

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche scientifique

Université Badji Mokhtar –Annaba-

Faculté des sciences

Département des Sciences de la Mer



Laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux

THESE

**Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Docteur en Sciences de la Mer
Option : Biologie et physiologie des organismes marins**

**La pollution par les métaux lourds dans la région
d'Annaba « Sources de contamination des
écosystèmes aquatiques »**

Présentée par :

BELABED BOURHANE – EDDINE

Directeur de thèse

M. M. BENSOUILAH (Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba)

Devant le jury d'examen :

PRESIDENT : R. OUZROUT (Professeur, Université el Taref)

EXAMINATEURS : L. DJABRI (Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba)

S. BENYACOUB (Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba)

M. HOUHAMDI (Professeur, Université – Guelma)

2010

C'est avec une grande joie et une certaine émotion que je rédige ces lignes de remerciements.

Je tiens en premier lieu à exprimer ma profonde gratitude à mon directeur de thèse, le **Professeur Mourad Bensouilah**, pour la confiance qu'il m'a témoignée, la liberté qu'il m'a accordée et les conseils qu'il m'a prodigués sont des éléments qui ont fortement contribué à la réalisation de ce travail de recherche.

Mes remerciements vont aux membres de jury.

Monsieur R. OUZROUT

Professeur, Université El Taref, pour l'honneur qu'il me fait de présider le jury, malgré les nombreuses tâches qui lui incombent.

Monsieur L. DJABRI

Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba, qui m'a fait l'honneur de participer au jury et pour l'intérêt qu'il manifeste, encore une fois, pour l'examen de ce travail. Qu'il trouve ici l'expression de toute ma gratitude.

Monsieur S. BENYACOUB

Professeur, Université Badji Mokhtar - Annaba de faire l'honneur de bien vouloir juger ce travail, je vous prie d'accepter le témoignage de ma respectueuse reconnaissance.

Monsieur M. HOUHAMDI

Professeur, Université - Guelma, qui sans hésitation a répondu favorablement pour être membre du jury, qu'il trouve ici l'expression de toute ma gratitude.

Je tiens également à remercier :

Monsieur Jacques Mudry, directeur de recherche au CNRS, laboratoire Chrono Environnement et Professeur à l'université Franche-Comté, Besançon, pour m'avoir accueilli dans son laboratoire et m'a initié à l'analyse en composantes principales, je n'oublierai guère sa gentillesse et sa sympathie.

Monsieur Lotfi Alaya, directeur de recherche au CNRS, laboratoire Environnement Homme et Santé et Professeur à l'université Franche-Comté, Besançon, pour son accueil au sein de son laboratoire, qu'il trouve ici l'expression de toute ma gratitude.

Madame, Valérie Verneaux, directeur de recherche au CNRS, et Professeur à l'université Franche-Comté, Besançon, pour son accueil, son aide, sa disponibilité et sa gentillesse. Qu'elle trouve ici l'expression de mon entière reconnaissance.

Ce travail fut financé en partie par l'ANDRS, sans laquelle la partie analytique de cette thèse n'aurait pu être achevée, ainsi mes remerciements vont à son personnel et surtout à Madame le Professeur Mentouri Zahia, et à Monsieur Rekik Tahar.

Je tiens à remercier dans leur globalité toutes les équipes des laboratoires U.R.A.S.M.-Sider-El-Hadjar, Annaba, ENIP du CP1K-Skikda.

Je remercie mes partenaires du quotidien.

Pardon à toutes celles et ceux que j'ai oubliés.

À mes deux enfants, Sami et

Nina ;

À ma femme Nora

Résumé

L'objectif visé dans cette étude est la détermination de l'importance des apports anthropiques en métaux lourds dans les écosystèmes aquatiques de la région extrême nord-est d'Algérie. Pour cela, nous avons retenu l'ensemble du Golfe d'Annaba, les deux oueds Seybouse et Meboudja et la lagune El Mellah et le lac Tonga. Le choix de ces écosystèmes aquatiques est basé sur les caractéristiques propres à chaque région.

Cette étude préