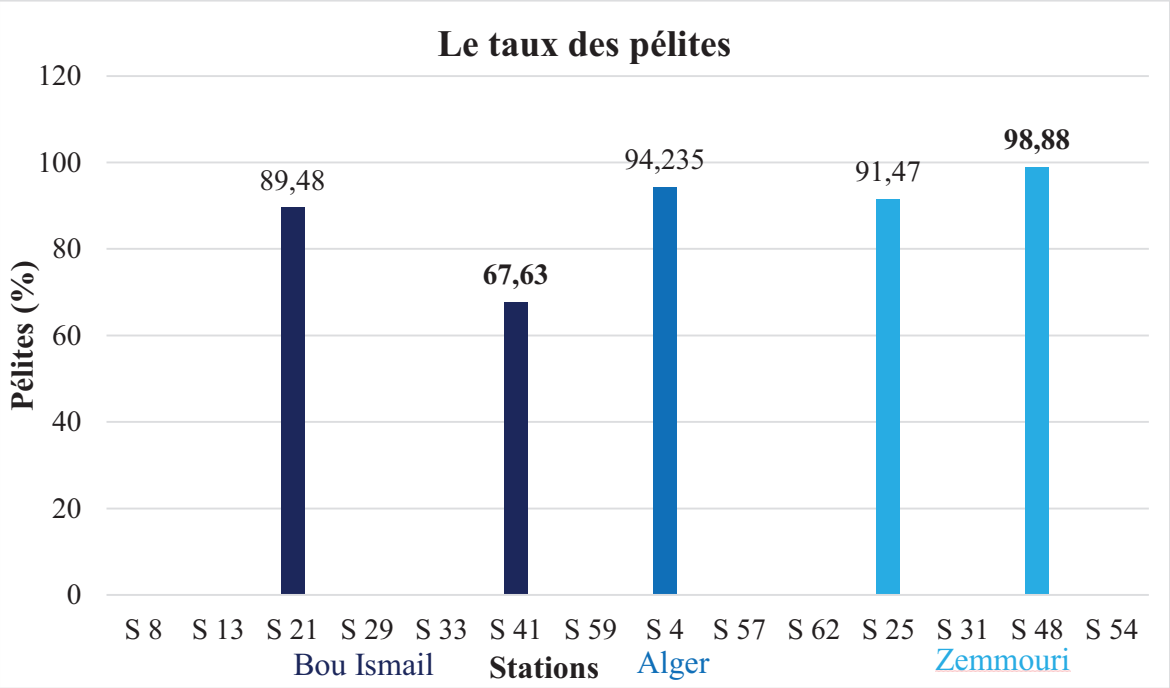


Figure 28 : Variation du taux des pélites au niveau de la côte Algéroise.

Le taux des pélites dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise varie entre un minimum de 67,63% au niveau de la station 41 (face à l'Oued Mazafran) et un maximum de 98,88 % révélé dans la station 48 située au centre de la baie de Zemmouri où la profondeur est de 350m, avec une moyenne de 88,34% et un écart type de 12,10. Ces résultats évoquent la grande stabilité et l'homogénéité des sédiments au niveau des stations du large.

Le fameux canyon sous-marin de Zemmouri est en partie responsable de cette distribution.

En général, au-delà de 200m de profondeur la fraction pélitique domine l'ensemble des sédiments superficiels de la côte Algéroise, le facteur primordial qui gère cette situation est l'hydrodynamisme. En effet, les particules fines sont transportées par les courants de retour perpendiculaires au rivage, vers le fond des stations du large (station 48).

Dans des cas similaires, on assiste à l'établissement d'un grano-classement croissant de la côte jusqu'au large.

I.3. Analyse granulométrique de la fraction grossière :

I.3.1. Courbes cumulatives :

Nous décrirons les traits essentiels des courbes granulométriques cumulatives des échantillons de sédiment analysés.

La courbe cumulative (Figure 2, Annexe II) de la station 21 a en général la forme d'un **S** à forte pente, bien redressé et bien régulier. Ceci indique qu'il s'agit du sable bien classé dans un milieu peu agité avec évacuation des particules fines vers le large par les houles.
Une telle forme des courbes montre aussi qu'on a un stock sédimentaire homogène et des conditions d'énergie adaptées à la charge transportée. (Saidi et *al* 2004)
Les courbes cumulatives des stations (4, 25, 41, 48) sont généralement redressées ce qui traduit l'existence des sédiments homogènes. Dans l'ensemble, les courbes sont relativement en pente, ce qui souligne le bon classement des sédiments. (Figures 3,4, Annexe II)
Notons que la majorité des sédiments sont mélangés à des débris de coquilles et de végétaux en grande quantité.

I.3.2. Paramètres et indices granulométriques :

I.3.2.1. Le mode et le grain moyen :

La moyenne de la médiane est de 159,36 µm, ceci montre donc que la constitution du sédiment est majoritairement du sable moyen (Tableau 12).

Tableau 12 : Les valeurs moyennes et extrêmes du grain moyen et du mode des sédiments superficiels da la côte Algéroise.

	Grain moyen (µm)	**Mode (µm)**
Min	84,03	80
Max	297,89	250
Moyenne	160,36	142
Ecart type	82,74	65,72

La taille moyenne des sédiments de la côte Algéroise diminue, généralement, en allant des faibles profondeurs (40 m) vers les plus fortes (350 m). Il existe, donc, un tri granulométrique effectué par les courants de retour, qui mobilisent les particules les plus fines qui sont, ensuite, transportées et déposées au niveau des grandes profondeurs.

I.3.2.3. Indice de classement (S0) :

Les valeurs de cet indice varient entre 1 et 3 (Tableau 1, Annexes II), ceci implique que la majorité des échantillons (21, 25, 41) sont constitués par un sédiment bien à très bien classé, tandis que les échantillons 4 et 48 sont constitués par un sédiment mal classé.

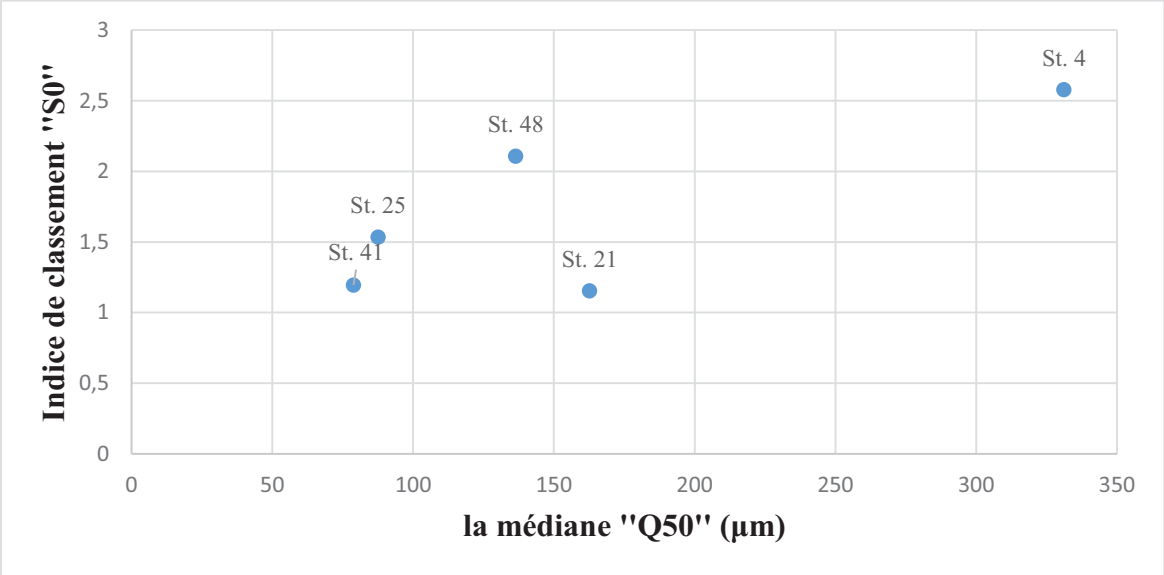


Figure 29 : l'indice de classement S0 dans la côte Algéroise**.**

I.3.2.4. Indice d'asymétrie (Sk) :

Les valeurs de cet indice sont données dans le tableau 1 annexe II. Elles montrent que la majorité des échantillons présentent une asymétrie vers les particules fines, mis à l'exception les sédiments de la station 4 qui sont dominés par des sables grossiers.

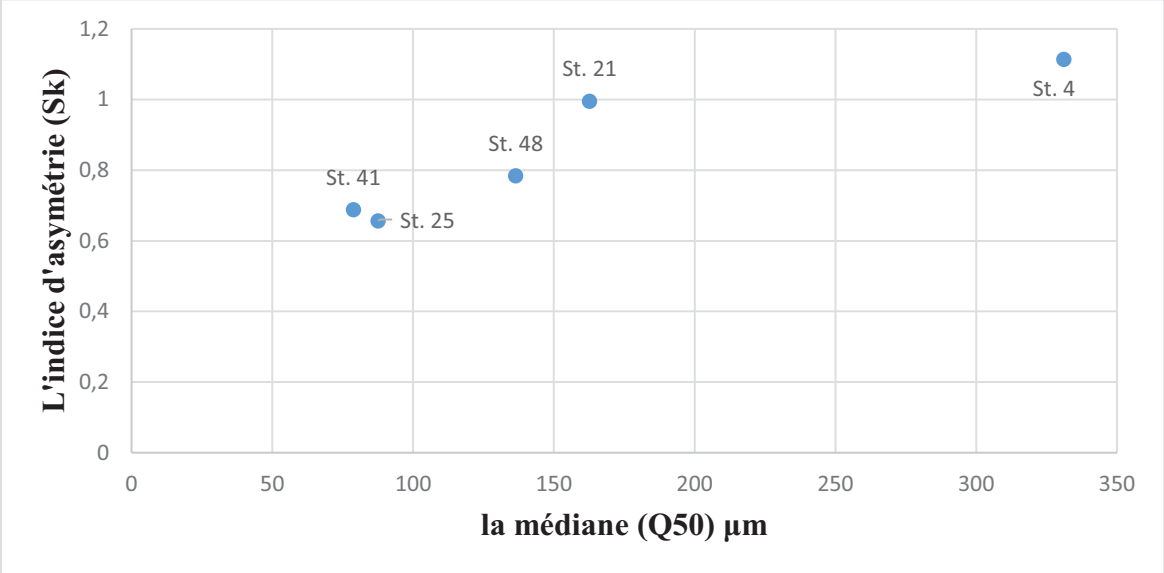


Figure 30 : l'indice d'asymétrie Sk dans la côte Algéroise**.**

I.3.2.5. Coefficient d'uniformité (U) :

Le coefficient d'uniformité est inférieur à 2 pour tous les échantillons. Donc, les sédiments présentent une granulométrie uniforme (Tableau 1, Annexe II).

I.4. Les teneurs en métaux traces :

Habituellement l'étude des métaux lourds se fait sur la fraction fine du sédiment en raison de l'affinité des métaux pour les particules fines (argiles, MO et oxyde de fer et de manganèse …). Cependant, depuis un certain temps on a tendance à utiliser la fraction totale, ce qui est plus juste et pratique. Ainsi, dans notre étude, la quantification des métaux lourds dans les sédiments superficiels des baies d'Alger, de Bou Ismail et de Zemmouri est effectuée sur cette fraction totale du sédiment ce qui permet d'éviter aussi les contaminations et les pertes lors du tamisage (Rouibah, et *al*, 2005).

Les résultats des analyses des teneurs en métaux traces (Mn, Zn, Cu, Ni et Fe) des sédiments superficiels da la côte Algéroise sont résumés dans le tableau ci-dessous, sous forme de valeurs moyennes et extrêmes.

Tableau 13 : les valeurs moyennes et extrêmes des teneurs en métaux traces des sédiments superficiels de la côte Algéroise.

	Mn (µg/g)	**Zn (µg/g)**	**Cu (µg/g)**	**Ni (µg/g)**	**Fe (µg/g)**
Min	215,59	51,79	5,69	21,96	23723,38
Max	562,33	143,63	32,96	244,12	52457
Moyenne	303,02	94,37	17,35	59,59	36153,92
Ecart type	100,29	21,83	7,81	54,50	6439,81

I.4.1. Le Manganèse :

Les teneurs en Mn dans le sédiments superficiel (Tableau 13) varient dans une large gamme entre un minimum de 215,59 µg/g révélé dans la station 29 située vers le large et un maximum de 562,33 µg/g au niveau de la station 31 située directement en face de l'Oued Regaia, avec une moyenne de 303,02 µg/g et un écart type important de l'ordre de 100,29. Cet écart type montre que les concentrations du Mn manifestent une grande variation.

Il existe deux types d'apports du Mn : l'apport indirect, inclus les rejets urbains, industriels, les engrais et les eaux usées, et l'apport direct d'origine atmosphérique ou relevant du transport maritime (Peres et *al*., 1976 ; Khan et *al*.,2003 in Bachouche 2010)

Ces valeurs semblent être indépendantes de la granulométrie (Maouche,1987).

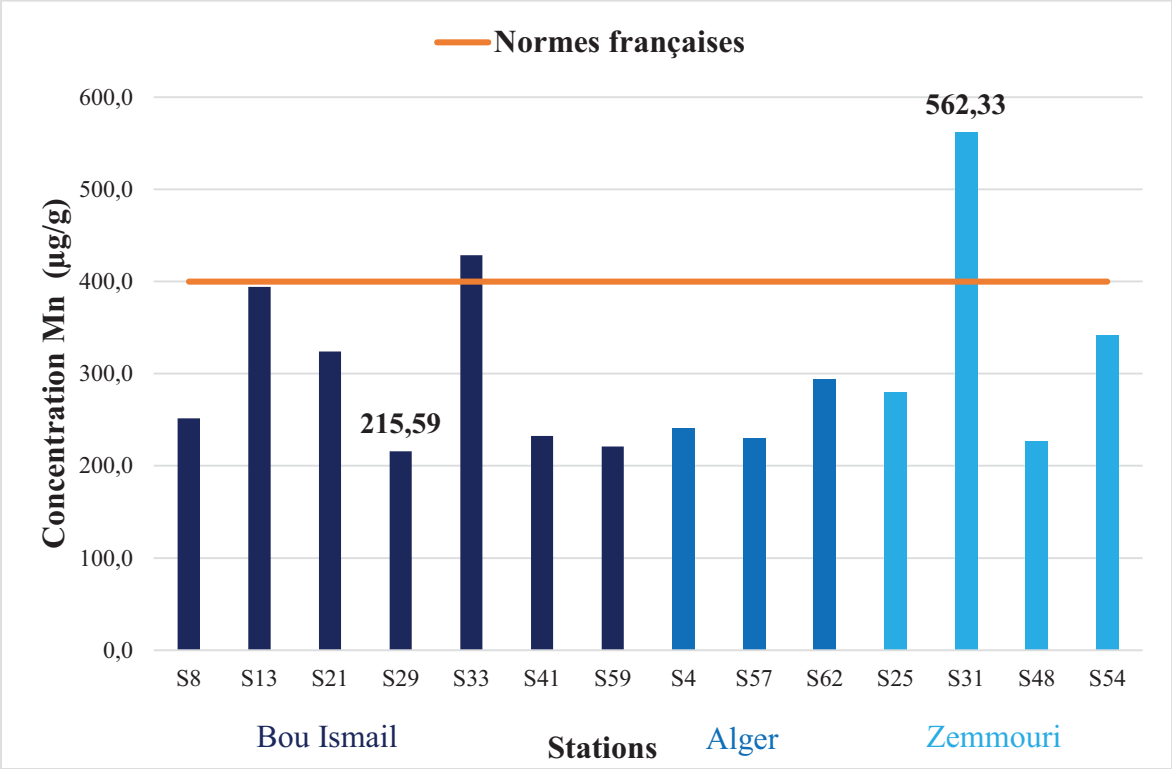


Figure 31 : Variation des concentrations du Manganèse dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise

Avec un comportement différent par rapport aux autres polluants, les concentrations du Mn diminuent de la côte vers le large et sa distribution ne semble pas régie par le faciès sédimentaire.

Pour le Mn et selon les normes françaises (400 µg/g), on remarque que la répartition des concentrations au niveau de la côte Algéroise n'est pas homogène. Les concentrations des stations (31 et 33), dépassent la norme française, par contre les concentrations des autres stations sont au-dessous de cette norme.

Les IC dans la côte Algéroise, selon la norme française sont inférieurs à 3. Ceci traduit une faible contamination du Mn. Donc les sédiments sont considérés non pollués.

I.4.2. Le Zinc :

Les teneurs en Zn dans le sédiment superficiel (Tableau 13) varient entre un minimum de 51,79 µg/g révélé dans la station 41 située en face de l'Oued Mazafran et un maximum de 143,63 µg/g dans la station 4 située dans la partie Est de la baie d'Alger, avec une moyenne de 94,37 µg/g et un écart type de l'ordre de 21,83.

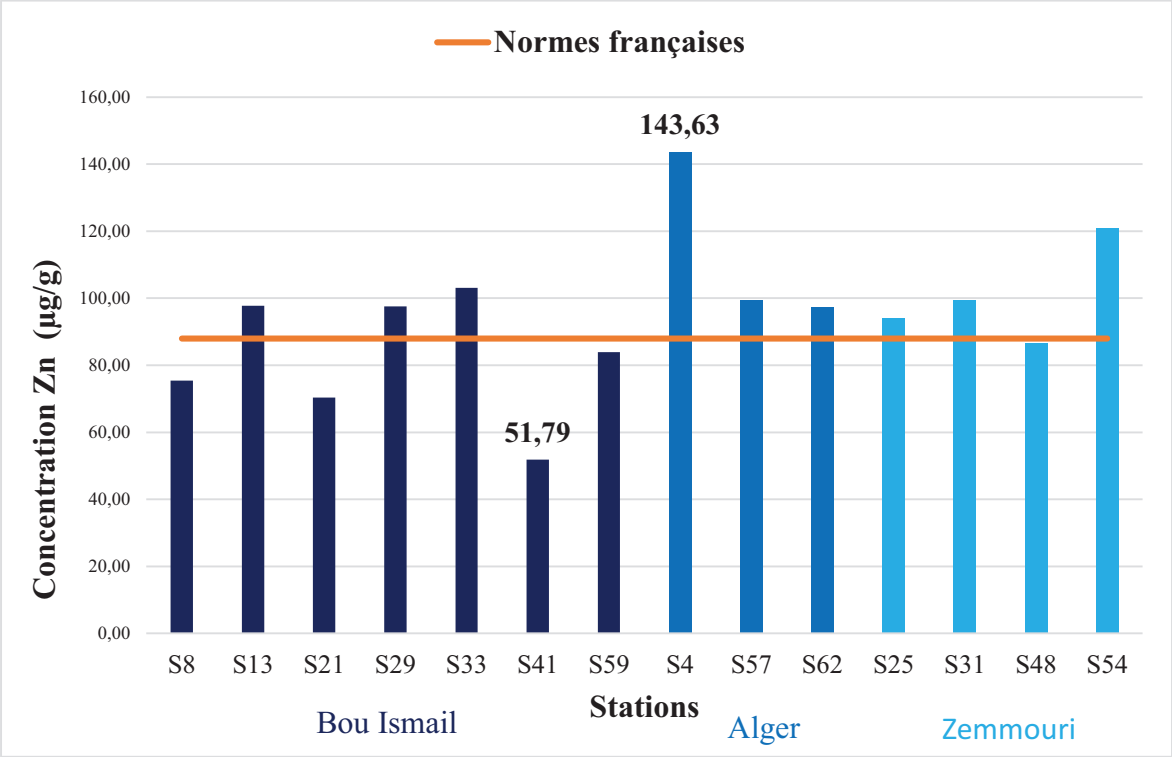


Figure 32 : Variation des concentrations du Zinc dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Les stations situées en face des Oueds El Harrach et Isser montrent des valeurs assez élevées, en revanche la concentration du Zn au niveau de la station 41 située en face de l'Oued Mazafran est faible. La cause serait due probablement à une forme chimique lessivable et/ou mobilisable par la remise en suspension du sédiment et son brassage superficiel à cette faible profondeur.

Ces résultats montrent clairement que les sédiments des zones exposées aux rejets urbains et industriels sont plus contaminés que ceux qui sont à l'écart de ces rejets comme cela a été remarqué par Marchand et Martin, (1985) et Kouadio et Trefry, (1987).

En effet, des teneurs élevées en Zn sont très marquées au niveau du faciès près des côtes en particulier la station 4 (en face l'Oued El Hamiz) cela est dû probablement à l'exposition directe aux effluents telluriques ou aux rejets urbains et industriels.
Le sédiment de la station 41 située en face de l'Oued Mazafran est caractérisé par un taux faible en fraction fine, ce qui explique la faible valeur en Zn révélée dans cette station, sachant que cet élément est connu par sa forte corrélation avec le taux des pélites.

Pour le Zn et selon les normes algériennes (500 µg/g), on remarque que les stations présentent des valeurs faibles par rapport à ces normes. La répartition des concentrations au niveau de la côte Algéroise ne sont pas homogènes.

La majorité des stations présente des valeurs supérieures à la norme française pour le Zn (88 µg/g). Alors que les stations (8, 21 et 41) qui se situent dans la baie de Bou Ismail révèlent des valeurs inferieures à la norme française.

Les IC dans la côte Algéroise, selon la norme Algérienne sont largement inférieures à 3. Ceci traduit une très faible contamination par le Zn. Pour la norme française, l'indice est inférieur à 3 donc les sédiments superficiels de la côte Algéroise sont considérés comme normaux.

I.4.3. Le Cuivre :

Les teneurs en Cu dans le sédiment superficiel (Tableau 13) varient dans un intervalle assez étroit entre un minimum de 5,69 µg/g révélé dans la station 8 située en face l'Oued Mazafran et un maximum de 32,96 µg/g dans la station 4 en face l'Oued El Hamiz avec une moyenne de 17,35 µg/g et un écart type de l'ordre de 7,81.

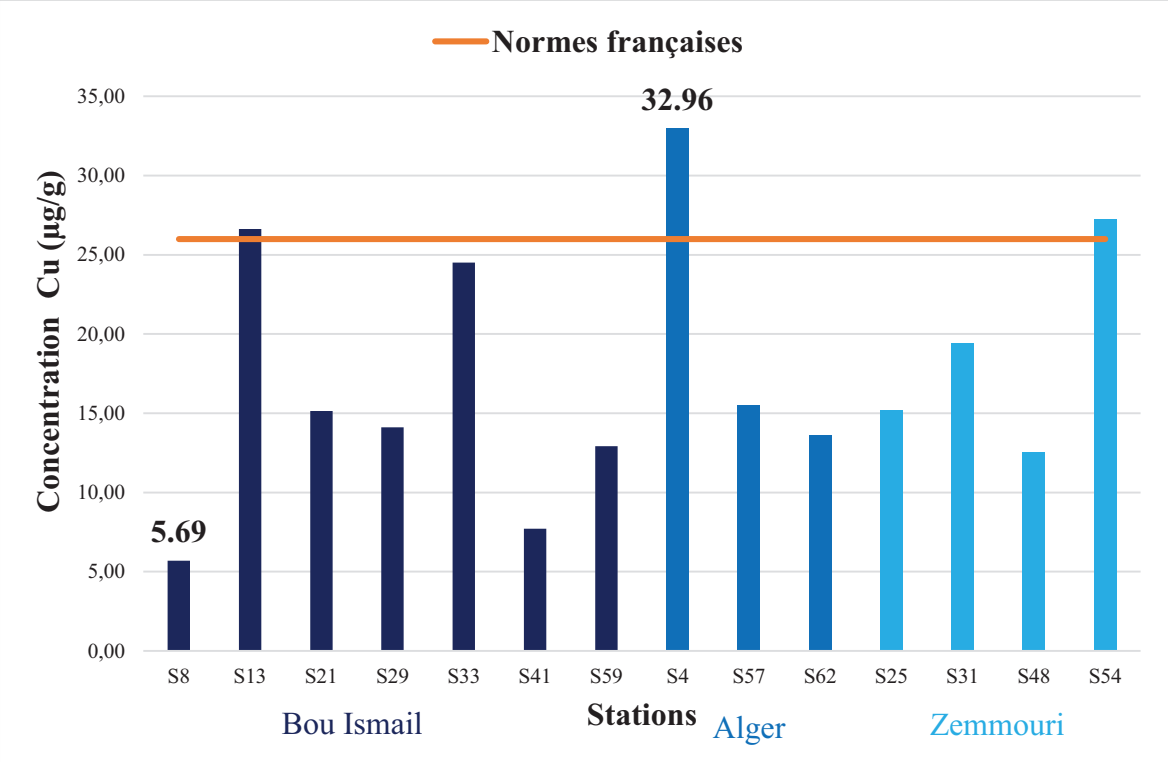


Figure 33 : Variation des concentrations du Cuivre dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Par ailleurs, la distribution de ce métal semble être en fonction de la texture sédimentaire (Donazzolo et *al*., 1984). Effectivement, au niveau de ces stations, les vases sableuses et les vases présentent les plus fortes teneurs, à l'inverse du sable. Le Cu possède une affinité à la MO et à l'argile (Alzieu et *al.,* 1999 ; Forghani et *al* ., 2009).

Le lessivage des terres agricoles aurait contribué de façon importante à l'enrichissement du sédiment des stations côtières en Cu. Cette hypothèse semble probable étant donné que les engrais et les biocides sont fréquemment à base de Cu (Span, 1984 *in* Inal 2011).

Les valeurs les plus élevées sont rencontrés dans les faciès riche en MO (Maouche, 1987), cette distribution est d'ailleurs bien corrélée avec la nature du faciès sédimentaire. On observe ça respectivement dans la station 4 et la station 54.

La répartition du Cu est en générale presque similaire à celle du Zn.

En général, dans les stations de la côte Algéroise ce métal présente des valeurs inférieures aux normes algériennes (150µg/g), donc ces stations ne présentent pas de problème de contamination.

Selon les normes françaises (26µg/g), les valeurs de ce métal dans les stations (4, 13, 54) sont supérieures à la norme, alors que ceux enregistrées dans le reste des stations ont des concentrations inferieures à la norme donc ne présentent pas de problème de contamination.

Les indices de contamination du Cu dans la côte Algéroise selon les deux normes algériennes et françaises sont largement inférieurs à 3, y compris les stations qui sont supposés être polluées.

I.4.4. Le Nickel :

Les teneurs en Ni dans le sédiment superficiel (Tableau 13) varient entre un minimum de 21,96 µg/g révélé dans la station 21 située près de l'Oued Nador et un maximum de 244,12 µg/g dans la station 4, avec une moyenne de 59,59 µg/g et un écart type de l'ordre de 54,50.

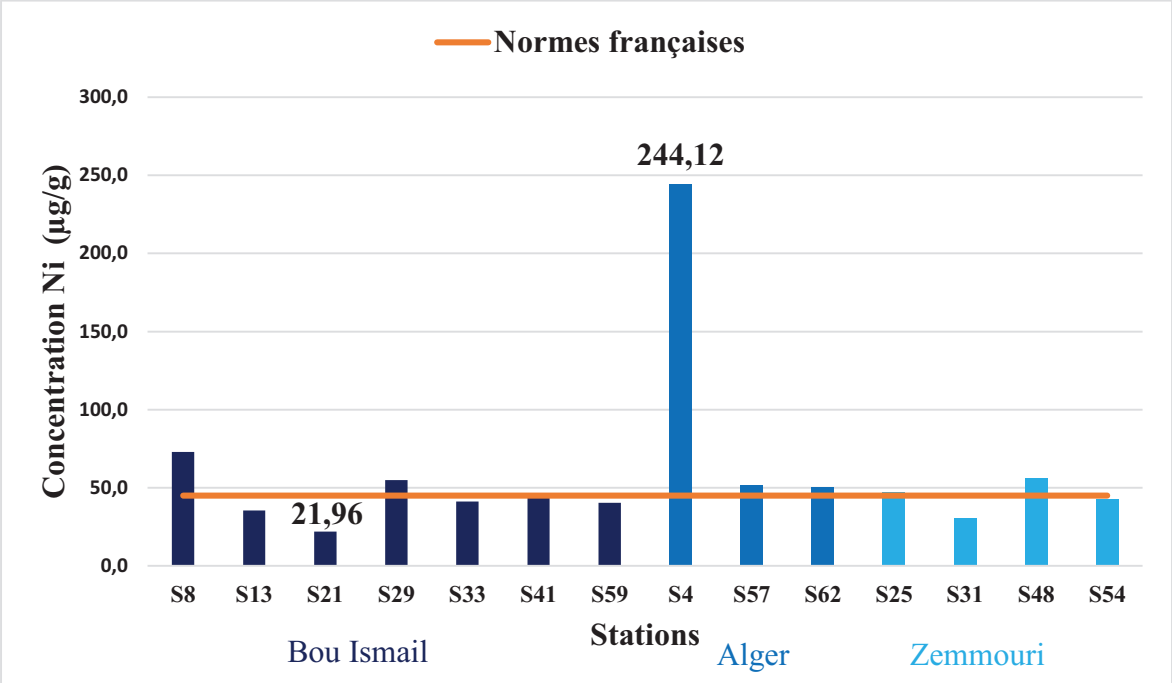


Figure 34 : Variation des concentrations du Nickel dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Ces résultats montrent clairement que les sédiments des zones exposées aux rejets urbains et industriels sont plus contaminés que ceux qui sont à l'écart de ces rejets.

Les teneurs du Ni dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise sont pratiquement les mêmes pour toutes les stations, sauf la station 4 qui présente une teneur importante.
En effet, cette teneur pourrait être contrôlée par la contribution des apports anthropiques qui arrivent en premier lieu aux fonds de cette station via l'Oued El Hamiz et les autres émissaires d'eaux usées. En plus, la nature de la MO déposée dans les fonds des stations du large (33 et 48) parait en état précoce d'évolution, elle ne contribue pas à l'enrichissement des sédiments de ces stations en Ni.
Toutefois, malgré la proximité des sources de pollution, les teneurs en Ni de ces stations ne sont pas excessives. Une remise en suspension du Ni par brassage du sédiment superficiel en ces zones peu profondes en serait une cause probable. En outre, l'éventualité d'une exportation de cet élément par les courants de surface vers d'autres stations n'est pas à exclure.
D'une manière générale, les teneurs en Ni trouvées dans les sédiments superficiels de la côte Algéroise ont des ordres de grandeurs plus ou moins comparables à celles des teneurs naturelles des sédiments marins.

Selon les normes françaises (45 µg/g), pour la majorité des stations les valeurs enregistrées sont supérieures à la norme, sauf pour les stations (13, 21, 31, 33) qui présentent des concentrations au-dessous de la norme

Les indices de contamination dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise selon les normes françaises sont inférieurs à 3, hormis la station 4 où l'indice de contamination est de 5,42 donc cette station est la plus polluée contrairement aux autres stations.

I.4.5. Le Fer :

Les teneurs en Fe dans les sédiments superficiels (Tableau 13) varient dans une large gamme entre un minimum de 23723,39 µg/g révélé dans la station 21 située dans la baie de Bou Ismail et un maximum de 52457 µg/g au niveau de la station 62 située directement en face l'Oued El Harrach, avec une moyenne de 36153,93 µg/g et un écart type important de l'ordre de 6439,81. Cet écart type montre que les concentrations du Fe manifestent une grande variation.

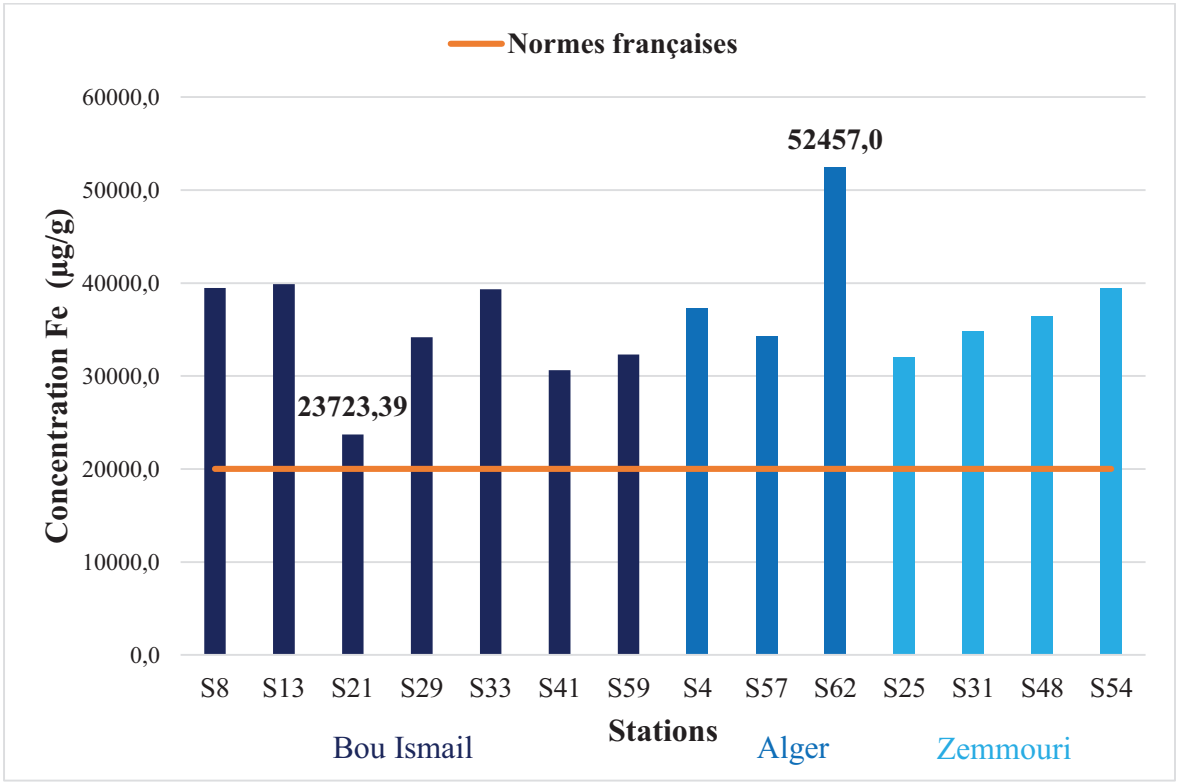


Figure 35 : Variation des concentrations du Fer dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Les teneurs du Fe suit un gradient croissant de la côte vers le large. L'exception se trouve au niveau de la station 13 qui montre des teneurs presque similaires à celles des stations situés vers le large.

Les fortes teneurs en Fe dans ces stations semblent provenir principalement des apports directs des Oueds. Cependant, la faible profondeur, la granulométrie relativement fine (vase à sable fin) et le faible taux de la MO dans ces stations, auraient favorisé la rétention du Fe que sa remise en suspension.

Pour le Fe, selon les normes françaises, les valeurs de toutes les stations dépassent la norme (20000 µg/g), donc les sédiments présentent une charge élevée de cet élément.

Les IC du Fe dans la côte Algéroise présentent des valeurs inférieures à 3, ce qui signifie que le sédiment superficiel de cette côte ne présente pas une contamination

II. Analyse binaire :

II.1. Corrélation matière organique – taux des pélites :

L'enrichissement des sédiments en MO peut résulter en partie du phénomène d'adsorption et/ou floculation lors de la sédimentation des minéraux argileux (Cawet, 1985 et Ruibah, 1993 *in* Inal 2011), auxquels la MO semble présenter une certaine affinité.

En effet, il ressort des travaux de Harding et Brown (1976) *in* Crecelius et *al*, (1991) et Etcheber et *al*,(1980), que les teneurs en carbone organique des sédiments sont liées à l'abondance de la fraction fine.

Ainsi, la concentration de la MO dans les sédiments marins est très variable. Alors qu'elle est faible dans les sédiments marins déposés en océan ouvert, sa concentration augmente et atteint des pourcentages élevés dans les sédiments à grain fin déposés sur la plate-forme continentale (Calvert, 1987).

Bien que selon Boust et al (1981), il existe souvent une bonne corrélation matière organique particulaire – fraction fine et que la MO parait préférentiellement liée aux minéraux fins (Saliot et Boussuge, 1978 *in* Foudil- Bouras, 1993), le coefficient de corrélation faible entre le taux de la MO et celui de la fraction fine dans les sédiments superficiels de la côte Algéroise ne peut être expliqué que par le nombre restreint des échantillons destinés à l'analyse granulométrique.

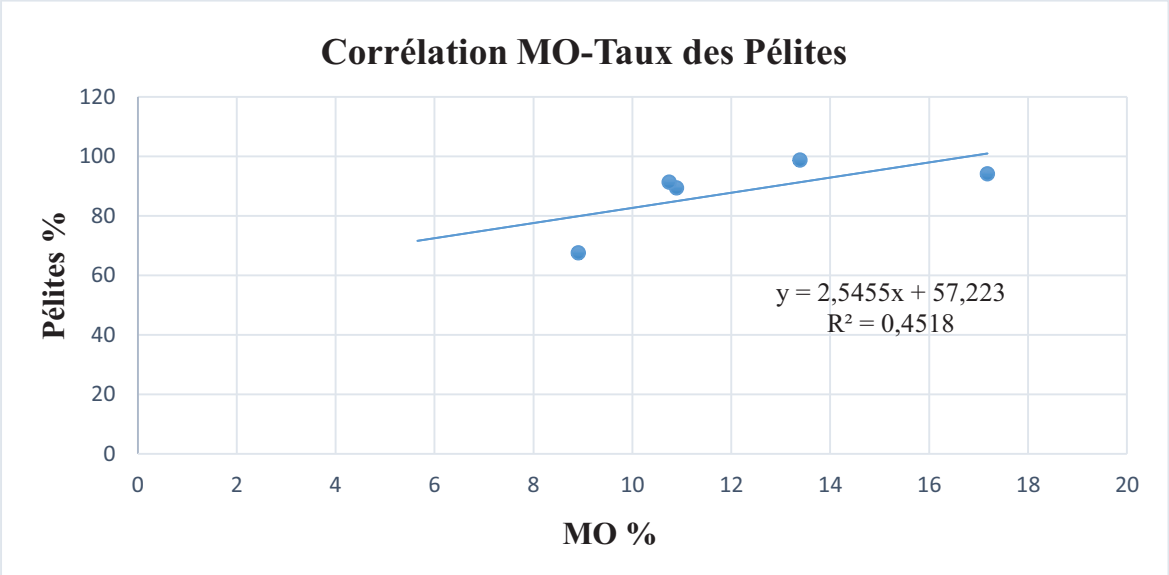


Figure 36 : Corrélation significative MO-Taux des Pélites dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Tableau 14 : Corrélation matière organique– taux des pélites.

Corrélation	R^2	r	Conclusion
MO-Taux des pélites	0.4518	0.672	**Corrélation significative**

II.2. Corrélation métaux traces – taux des pélites :

Les particules fines sont très cohésives. Elles sont chargées négativement et leur surface de contact est importante ; ces caractéristiques leur donnent un grand pouvoir adsorbant vis-à-vis des contaminants métalliques.

Dans une région occupée par des sédiments de même origine mais de granulométrie différente, les concentrations en métaux sont donc proportionnelles au pourcentage de particules fines, et la relation entre ces deux paramètres est représentée par une droite. Un point extérieur au nuage de points représentant cette relation traduit une anomalie, c'est-à-dire le plus souvent une contamination si cette anomalie est positive.

Les résultats obtenus (Tableau 15) révèlent une seule corrélation significative (en raison du nombre restreint des échantillons) entre le taux des pélites et le Zn. Ce coefficient de corrélation important (r = 0,64) signifie que ce métal s'accumule dans les sédiments les plus fins (André et Lascombe, 1987 ; Robbe, 1988).

Pour le Cu, le coefficient de corrélation (r = 0.5), signifie que cet élément est lié en partie aussi aux variations du taux des pélites.

La corrélation non significative constatée entre le taux des pélites et le Mn est due au phénomène de précipitions du Mn proche de la côte.

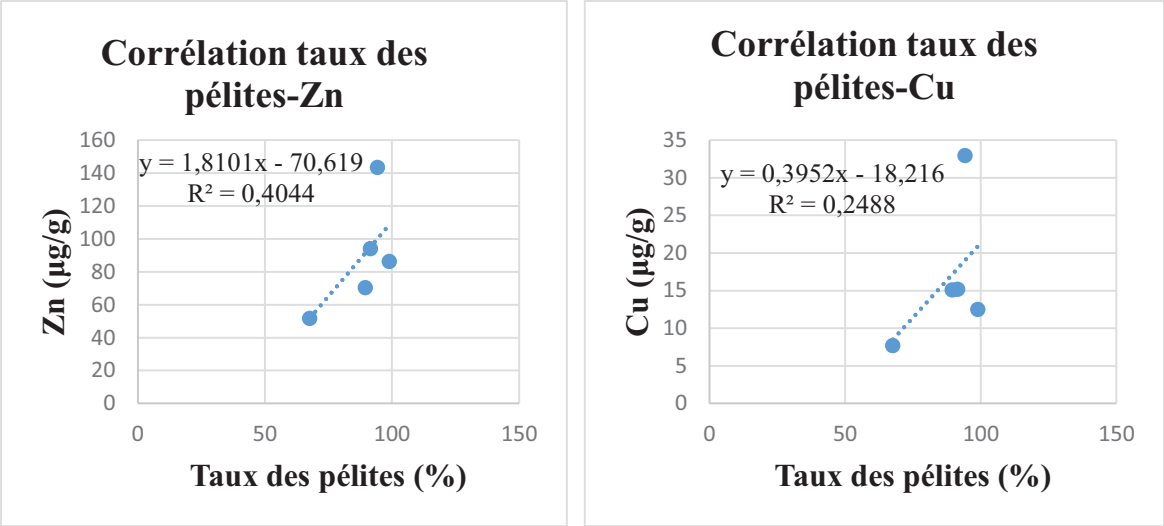


Figure 37 : Corrélations significatives Taux des Pélites-Zn, Taux des Pélites-Cu dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Tableau 15 : Corrélation métaux traces – taux des pélites

Corrélation	R^2	r	Conclusion
Pélites-Cu	0,2488	0,50	**corrélation significative**
Pélites-Zn	0,4044	0,6359	**corrélation significative**
Pélites-Mn	0,0154	0,124	corrélation non significative
Pélites-Fe	0,1351	0,3675	corrélation non significative
Pélites-Ni	0,082	0,286	corrélation non significative

II.3. Corrélation métaux traces – matière organique :

La relation entre la MO et les métaux traces est connue depuis longtemps (Lyngby et Brix, 1986). La MO est considérée aujourd'hui comme étant le plus important processus de transport des métaux (Mataura, 1981 *in* Cauwet et Faguet, 1982).Cette interaction (ETM – MO) est démontrée dans plusieurs cas et pour différents éléments (Added et *al*, 1982 ; Benaim et *al.*, 1987 et Maouche, 1987).

L'étude des corrélations linéaires entre les teneurs en ETM et les taux de MO dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise (Tableau 16), révèle des corrélations significatives pour les couples MO- Cu et MO-Zn. (Figure 32). Cela signifie que ces métaux évoluent ou se comportent d'une manière proportionnelle à l'évolution ou au comportement de la MO dans le sédiment. Les teneurs en Cu et Zn dans les sédiments sont étroitement liées aux taux des pélites et de la MO, en effet, un sédiment fin riche en MO adsorbe des quantités élevées en Cu et Zn.

Tandis que les teneurs des autres ETM à savoir le Mn, le Fe et le Ni, ne présentent aucune corrélation significative avec le taux de la MO. Ceci laisserait apparaître que ces éléments évoluent indépendamment de l'influence de la MO.

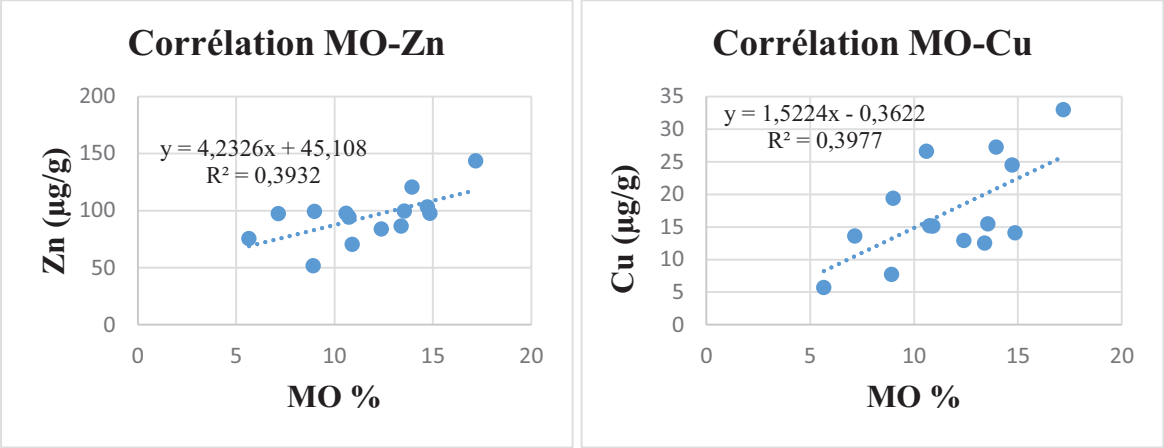


Figure 38 : Corrélations significatives Mo-Zn et MO-Cu dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Tableau 16 : Corrélations matière organique – métaux traces

Corrélation	R^2	r	Conclusion
MO-Cu	**0,3977**	**0,630**	**corrélation significative**
MO-Zn	**0,3932**	**0,627**	**corrélation significative**
MO-Mn	0,029	0,170	corrélation non significative
MO-Fe	0,0399	0,199	corrélation non significative
MO-Ni	0,1981	0,445	corrélation non significative

II.4. Corrélation inter métaux :

Les résultats obtenus sur quatorze échantillons (Tableau 17) révèlent pour les cinq métaux analysés deux corrélations significatives entre le Cu et le Zn et entre le Zn et le Ni (Figure 33). Ses coefficients de corrélation sont importants et ils signifient que ces éléments évoluent dans le même sens et peuvent avoir la même origine.

En effet, les concentrations en Cu et Zn dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise montrent un gradient décroissant de la côte vers le large. Néanmoins, ce qui explique la corrélation positive entre ces deux éléments et que les teneurs les plus élevées en Cu comme en Zn sont retrouvées dans les sédiments côtiers. Ces résultats suggèrent que ces deux métaux proviennent des mêmes sources de contamination. Aussi, la présence de ces éléments dans le sédiment peut être d'origine naturelle (Anagnostou et *al*, 1998 et Bogner et *al*, 1998 *in* Cossa et *al*, 1989). Les corrélations non significatives constatées entre tous les autres

couples de métaux laisseraient apparaître que ces éléments évoluent indépendamment les uns par rapport aux autres et proviendraient probablement des sources différentes.

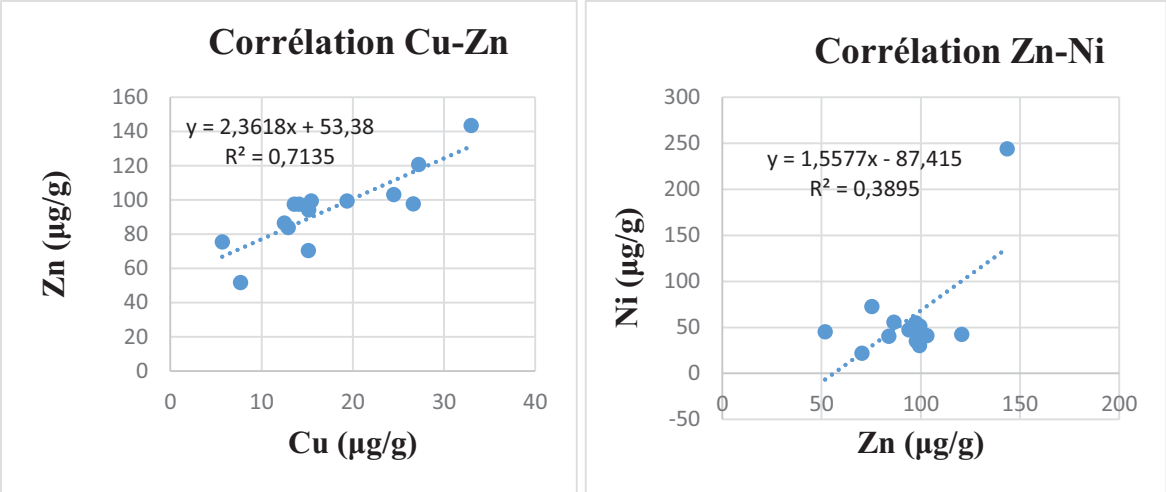


Figure 39 : Corrélations significatives Cu-Zn et Zn-Ni dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Tableau 17 : Corrélation inter métaux dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise

Corrélation	**R^2**	**r**	**Conclusion**
Cu-Zn	0,7135	0,8446	**corrélation significative**
Cu-Mn	0,1664	0,407	corrélation non significative
Cu-Fe	0,0337	0,1835	corrélation non significative
Cu-Ni	0,214	0,462	corrélation non significative
Zn-Mn	0,03	0,173	corrélation non significative
Zn-Fe	0,1551	0,3938	corrélation non significative
Zn-Ni	0,3895	0,624	**Corrélation significative**
Mn-Fe	0,0128	0,113	corrélation non significative
Mn-Ni	0,0913	0,302	corrélation non significative
Fe-Ni	0,0191	0,138	corrélation non significative

III. Estimation du niveau de contamination :

III.1. Comparaison des teneurs en métaux traces avec celles obtenues dans d'autres études au niveau de la côte algérienne :

Les concentrations en métaux des sédiments superficiels da la côte Algéroise sont comparées à celles des sédiments superficiels du centre à savoir, les baies d'Alger (Maouche, 1987; Boudjellal et *al.*, 1993, Rouibah et *al.*, 2005 et Meguellati 2012, Taieb errahmani, 2009, Benoud et Mallem,1990) et de Bou Ismail (Boudjellal et *al.*, 1995, Inal 2011 et Meguellati 2012), des côtes orientales à savoir les golfes de Béjaia et de Skikda (Rezzoug, 2000) et des côtes occidentales (Boulahdid et *al.*, 1992) de la côte Algérienne.

Les teneurs en ETM dans la côte Algéroise (présente étude) ont été déterminées dans la fraction totale (sédiment sable fin à vaseux), tandis que pour les autres travaux, les teneurs ont été déterminées dans la fraction fine (inférieure à 63µm) du sédiment, sauf pour (Maouche, 1987) qui a travaillé sur la baie d'Alger avec la fraction inférieure à 40 µm. Cette comparaison reste fiable étant donné que les métaux traces comme de nombreux auteurs l'ont déjà montré (Forstner et Salamons, 1980 et Charlou et Joanny, 1983) sont surtout associés aux particules les plus fines.

L'analyse des données révèle, qu'en générale, les concentrations les plus élevées en métaux traces sont celles des sédiments de la région centrale de la côte Algérienne.

Les concentrations élevées de certains métaux peuvent être liées simplement à la structure géologique et à la minéralogie de la région (Yücesoy et Ergin, 1992). Les activités anthropiques peuvent également influer sur les concentrations de métaux dans les sédiments marins côtiers (Maanan, 2008).

Les résultats de cette comparaison sont rapportés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 18 : Comparaison des teneurs moyennes en métaux traces du sédiment superficiel de la côte Algéroise avec celles du sédiment superficiel d'autres sites de la côte algérienne.

Sites d'étude	Métaux				
	Mn (µg/g)	Zn (µg/g)	Cu (µg/g)	Fe (µg/g)	Ni (µg/g)
côte Algéroise **Présente Etude**	303,02± 100.29	94,37±21.83	17,35±7.81	36153±6439	59,59±54.5
Littoral Algérois (Rouibah et *al*, 2005)	–	36,77-156,8	6,08-32,65	–	–
Baie d'Alger (Maouche, 1987)	279±17,5	145,2± 26	34,16± 6,8	3,8-4,8	–
Baie d'Alger (Boudjellal et *al*, 1993)	198,8-370	60,25-255,9	23,47-78,52	–	–
Baie de Bou-Ismail (Boudjellal et *al*, 1995)	475,98 ± 28,5	91 ± 20,8	25,07±11,79	–	–
Baie d'Alger (Taieb errahmani, 2009)	287,54±85,44	139,06± 79,5	37,05±33,24	28000-45000 (36000,21)	40,69±4,57
Baie de Bou-Ismail (Inal, 2011)	–	109,1±23,58	24,29±3.16	–	26,02±7,04
Baie d'Alger (Meguellati 2012)	344,83±82,74	148,66±44,41	26,16±11,19	–	–
Baie de Bou-Ismail (Meguellati 2012)	299,57±75,36	75,71±18,68	12,42±5,85	–	–
Golf de Béjaia (Rezzoug, 2000)	296,8	97,8	19,07	1000,90	–

Golf de Skikda (Rezzoug, 2000)	297,1	78,4	10,27	2000,60	–
Côtes occidentales (Boulahdid et *al*, 1992)	–	102,9±42,9	12,5±4,08	–	–
Baie d'Alger (Benoud et Mallem,1990)	200-372.00	59,81-256,08	23,40-78,52	–	–

En effet, les fortes concentrations en métaux de la baie d'Alger proviennent d'une multitude sources de pollution. Celles-ci correspondent aux rejets d'effluents des industries implantées sur la frange côtière, au port d'Alger par ses activités, et les eaux usées de la ville qu'il reçoit par un nombre considérable d'égouts (27) (Sellali, 1996), ainsi qu'aux apports d'eaux usées domestiques et industrielles par les oueds El-Harrach et Hamiz. Alors, selon Maouche (1987), les teneurs les plus élevées en ces métaux sont retrouvées à proximité du port et au droit des embouchures des Oueds El-Harrach et El Hamiz.

Quant aux teneurs élevées en métaux des sédiments de la baie de Bou Ismail, elles résultent peut être de rejets de la ville, de rejets d'eaux usées domestiques, des rejets des complexes touristiques qu'elle abrite, des apports des oueds Mazafran, Nador et Beni Messous et éventuellement des petits ports de pêche (Bouharoun, Tipaza et EL-Djamila) et l'importante activité agricole de cette zone (Boudjellal et *al.,* 1995).

La côte occidentale présente une concentration en Zn pratiquement aussi élevée que celles de la baie d'Alger, celle-ci localise entre Béni-Saf et Ghazaouet serait due aux rejets de l'unité de l'électrolyse de Zn de Ghazaouet.

En ce qui concerne les teneurs représentant la côte orientale, à savoir les golfs de Béjaia et de Skikda, sont comparables et inférieures à celles du sédiment des autres sites de la côte algérienne (Rezzoug, 2000).

D'une manière générale, les concentrations en métaux traces dans les sédiments de la baie de Bou Ismail (présente étude) montrent des différences significatives à celles de la baie de Bou Ismail (Boudjellal et *al*., 1995), et d'autres sites de la côte Algérienne. En effet, la teneur moyenne en Zn est supérieure à celle révélée dans la baie de Bou Ismail et dans les golfs de Béjaia et de Skikda, tandis qu'elle est à peine inférieure à celle de la baie d'Alger. Quant au Chrome, la teneur moyenne est largement inférieure à celles de la région centre, y compris celle de la baie de Bou Ismail. Inversement, cette teneur est largement supérieure à celles des côtes orientales (les golfs de Béjaia et de Skikda) et occidentales.

La teneur moyenne en Cu dans les sédiments superficiels de la baie de Bou Ismail (présente étude) est similaire à celle de la baie de Bou Ismail (Boudjellal et *al.*, 1995), et toujours

inférieure à celle de la baie d'Alger, comme c'était le cas des autres métaux, tandis qu'elle est relativement supérieure à celle des côtes orientales et occidentales.

III.2. Calcul des indices de contamination :

Afin de déterminer le niveau de contamination des sédiments superficiels par les métaux traces analysés dans cette étude, les concentrations en ces éléments métalliques sont comparées à des normes considérées comme valeurs de références par le calcul de l'indice de contamination (A.B.R.M.C, 1988).

Dans la présente étude, c'est les valeurs des normes françaises qui sont retenus en tant que valeurs de références.

III.2.1. L'indice de contamination :

Les résultats du calcul des IC, d'après la méthode de l'A.B.R.M.C. (1988) montrent que les teneurs des métaux déterminés dans les sédiments superficiels de la côte Algéroise sont considérées comme normales sauf pour le Ni dans la station 4 dont l'IC >3, ce qui indique que les sédiments au niveau de cette station située à l'Est de la baie d'Alger sont contaminés par le Ni (Tableau 19).

Tableau 19 : Résultats des indices de contamination métallique dans le sédiment superficiel de la côte Algéroise.

Métaux	Intervalles des IC	Moyenne	Interprétation
Mn	0.54-1.41	0.76	Concentrations normales dans toutes les stations (IC<3).
Zn	0.6-1.6	1.1	Concentrations normales dans toutes les stations (IC<3).
Cu	0.22-1.27	0.67	Concentrations normales dans toutes les stations (IC<3).
Ni	0.49-5.42	1.32	Sédiment pollué dans la station 4 (3 < IC < 10) et concentrations normales dans les autres stations.
Fe	1.19-2.62	1.80	Concentrations normales dans toutes les stations (IC<3).

Conclusion Générale

La présente étude nous a permis de déterminer les concentrations de cinq métaux par une méthode qui permet l'extraction du métal adsorbé à la surface des grains dans quatorze échantillons de sédiment superficiel répartis le long de la côte Algéroise.

Les résultats obtenus de l'analyse chimique des métaux traces par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA), sont assez cohérents. En effet, la fiabilité de la méthode est reconnue et vérifiée par utilisation d'un échantillon d'intercalibration (AIEA 433).

Ces résultats montrent l'existence d'un risque écologique potentiel de certains éléments, comme le Ni particulièrement au niveau des embouchures des Oueds du littoral algérois.

Ainsi, les valeurs des autres métaux (Cu, Zn, Mn et Fe) se trouvent dans la gamme des teneurs du fond géochimique à l'échelle de la méditerranée.

Le taux de la MO dans les échantillons de sédiment superficiel ainsi que le taux de la fraction pélitique (<63µm) et l'analyse granulométrique de la fraction grossière dans les échantillons de sédiment superficiel ont été déterminés selon des méthodes fiables et universellement connues.

Les résultats montrent que le fond des stations est tapissée par des sables moyens, généralement bien à très bien classés. Ces sables sont déposés dans un milieu peu agité avec évacuation des particules fines vers le large par les houles.

Cependant, la teneur en MO est assez importante dans les sédiments en face les embouchures des Oueds et aussi dans les stations situées le plus loin vers le large car on a un grano-classement décroissant de la côte vers le large qui est en partie le gouverneur de cette répartition de fait que la rétention de la MO est importante dans la fraction fine.

En étudiant la corrélation entre les différents paramètres analysés, les teneurs en métaux traces sont étroitement liées aux paramètres environnementaux tels que la teneur en MO et le taux de la fraction fine, c'est le cas des deux métaux, Cu et Zn.

La comparaison des résultats obtenus avec d'autres antérieurs dans le même site et dans d'autres sites montre que les concentrations des métaux traces de notre étude et des études réalisées au niveau de la coté Algéroise sont les plus élevées.

À l'issue de ce travail, on peut conclure que la pollution dans la zone d'étude se manifeste spécifiquement au niveau des embouchures des Oueds et notamment au niveau de la station 4 située en face de l'Oued El Hamiz.

La qualité des sédiments de la côte Algéroise est à surveiller et à contrôler, en effet ces résultats font appel à la nécessité de prendre des dispositions de nature à limiter les impacts anthropique sur l'écosystème marin.

Bibliographie

A.B.R.M.C. (1988). Qualité du fleuve Rhône, synthèse des connaissances. Document non publié. France : Ministère de l'environnement.

GHANEM, CA. (2009). "Speciation" des trois elements trace mercure, plomb et cadmium dans les sédiments marins des zones côtières libanaises. [en ligne]. Thèse de doctorat. Chimie Analytique. Paris. Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement. 314 p. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=%22Speciation%22+des+trois+elements+trace+mercure%2C+plomb+et+cadmium+dans+les+s%C3%A9diments+marins+des+zones+c%C3%B4ti%C3%A8res+libanaises

AGENCE DE L'EAU ARTOIS PICARDIE (2000(a)). Enlèvement des sédiments - guide méthodologique - Evaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage [en ligne]. Picardie : Agence de l'Eau Artois Picardie. 148 p. [consulté le 24/04/2016]. Disponible sur le web : http://www.eauartois-picardie.fr/IMG/pdf/etude_11.pdf

ALZIEU .C., ABARNOU, A., BASSOULLET, A., et al. (1999). Dragage et environnement marin : Etats des connaissances. [en ligne]. Plouzané : Edition Ifremer, 223 p. [consulté le 18/05/2016]. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Dragage+et+environnement+marin+:+Etats+des+connaissances

ANDRAL, B., ALZIEU, C., BOISSERY, P., et al. (2001). Les guides méthodologiques du RLM. Evaluation de la contamination chimique et radiologique du sédiment. [en ligne]. Rapport Ifremer. 60 p. [Consulté le 18/03/2016]. Disponible sur le web : http://www.citeulike.org/user/DCSMM/article/13532125

ANDREWS, S., SUTHERLAND, R.A. (2004). Cu, Pb and Zn contamination in Nuuanu watershed, Oahu, Hawaii. The Science of the Total Environment. [en ligne]. Consulté le 18/06/2016. Vol. 324, p. 173-182. Disponible sur le web : http://europepmc.org/abstract/med/15081704

AUBERT, D., PROBST, A., STILLE, P. (2004). Distribution and origin of major and trace elements (particularly REE, U and Th) into labile and residual phases in an acid soil profile (Vosges Mountains, France). Applied Geochemistry. [en ligne]. [Consulté le 18

mars 2016]. Vol. 19, p.899-916. Disponible sur le web : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0883292703002312

AUDRY, S. (2003). Bilan géochimique du transport des éléments métalliques dans le système fluvial anthropisé Lot-Garonne-Gironde. Thése de doctorat. Biogéochimie de l'Environnement. France : Université de Bordeaux I, 441p. [Consulté le 24 avril 2016]. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Bilan+g%C3%A9ochimique+du+transport+des+%C3%A9l%C3%A9ments+m%C3%A9talliques+dans+le+syst%C3%A8me+fluvial+anthropis%C3%A9+Lot-Garonne-Gironde.

AUDRY, S., BLANC, G., SCHAFER, J. (2006). Solid state partitioning of trace metals in suspended particulate matter from a river system affected by smelting-waste drainage. Science of the Total Environment. [en ligne]. [Consulté le 24 avril 2016]. Vol. 363, p. 216-236. Disponible sur le web : http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969705003980.

BACHOUCHE, S. (2010). Les ports d'Alger et de Bouharoun : Etude des paramètres, granulométriques, biologiques et de pollution dans les sédiments et l'eau en vue d'une opération de dragage. Mémoire de magister. Pollution marine et écotoxicologie. Algérie : ENSSMAL, 182 p.

BELABED, B-E. (2010). La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques. [en ligne]. [Consulté le 21 décembre 2015]. Thèse de doctorat. Biologie et physiologie des organismes marins. Annaba : Université Badji Mokhtar, 199 p. Disponible sur le web :

https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=La+pollution+par+les+m%C3%A9taux+lourds+dans+la+r%C3%A9gion+d%E2%80%99Annaba+%C2%AB+Sources+de+contamination+des+%C3%A9cosyst%C3%A8mes+aquatiques+.

BLOTT, S.J., PYE, K. (2001). Gradistat : A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. Earth Surface Processes and Landforms. [en ligne]. Consulté [le 30 juin 2016]. Vol. 26, p 1237–1248. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Gradistat+:+A+grain+size+distribution+and+statistics+package+for+the+analysis+of+unconsolidated+sediments+.

BONNET, C. (2000). Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. [en ligne]. [Consulté le 5 mars 2016]. Thèse de doctorat. Toxicologie de l'environnement. France : Université de Metz, 326 p. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=D%C3%A9veloppement+de+bioessais+sur+s%C3%A9diments+et+applications+%C3%A0+l%E2%80%99%C3%A9tude%2C+en+laboratoire%2C+de+la+toxicit%C3%A9+de+s%C3%A9diments+dul%C3%A7aquicoles+contamin%C3%A9s.

BOUDJELLAL, Y., FERHAT, N., DJILLALI, M., et al. (1995). Heavy metals in the superficial sediments of Bou Ismail Bay. XXXIV thcongres-planary assembly, C.I.E.S.M., Malte, 2 p.

BOUST, D., FISCHER, J.C., OUDDANE, B., et al. (1999). Fer et manganèse (réactivités et recyclage). [en ligne]. Brest : Programme Scientifique Seine –Aval, N°9, IFREMER. 40 p. [Consulté le 25 juin 2016]. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Fer+et+mangan%C3%A8se+(r%C3%A9activit%C3%A9s+et+recyclage).

Burdige, D. J. (2006). Geochemistry of marine sediments. Oxford: Princeton university, 609 p.

CAETANO, M., MADUREIRA, M.J., et al. (2003). Metal Remobilisation during Resuspension of Anoxic Contaminated Sediment. Water, Air, and Soil Pollution. [en ligne]. [Consulté le 24 mars 2016]. Vol 143, p. 23-40. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Metal+Remobilisation+during+Resuspension+of+Anoxic+Contaminated+Sediment.

CASAS, S. (2005). Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, Mytilus galloprovincialis, en milieu méditerranéen. [en ligne]. Thèse de doctorat. Océanologie biologique, environnement marin. Université du Sud Toulon-Var, 363 p. [Consulté le 23 mars 2016]. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Mod%C3%A9lisation+de+la+bioaccumulation+de+m%C3%A9taux+traces+(Hg%2C+Cd%2C+Pb%2C+Cu+et+Zn)+chez+la+moule%2C+Mytilus+galloprovincialis%2C+en+milieu+m%C3%A9diterran%C3%A9en.

CASTEL, J., LABOURG, P.J., ESCRAVAGE, V., et al. (1990). « Distribution quantitative du méo- et macrobenthos dans des lagunes mixohalines, influence du confinement sur le partage des ressources. Oceanologica Acta. [en ligne]. [Consulté le 19 mars 2016]. Vol. 13, n° 3, p. 349-359. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Distribution+quantitative+du+m%C3%A9o-+et+macrobenthos+.

CHAMLEY, H., DECONICK, J F. (2000). Bases de Sédimentologie. 3°ed. Paris : Dunod. 213 p.

CHAMLEY, H. (1987). Sedimentologie. Paris: Dunod, , 175 p.

CHAPMAN, P.M., WANG, F., JANSSEN, C., et al. (1 998). Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. [en ligne]. [Consulté le 06 mars 2016]. vol 55, n 10, p. 2221-2243. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Ecotoxicology+of+metals+in+aquatic+sediments:+binding+and+release%2C+bioavailability%2C+risk+assessment%2C+and+remediation.

CHARLOU, J., JOANNY, M. (1983). Dosage du mercure et d'autres métaux (Pb, Zn, Cu, Cd, Co, Ni, Cr, Mn) dans les sédiments marins par absorption atomique in Aminot, A., Chaussepied, M. (Ed) : Manuel des analyses chimiques en milieu marin. p. 285-295.

CHARRIAU, A. (2009). Etude de la contamination organique et métallique associée aux sédiments du District Hydrographique International de l'Escaut. [en ligne]. Thèse de doctorat. Université des Sciences et Technologies de Lille1, 241p. [Consulté le 22 mars 2016]. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Etude+de+la+contamination+organique+et+m%C3%A9tallique+associ%C3%A9e+aux+s%C3%A9diments+du+District+Hydrographique+International+de+l%E2%80%99Escaut.

CHIFFOLEAU, J.F. (2001). La contamination métallique. [en ligne]. France : IFREMER. 40 p. [Consulté le 20 mars 2016]. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=La+contamination+m%C3%A9tallique.

COSSA, D., LASSUS, P. (1989). Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. France : Editions Ifremer, 111p.

CRECELIUS, E.A., TREFRY, J.H., STEINHAUER, M.S., et al. (1991). Trace metals in sediments from the inner continental shelf of the western Beaufort Sea. Environ.Geol.Water Sci. [en ligne]. [Consulté le 09 mars 2016]. vol.18, N°1, p.71-79. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Trace+metals+in+sediments+from+the+inner+continental+shelf+of+the+western+Beaufort+Sea.

CURTOSI, A., VODOPIVEZ, C., PELLETIER, É. Surveillance des métaux lourds dans les sédiments marins superficiels de l'anse potter, ile 25 de mayo (shetland du sud), antarctique. 2ième Symposium International sur les Sédiments Contaminés. [en ligne]. [Consulté le 03 mars 2016]. p. 366-369. Disponible sur le web : https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Surveillance+des+m%C3%A9taux+lourds+dans+les+s%C3%A9diments+marins+superficiels+de+l%E2%80%99anse+potter%2C+ile+25+de+mayo+(shetland+du+sud)%2C+antarctique.

DAGORNE, A. (1973). Sédimentologie et bionomie benthique en Baie de Bou-Ismail. Pelagos. Vol. 4 n°2, p. 40- 53.

DI TORO, D.M., MAHONY, J.D., HANSEN, D.J., et al. (1990). Toxicity of cadmium in sediments: the role of Acid Volatile Sulfide. Environmental Toxicology and Chemistry. [en ligne]. [Consulté le 26 juin 2016]. Vol. 9, p. 1487-1502. Disponible sur le web :

https://www.google.co.kr/webhp?hl=en&gws_rd=ssl#hl=en&q=Toxicity+of+cadmium+in+sediments:+the+role+of+Acid+Volatile+Sulfide.

DJERAD, C. (2010). Evaluation de l'état de la pollution par les sels nutritifs et les métaux lourds dans l'eau et le sédiment superficiel de la baie de Bou-Ismail. Mémoire d'ingénieur. Environnement. Algérie : ENSSMAL, 108 p.

DONAZZOLO, J.C., HICKI-MERLIN, O., MENEGAZZOVILLURG, L., et al. (1984). Heavy metal content and lithological properties of recent sediments in the Northern Adriatic. Marine Pollution Bulletin. [en ligne]. [Consulté le 24 septembre 2016]. Vol. 15, n° 3, p 192-201. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Heavy

+metal+content+and+lithological+properties+of+recent+sediments+in+the+Northern+Adriatic.

ETCHEBER, H., JOUANNEAU, J.M., LATOUCHE, C., et al. (1980). L'expérience « double marquage de vase en Gironde ». Contribution à la connaissance du devenir d'une pollution métallique en estuaire. Oceanologica Acta. [en ligne]. [Consulté le 20 mars 2016]. vol.3, N°4, p. 477-486. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=L%E2%80%99exp%C3%A9rience+%C2%AB+double+marquage+de+vase+en+Gironde+%C2%BB.+Contribution+%C3%A0+la+connaissance+du+devenir+d%E2%80%99une+pollution+m%C3%A9tallique+en+estuaire.

FEKHAOUI, M., BENNASSER, L., BOUACHRINE, M. (1996). Utilisation d'un nouvel indice d'évaluation de la contamination métallique des sédiments : Cas du bas Sebou (Maroc). Bull, inst. Sci., Rabat, n° 20. [en ligne]. [Consulté le 03 mars 2016]. p. 143-150. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Utilisation+d%27un+nouvel+indice+d%27%C3%A9valuation+de+la+contamination+m%C3%A9tallique+des+s%C3%A9diments+:+Cas+du+bas+Sebou+(Maroc).+.

FERRANI, A., CHEHAIMA, L-T. (1998). Contribution à l'élaboration des données de base de la baie de zemmouri et l'étude du site de Palm Beach (Baie de Bou Ismail). Mémoire d'ingénieur. Aménagement. Algérie : ISMAL, 127 p.

FOLK .R.L., WARD .W.C. (1957). Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. Journal, of sedimentary petrology, vol. 27, n°. 1. [en ligne]. [Consulté le 18 septembre 2016]. p. 3-26. Disponible sur le web : http://jsedres.sepmonline.org/content/27/1/3.abstract.

FORGHANI, G., MOORE, F., QISHLAQI, A., et al. (2009). Geochemistry and speciation of metals in sediments of the Maharlu Saline Lake, Shiraz, SW Iran. Environ Earth Sci. Vol. 59. [en ligne]. [Consulté le 17 septembre 2016]. p. 173–184. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Geochemistry+and+speciation+of+metals+in+sediments+of+the+Maharlu+Saline+Lake%2C+Shiraz%2C+SW+Iran.

FORSTNER, U., WITTMANN, G.T.W. (1981). Metal pollution in the aquatic environment. [en ligne]. 2nd ed., Springer-Verlag. 486 p. [Consulté le 25 juin 2016]. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Metal+pollution+in+the+aquatic+environment.

FORSTNER, U. (1987). Sediment–Associated Contaminants – An overview of Scientific Bases for distribution of humic substances in profundal sediments of Lake Constance. Organic Geochimstry. Vol. 32. [en ligne]. [Consulté le 25 juin 2016]. p. 3-10. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=sediment+associated+contaminants+%E2%80%93+an+overview+of+scientific+bases+for+developing+remedial+options.

FORSTNER, U., SALOMONS, W. (1980). Trace metal analysis on polluted sediments. Part I: Assessment of Sources and Intensities. Environmental Technology Letters, vol.1 [en ligne]. [Consulté le 20 mars 2016]. p. 494-526. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Trace+metal+analysis+on+polluted+sediments.+Part+I:+Assessment+of+Sources+and+Intensities.

FORSTNER, U., WITTMANN G.T.W. (1979). Metal pollution in the aquatic environment. New York : Springer-Verlag., 475 p.

FOUCAULT, A., RAOULT, JF. (1980). Dictionnaire de géologie. Paris : Masson. 382 p.

FOUDIL-BOURAS, A.E. (1993). Etude géochimique organique des sediments marins superficiels du golfe d'Arzew (Ouest Algérien). Thèse de magister. Géologie marine. Algérie : USTHB, 175 p.

GÄBLER, H.E. (1997). Mobility of heavy metal as a function of pH of samples from an overbank sediment profile contaminated by mining activities. Journal of Geochemical Exploration. Vol. 58. [en ligne]. [Consulté le 25 juin 2016]. p. 185-194. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Mobility+of+heavy+metal+as+a+function+of+pH+of+samples+from+an+overbank+sediment+profile+contaminated+by+mining+activities.

GARNIER, C. (2004). Modélisation et évaluation des équilibres de complexation entre la matière organique naturelle, les métaux traces et le proton. Applications aux eaux naturelles. [en ligne]. Thèse de Doctorat. Chimie-Chimie fine, chimie analytique, chimie de l'environnement marin. France : Université du Sud, Toulon Var, 207p. [Consulté le 20 mars 2016]. Disponible sur le web : https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00009140/.

GEFFARD, O. (2001). Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. [en ligne]. Thèse de Doctorat. Ecotoxicologie. France : Université de Bordeaux 1, 376 p. [Consulté le 05 mars 2016]. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Toxicit%C3%A9+potentielle+des+s%C3%A9diments+marins+et+estuariens+contamin%C3%A9s+:+%C3%A9valuation+chimique+et+biologique%2C+biodisponibilit%C3%A9+des+contaminants+s%C3%A9dimentaires.

GESAPM. (1991). Rapport et études. [en ligne]. Londres, n° 44. [Consulté le 05 mars 2016]. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/search?sclient=psyab&biw=1290&bih=674&site=webhp&q=GESAMP+rapport+et+%C3%A9tudes+n%C2%B0+44%2C+londres&oq=GESAMP+rapport+et+%C3%A9tudes+n%C2%B0+44%2C+londres&gs_l=serp.3...4957.28943.0.29406.41.37.0.0.0.0.0.0..0.0....0...1c.1.64.psyab..41.0.0.wVOYFwyOYyI&pbx=1&bav=on.2,or.&dpr=1&ech=1&psi=Rgf8V5eOCIHzaIXViegH.1476136275512.3&ei=dAr8V8yOJoGeUqeRq8AM&emsg=NCSR&noj=1

GONZALEZ, J. L., CHIFFOLEAU, J. F., MIRAMAND, P., et al. (1999). « Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire. [en ligne]. Programme scientifique Seine Aval, Editions Ifremer, Plouzané, France**,** 32p. [Consulté le 7 septembre 2016]. Disponible sur le web :

https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Le+cadmium+:+comportement+d%27un+contaminant+m%C3%A9tallique+en+estuaire.

HOUMA-BACHARI, F. (2009). Modélisation et Cartographie de la Pollution Marine et de la Bathymétrie à partir de l'Imagerie Satellitaire. [en ligne]. Thèse de Doctorat. Sciences de l'Univers et Environnement. France : Université du Val de Marne Paris XII. 275 p. [Consulté le 23 mars 2016]. Disponible sur le web :

https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Mod%C3%A9lisation+et+Cartographie+de+la+Pollution+Marine+et+de+la+Bathym%C3%A9trie+%C3%A0+partir+de+l%27Imagerie+Satellitaire.

INAL, A. (2011). Les métaux traces dans les sédiments de la baie de Bou-Ismail : Surveillance de la pollution et étude des processus géochimiques. Mémoire de magister. Gestion et Surveillance de l'Environnement Marin et Littoral. Algérie : ENSSMAL, 136 p.

KASSER, A. (2011). Suivi de la chlorophylle et du phytoplancton dans les zones côtières algéroises : Apport des mesures satellitaires à leur modélisation. Mémoire de magister. Gestion et Surveillance de l'Environnement Marin et Littoral. Algérie : ENSSMAL, 242 p.

KOLLER, E. (2004). Traitement des pollutions industrielles : eau, air, déchets solides, boues. Paris : Dunod. 424 p.

KOUADIO, L., TREFRY, J.H. (1987). Sediment trace metals contamination in Ivory Coast, West Africa. Water Air and Soil Pollution. Vol. 32. [en ligne]. [Consulté le 20 septembre 2016]. p. 145–154. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Sediment+trace+metals+contamination+in+Ivory+Coast%2C+West+Africa.

KRIBI, S. (2005). Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. [en ligne]. Thèse de Doctorat. Chimie. France : laboratoire de Génie des Procédés. L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. [Consulté le 17 mars 2016]. 224 p. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=D%C3%A9composition+des+mati%C3%A8res+organiques+et+stabilisation+des+m%C3%A9taux+lourds+dans+les+s%C3%A9diments+de+dragage.

L.E.M. (1998). Etude de délimitation d'une zone d'extraction de sable en baie d'Alger. Document non publié. Alger : LEM.

L.E.M. (2005). Laboratoire d'Etude Maritime. Dragage et aménagement du port de Bouharoun. Document non publié. Alger : LEM.

LAU, S.S.S., CHU, L.M. (1999). Contaminant release from sediments in a coastal wetland. Wat. Res. Vol. 33, n°4. [en ligne]. [Consulté le 26 juin 2016]. p. 909-918. Disponible sur le web :

https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Contaminant+release+from+sediments+in+a+coastal+wetland.

LECLAIRE, L. (1972). La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-Baléares. Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris, nouvelle série, C, Sciences de la terre. Tome XXIV, fascicule unique, 391 p.

LI, X., SHEN, Z., WAI, W.H.O., et al. (2001). Chemical forms of Pb, Zn and Cu in the sediment profiles of the Pearl River Estuary. Marine Pollution Bulletin, vol. 42, n° 3. [en ligne]. [Consulté le 25 août 2016]. p. 215- 223. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Chemical+forms+of+Pb%2C+Zn+and+Cu+in+the+sediment+profiles+of+the+Pearl+River+Estuary.

LOKMANE, D. (1993). Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la baie de Zemmouri. Mémoire DEUA. chimie marine, Alger : ISMAL. 82 p.

MAANAN, M. (2008). Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. Environmental Pollution. Vol. 153. [en ligne]. [Consulté le 22 mars 2016]. p. 176–183. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Heavy+metal+concentrations+in+marine+molluscs+from+the+Moroccan+coastal+region.

MAOUCHE, S. (1987). Mécanisme hydro sédimentaires en baie d'Alger (Algérie) : approche sédimentologiste, géochimique et traitement statistiques. Thèse de Doctorat. Océanologie. France : Université de Perpignan, 214 p.

MARCHAND, M., MARTIN, J .L. (1985). Détermination de la pollution chimique (hydrocarbures, organochlorés, métaux) dans la lagune d'Abidjan (Côte d'Ivoire) par l'étude des sédiments. Océanogr. trop. Vol. 20. N°1. [en ligne]. [Consulté le 16 septembre 2016]. p. 25-39. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=D%C3%A9termination+de+la+pollution+chimique+(hydrocarbures%2C+organochlor%C3%A9s%2C+m%C3%A9taux)+dans+la+lagune+d%E2%80%99Abidjan+(C%C3%B4te+d%E2%80%99Ivoire)+par+l%E2%80%99%C3%A9tude+des+s%C3%A9diments.

MARTIN, J.M., MEYBECK, M., SALVADORI, F., et al. (1976). Pollution chimique des estuaires : Etat actuel des connaissances. [en ligne]. Rapport Scientifique & Technique, Centre National pour l'Exploitation des Océans (CNEXO), N°22. [Consulté le 22 mars 2016]. 286 p. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Pollution+chimique+des+estuaires+:+Etat+actuel+des+connaissances.

MEGUELLATI, A., SRAOUI, A. (2012). Les métaux traces dans le sédiment et les biotes du milieu marin dans la baie d'Alger et de la baie Bou-Ismail. Mémoire d'ingénieur d'état. Environnement. Alger : ENSSMAL, 93 p.

Miller, J., Orbock Miller, S. (2007). Sediment-Trace Metal Interactions.in: Contaminated Rivers: an overview, p. 33-67.

PENA, G., PICOT, B. (1991). « Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne : l'étang de Thau (France). Océanologica Acta. Vol. 14, n° 5. [en ligne]. [Consulté le 18 mars 2016]. p**.** 459–472. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=M%C3%A9taux+traces+dans+les+s%C3%A9diments+d%E2%80%99une+lagune+m%C3%A9diterran%C3%A9enne+:+l%E2%80%99%C3%A9tang+de+Thau+(France).+.

Programme d'Aménagement Côtier Algérois (PAC). (2005). Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoa. Impacts des activités anthropiques. Document non publié. Alger : Projet PAC/ MATE-PAM/CAR ASP.

QUEVAUVILLER PH., RAURET G., LOPEZ-SANCHEZ J.F., et al. (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. Vol. 205. [en ligne]. [Consulté le 18 mars 2016]. p.223-234. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Certification+of+trace+metal+extractable+contents+in+a+sediment+reference+material+(CRM+601)+following+a+three-step+sequential+extraction+procedure.

RAMADE, F. (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Paris : Edi science. 785 p.

REZZOUG, S. (2000). Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds dans la matière en suspension et le sédiment marin superficiel des golfes de Bejaïa et de Skikda. Mémoire de magister. Océanologie Biologique. Alger : ENSSMAL, 244 p.

RIANDEY, E. (1979). Les perturbations in Pinta, M (Ed.) : Spectrométrie d'absorption atomique. Application à l'analyse chimique. Paris : Masson – ORSTOM. Ed, Tome 1, 2e éd, p. 82-177.

RODIER, J. (1996). L'analyse de l'eau [8e éd] eaux naturelles, eaux résiduelles, eau de mer. Paris: Dunod. p. 385- 401.

ROUIBAH, M., BOULAHDID, M., BOUDEJLLAL, B., et al. (2005). Etude de la pollution du littoral Algérois et du lac de Reghaia. [en ligne]. Contrat ISMAL-APPL]. [Consulté le 05 mars 2016]. 73 p. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Etude+de+la+pollution+du+littoral+Alg%C3%A9rois+et+du+lac+de+Reghaia.

SAIDI, H., BRAHIM, M., GUEDDARI, M. (2004). Caracterisation granulometrique et mineralogique des sediments de surface de la frange littorale sidi bou said - la goulette. Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô, Vol. 31. [en ligne]. [Consulté le 20 décembre 2016]. p. 97-106. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Caracterisation+granulometrique+et+mineralogique+des+sediments+de+surface+de+la+frange+littorale+sidi+bou+said+-+la+goulette.

SALOMONS, W., STIGLIANI, W.M. (1995). Biogeodynamics of polluants in soils and sediments. [en ligne]. Berlin : Springer-Verlag. [Consulté le 25 juin 2016]. 352 p. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Biogeodynamics+of+polluants+in+soils+and+sediments.+.

SANTOS, I.R., SILVA-FILHO, E.V., SCHAEFER, C.E.G.R., et al. (2005). « Heavy metal contamination in coastal sediments and soils near the Brazilian Antarctic Station, King George Island. Marine Pollution Bulletin., Vol. 50. [en ligne]. [Consulté le 30 août 2016]. p. 185-194. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Heavy

+metal+contamination+in+coastal+sediments+and+soils+near+the+Brazilian+Antarctic+Station%2C+King+George+Island+

SARRET, G. (1998). « Biogéochimie structurale du zinc et du plomb par spectroscopie EXAFS : Interaction avec des acides humiques, des parois cellulaires de champignon, et de lichens. [en ligne]. Thèse de doctorat. Géophysique-Géochimie-Géomécanique. Grenoble 1 : Université Joseph Fourier [Consulté le 29 avril 2016]. 189 p. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Biog%C3%A9ochimie+structurale+du+zinc+et+du+plomb+par+spectroscopie+EXAFS+:+Interaction+avec+des+acides+humiques%2C+des+parois+cellulaires+de+champignon%2C+et+de+lichens.

SAULNIER, I., MUCCI, A. (2000). Trace metal remobilization following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay Fjord, Canada. Applied Geochemistry. Vol 15. [en ligne]. [Consulté le 27 juin 2016]. p. 203-222. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Trace+metal+remobilization+following+the+resuspension+of+estuarine+sediments:+Saguenay+Fjord%2C+Canada.

SELLALI, B. (1996). La pollution par les hydrocarbures pétroliers en Méditerranée Sud-occidentale ; contamination de l'eau et du sédiment superficiel des régions littorales Centre et Ouest de l'Algérie. Thèse de magistèr. Océanologie Biologique. Alger : ENSSMAL. 118 p.

SIGG, L., STUMM, W AND BEHRA, P. (1992). Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. France : Masson.391 p.

SIN, S.N., CHUA, H., LO, W., et al. (2001). « Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. Environment International, Vol. [en ligne]. [Consulté le 30 août 2016]. p. 297-301. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Assessment+of+heavy+metal+cations+in+sediments+of+Shing+Mun+River%2C+Hong+Kong.

TACK F. M., CALLEWAERT O.W.J.J., VERLOO M.G. (1996). Metal solubility as a function of pH in a contaminated dredged sediment affected by oxidation. Environmental Pollution, vol. 91, n°. 2. [en ligne]. [Consulté le 18 mai 2016]. p. 199-208. Disponible sur le web :

https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Metal+solubility+as+a+function+of+pH+in+a+contaminated+dredged+sediment+affected+by+oxidation.

TAIB ERRAHMANI, D. (2009). Etude de la pollution et de la géochimie par les métaux traces et les radioéléments dans les sédiments de la baie d'Alger. Mémoire d'ingénieur. Environnement. Alger : ENSSMAL, 99 p.

TESSIER A., CAMPBELL P.G.C., BISSON M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry, vol. 51, n° 7. [en ligne]. [Consulté le 23 juin 2016]. p. 844-851. Disponible sur le web : https://www.google.com.ph/webhp?sourceid=navclient&ie=UTF8&gws_rd=ssl#q=Sequential+extraction+procedure+for+the+speciation+of+particulate+trace+metals.

TESSIER, A., FORTIN D., BELZILE N., et al. (1996). Metal sorption to diagenetic iron and manganese oxyhydroxides and associated organic matter: Narrowing the gap between field and laboratory measurements. Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol. 60, No. 3. [en ligne]. [Consulté le 22 juin 2016]. p. 387-404. Disponible sur le web: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0016703795004130.

TOKALIOGLU, S., KARTAL, S., ELCI, L. (2000). Determination of heavy metals and their speciation in lake sediments by flame atomic absorption spectrometry after a four-stage sequential extraction procedure. Analytical Chimica Acta, vol. 413. [en ligne]. [Consulté le 17 juin 2016]. p. 33-40. Disponible sur le web: https://www.google.com.ph/search?sclient=psyab&biw=1304&bih=393&site=webhp&btnG=Rechercher&q=Detemination+of+heavy+metals+and+their+speciation+in+lake+sediments+by+flame+atomic+absorption+spectrometry+after+a+fourstage+sequential+extraction+procedure&oq=&gs_l=&pbx=1#q=Determination+of+heavy+metals+and+their+speciation+in+lake+sediments+by+flame+atomic+absorption+spectrometry+after+a+four-stage+sequential+extraction+procedure.

YUAN, C.G., SHI, J.B., HE, B., et al. (2004). Speciation of heavy metals in marine sediments from the East China Sea by ICP-MS with sequential extraction. Environment International, Vol. 30. [en ligne]. [Consulté le 22 juin 2016]. p 769-783. Disponible sur le web:
https://www.google.com.ph/search?sclient=psyab&biw=1304&bih=393&site=webhp&btn

G=Rechercher&q=Detemination+of+heavy+metals+and+their+speciation+in+lake+sediments+by+flame+atomic+absorption+spectrometry+after+a+fourstage+sequential+extraction+procedure&oq=&gs_l=&pbx=1#q=Speciation+of+heavy+metals+in+marine+sediments+from+the+East+China+Sea+by+ICP-MS+with+sequential+extraction.

YÜCESOY, F., ERGIN, M. (1992). Heavy-metal geochemistry of surface sediments from the southern Black Sea shelf and upper slope. Chemical Geology. Vol. 99. [en ligne]. [Consulté le 23 mars 2016]. p.265–287. Disponible sur le web: https://www.google.com.ph/search?sclient=psyab&biw=1304&bih=393&site=webhp&btnG=Rechercher&q=Detemination+of+heavy+metals+and+their+speciation+in+lake+sediments+by+flame+atomic+absorption+spectrometry+after+a+fourstage+sequential+extraction+procedure&oq=&gs_l=&pbx=1#q=Heavymetal+geochemistry+of+surface+sediments+from+the+southern+Black+Sea+shelf+and+upper+slope.

ZEGHDOUDI, E. (2006). Modélisation bioéconomique des pêcheries méditerranéennes. Application aux petits pélagiques de la baie de Bou Ismail. [en ligne]. Mémoire de master. Université de Barcelone. 71 p. [Consulté le 23 mars 2016]. Disponible sur le web: https://www.google.com.ph/search?sclient=psyab&biw=1304&bih=393&site=webhp&btnG=Rechercher&q=Detemination+of+heavy+metals+and+their+speciation+in+lake+sediments+by+flame+atomic+absorption+spectrometry+after+a+fourstage+sequential+extraction+procedure&oq=&gs_l=&pbx=1#q=Mod%C3%A9lisation+bio%C3%A9conomique+des+p%C3%AAcheries+m%C3%A9diterran%C3%A9ennes.+Application+aux+petits+p%C3%A9lagiques+de+la+baie+de+Bou+Ismail.

ZOUMIS, T., SCHMIDT, A., GRIGOROVA, L., et al. (2001). Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. The Science of the Total Environment, vol. 266. [en ligne]. [Consulté le 25 juin 2016]. p. 195-202. Disponible sur le web: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969700007403.

Annexes

Annexe I

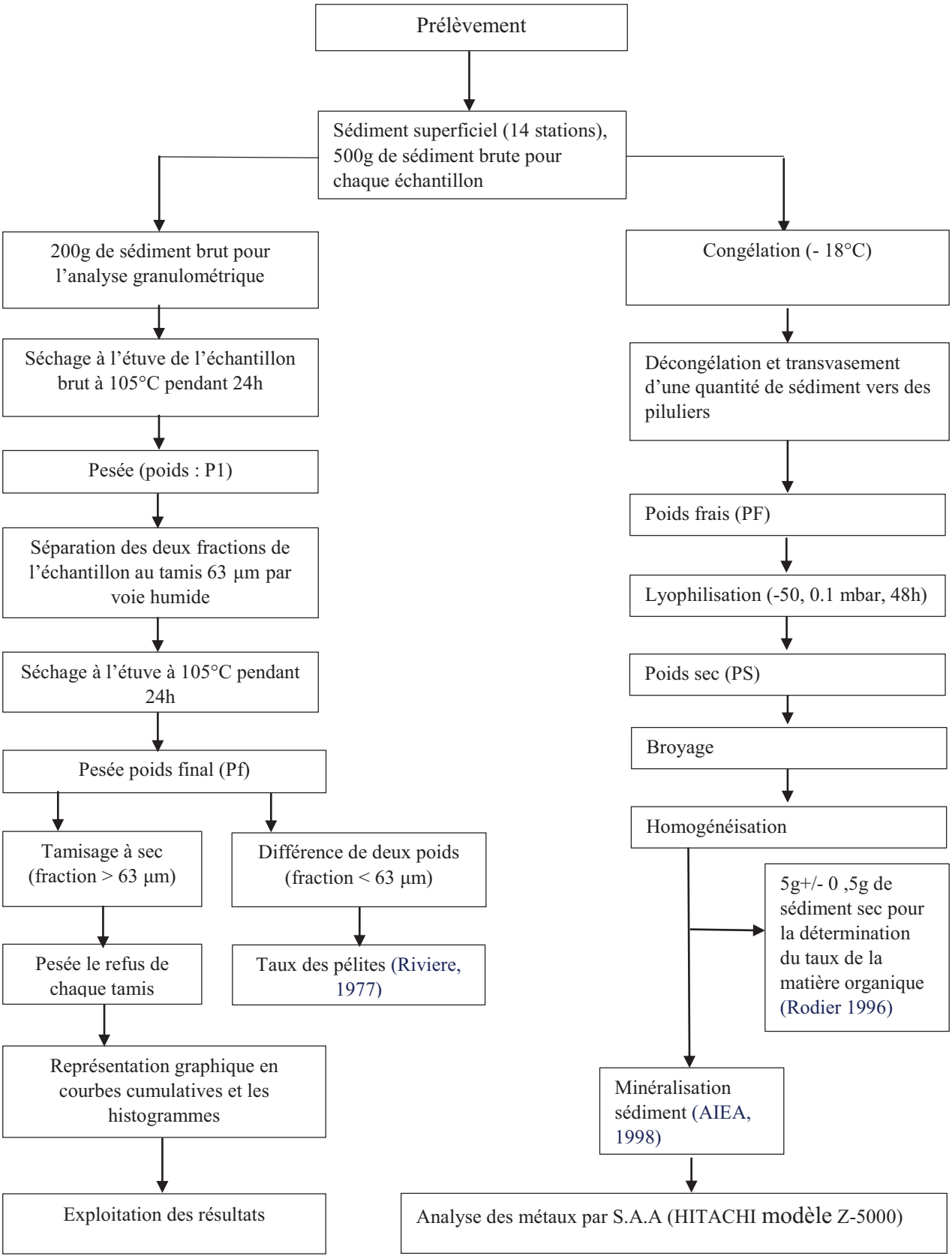


Figure 1 : Présentation schématique des différentes phases de traitement du sédiment superficiel

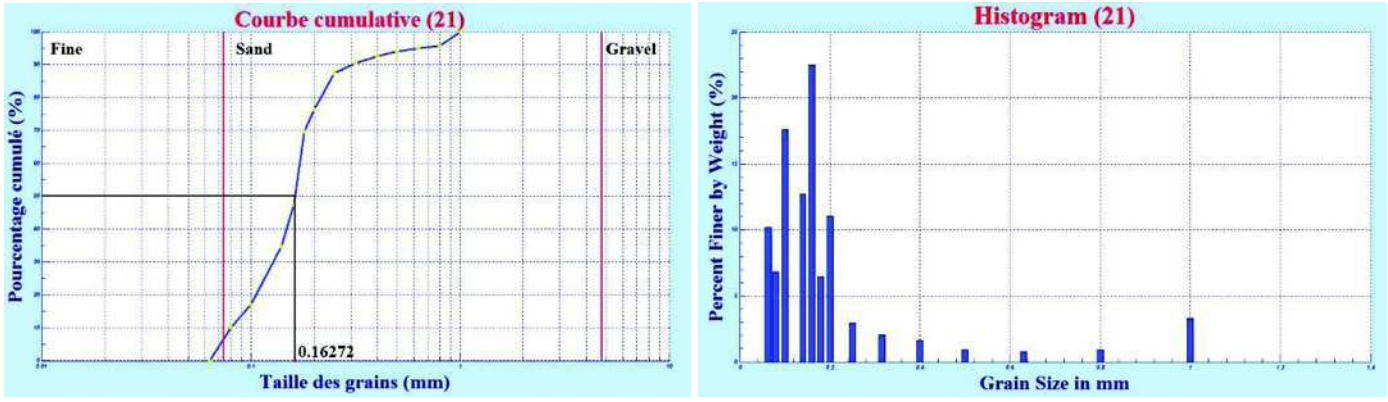


Figure 2 : Courbes granulométriques des stations étudiées dans la baie de Bou Ismail.

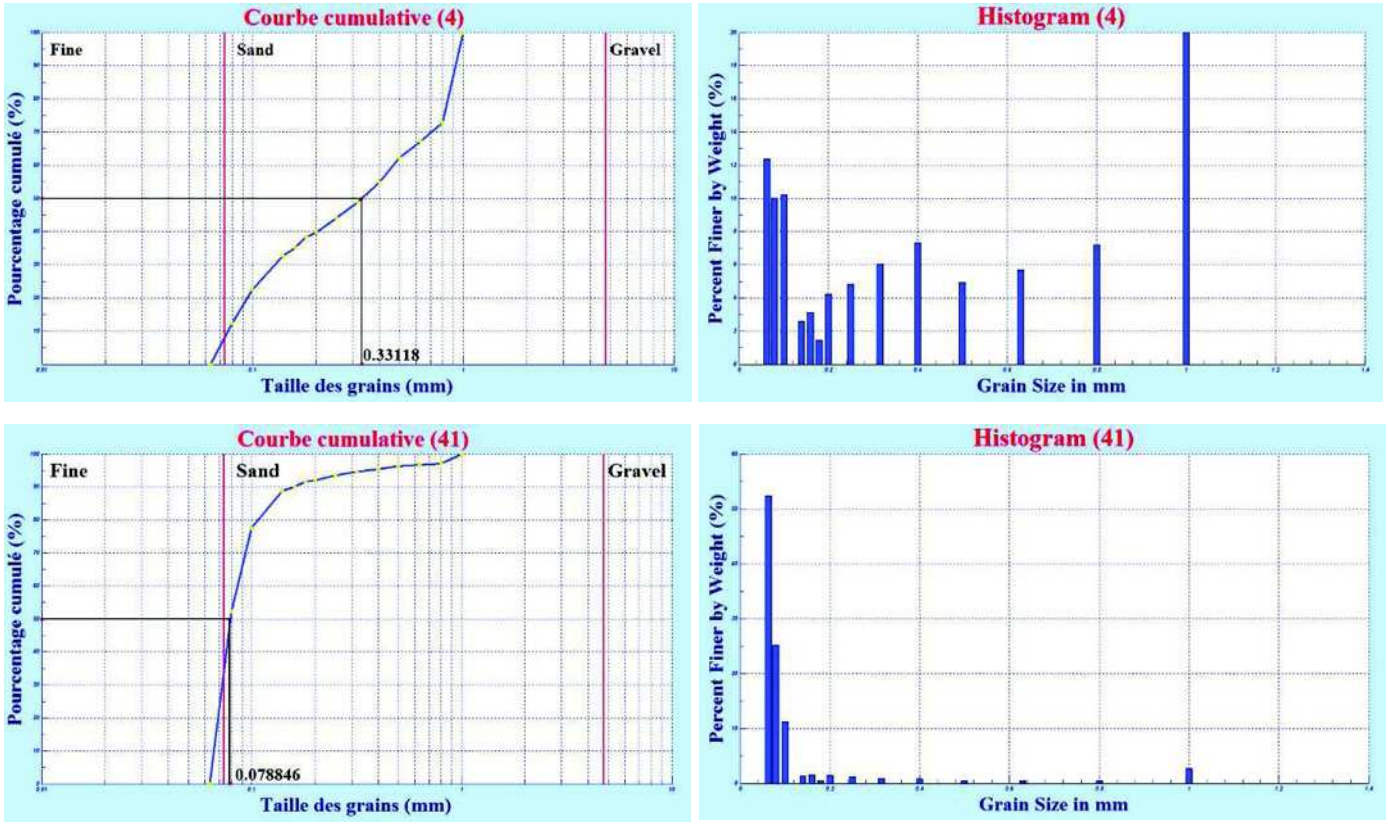


Figure 3 : Courbes granulométriques des stations étudiées dans la baie d'Alger.

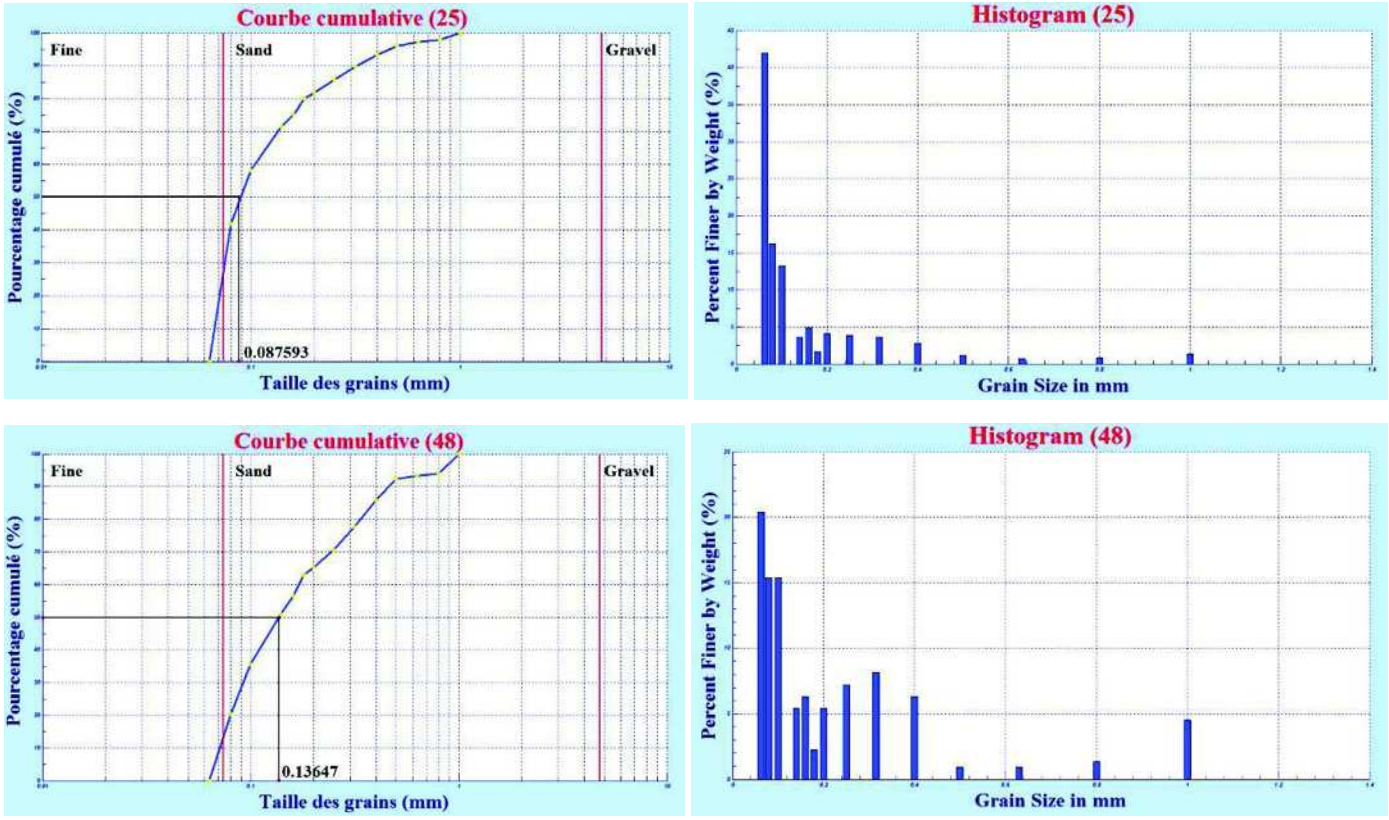


Figure 4 : Courbes granulométriques des stations étudiées dans la baie de Zemmouri.

Tableau 1 : les indices et paramètres granulométriques de la côte Algéroise

	Q25	Q75	D50	D60	D10	So	Sk	U
21	0,15	0,2	0,16272	0,16988	0,079535	1,154	0,99538	1,2655
4	0,12	0,8	0,33118	0,46463	0,076823	2,58	1,1137	0,45456
41	0,07	0,1	0,078846	0,083904	0,063919	1,195	0,68846	0,90898
25	0,072	0,17	0,087593	0,1034	0,06424	1,536	0,65683	0,79377
48	0,09	0,4	0,13647	0,13944	0,070182	2,108	0,78461	0,69921

	So	Sk	U
21	Très bien classé	Symétrie	Granulométrie uniforme
4	Mal classé	Asymétrie vers le grossier	Granulométrie uniforme
41	Très bien classé	Forte asymétrie vers le fin	Granulométrie uniforme
25	Assez bien classé	Forte asymétrie vers le fin	Granulométrie uniforme
48	Mal classé	Asymétrie vers le fin	Granulométrie uniforme

Annexe II

Tableau 2 : Valeurs de l'indice de classement par la méthode géométrique de Folk et Ward (Blott et Pye, 2001)

Classement	
Très bien classé	< 1,27
Bien classé	1,27 à 1,41
Assez bien classé	1,41 à 1,62
Moyennement classé	1,62 à 2
Mal classé	2 à 4
Très mal classé	4 à 16
Extrêmement mal classé	> 16

Tableau 3 : Les résultats de l'analyse de la fraction pélitique et de la matière organique dans la Côte Algéroise.

Stations	Mo (%)	Pélites (%)
4	17,18	94,235
8	5,655547556	
13	10,596	
21	10,89512839	89,48
25	10,74492551	91,47
29	14,85405838	
31	8,987281018	
33	14,71964486	
41	8,910752495	67,63
48	13,39105397	98,885
54	13,948	
57	13,55010299	
59	12,38626592	
62	7,143714012	

Tableau 5 : Gammes- étalons des métaux traces analysés dans le sédiment superficiel.

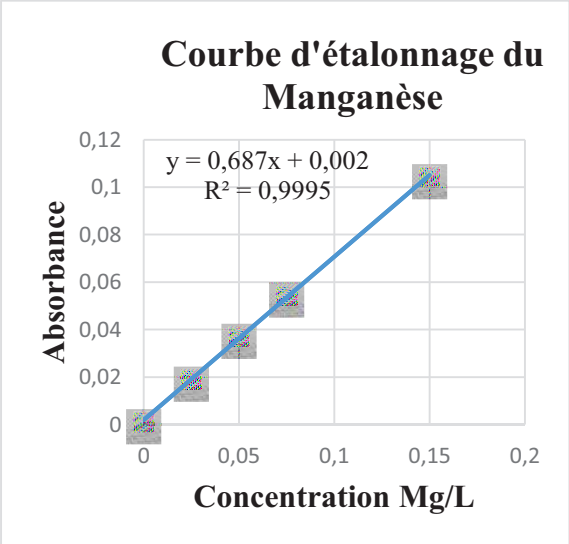
N° STD	CONC Mg Mn/L	ABS
Blanc	0	0,0011
STD1	0.025	0,019
STD2	0.05	0,0371
STD3	0.075	0,0545
STD4	0.15	0,1043

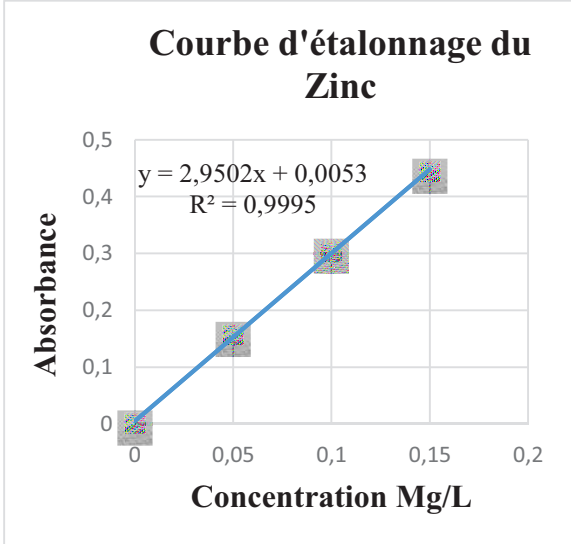
N° STD	CONC Mg Zn/L	ABS
Blanc	0	0.0014
STD1	0.05	0.1571
STD2	0.1	0.3032
STD3	0.15	0.4444

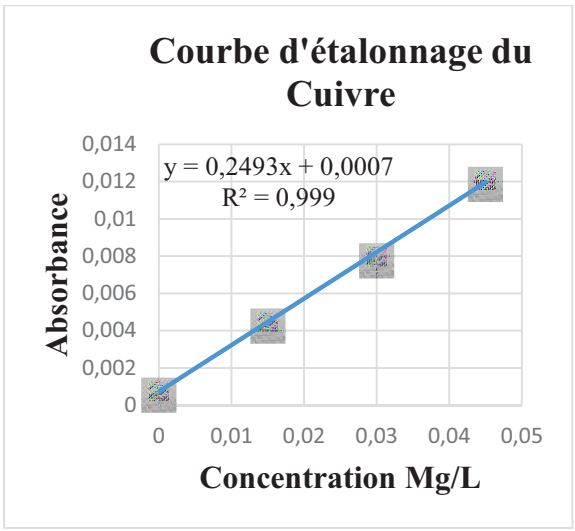
N° STD	CONC Mg Cu/L	ABS
Blanc	0	0,0008
STD1	0,015	0,0045
STD2	0,03	0,008
STD3	0,045	0,0121

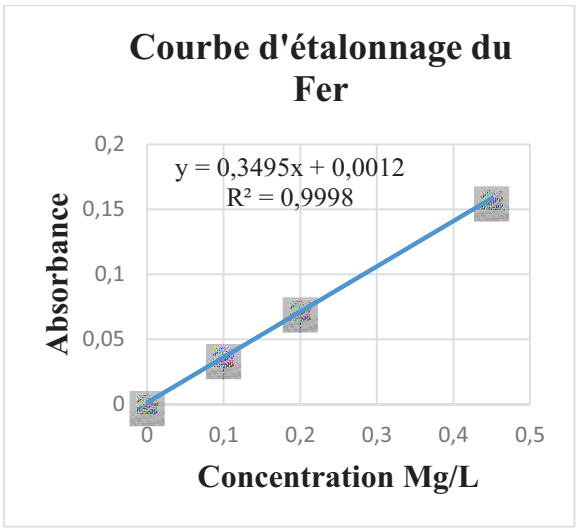
N° STD	CONC Mg Fe /L	ABS
Blanc	0	0,0002
STD1	0,1	0,0365
STD2	0,2	0,0723
STD3	0,45	0,1578

N° STD	CONC Mg Ni/L	ABS
Blanc	0	0,0021
STD1	0,015	0,0093
STD2	0,03	0,0134
STD3	0,045	0,0182
STD4	0,1	0,0386
STD5	0,2	0,0755









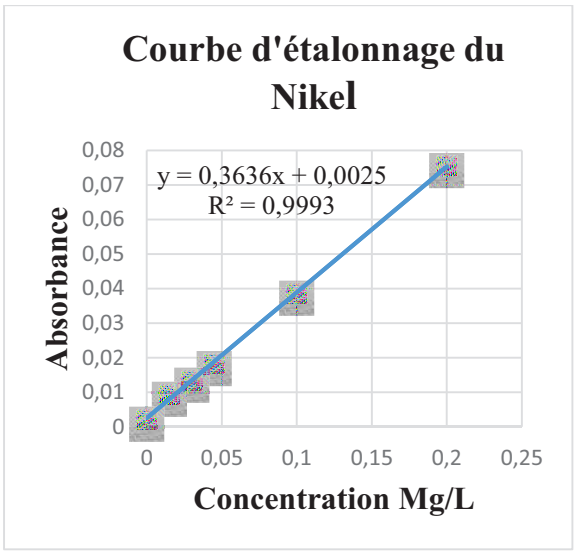


Figure 5 : Droites d'étalonnage des métaux traces analysés dans le sédiment superficiel.

Résumé :

Contamination des sédiments marins de la côte Algéroise par les métaux traces : influence de la texture granulométrique et de la nature minéralogique :

Dans le but d'évaluer le niveau de contamination métallique des sédiments superficiels de la côte Algéroise et de chercher une relation entre le taux de pélites, la distribution de la matière organique et les teneurs en ETM. 14 échantillons de sédiment superficiel ont été prélevés de façon à quadriller des zones à potentiel de pollution dans les baies de Bou Ismail, d'Alger et de Zemmouri.

La minéralisation des échantillons a été effectuée par une attaque acide d'eau régale (HNO3 + HCl, 1/3 V/V) selon le protocole décrit par l'A.I.E.A. Chaque série d'analyse a été contrôlée par un échantillon d'intercalibration de sédiment certifié (AIEA-433). Le dosage des ETM étudiés a été réalisé par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) à flamme de type HITACHI modèle Z-5000.

Les teneurs les plus élevés pour les cinq métaux (Mn, Cu, Zn, Ni et Fe) analysés se localisent en zone côtière. On peut conclure que la pollution dans la zone d'étude se manifeste spécifiquement au niveau des embouchures des Oueds et notamment au niveau de la station 4 située en face de l'Oued El Hamiz.

Les sédiments de la côte Algéroise sont relativement riches en matière organique, cette richesse est due en grande partie aux apports anthropiques des Oueds qui déversent dans les trois baies. Le taux des pélites (fraction < 63µm) le plus élevé (98,88%) est révélé dans la station 48 située au centre de la baie de Zemmouri où la profondeur est de 350 m. Les analyses de la fraction grossière du sédiment superficiel montrent que le fond des stations est tapissé par des sables moyens, généralement bien à très bien classés

Mots clés : Les ETM, la matière organique, le taux des pélites, la granulométrie, le sédiment superficiel.

Abstract:

Contamination of marine sediments of the Algerian coast by trace metals: influence of grain size and texture of the mineralogical nature:

In order to assess the level of metal contamination of surface sediments of the Algerian coast and seek a relationship between mudstones rate, distribution of organic matter and the contents of ETM. 14 surface sediment samples were collected in order to crisscross the potential areas of pollution in the bays of Bou Ismail, Algiers and Zemmouri

The mineralization of the samples was carried out by an acid attack water regia (HNO3 + HCl, 1/3 v / v) according to the protocol described by the A.I.E.A. Every test series was monitored by a sample intercalibration certified sediment (IAEA-433). The dosage of the studied ETM was conducted by atomic absorption spectrophotometry (AAS) flame type HITACHI Z-5000 model

The highest levels for five metals (Mn, Cu, Zn, Ni and Fe) analyzed are located in the coastal zone. it can be concluded that pollution in the study area is specifically manifested in the mouths of wadis and in particular at the station 4 in front of Oued El Hamiz.

The sediments of the Algerian coast are relatively rich in organic matter, this wealth is largely due to anthropogenic inputs of wadis which flow into the three bays. mudstones of the rate (fraction <63µm) the highest (98.88%) was found in 48 station located in the center of the Bay of Zemmouri where the depth is 350 m. The analyzes of the coarse fraction of the surface sediment show that the base stations is covered by medium sands, generally good to very good classified

Keywords: ETM, organic matter, the rate of mudstones, particle size, surface sediment.

الملخص:

تلوث الرواسب البحرية للساحل الجزائري بالمعادن الثقيلة : تأثير حجم الرواسب والطبيعة المعدنية :

بهدف تقييم مستوى التلوث بالمعادن الثقيلة للرواسب السطحية على الساحل الجزائري والبحث عن علاقة بين نسبة الجزيئات الدقيقة، توزيع المادة العضوية وتراكيز المعادن الثقيلة. تم جمع 14 عينة من الرواسب السطحية في المناطق المحتملة للتلوث في الخلجان: بوسماعيل، الجزائر و زموري.

تم تحليل المعادن المدروسة بواسطة آلة طيف الامتصاص الذري (SAA) باستخدام الشعلة من نوع (HITACHI Z-5000).

التراكيز الجد عالية للمعادن الخمسة (المنغنيز، النحاس، الزنك، النيكل والحديد) المدروسة تقع في المنطقة الساحلية، يمكننا أن نستخلص أن التلوث في منطقة الدراسة يتجلى على وجه التحديد في مصبات الوديان ؤ خصوصا في المنطقة 4 التي تتموضع بالقرب من واد الحميز.

رواسب الساحل الجزائري غنية نسبيا بالمواد العضوية، هذه التراكيز العالية ترجع بنسبة كبيرة الى مصبات الوديان التي تحتوي على مخلفات اصطناعية والتي تتدفق في الخلجان الثلاثة.

نسبة الجزيئات الدقيقة (جزء < 63 µm) الأكبر (98.88 %) سجلت في المنطقة 48 الواقعة في مركز خليج زموري حيث يبلغ العمق 350م.

تحليل الجزيئات الخشنة للرسوبيات السطحية أظهر أن قاعدة جميع المناطق تتكون من الرمل المتوسط وتكون عموما جيدة التصنيف إلى جيدة جدا.

كلمات مفتاحية: المعادن الثقيلة، المادة العضوية، نسبة الجزيئات الدقيقة، حجم الرواسب، الرسوبيات السطحية.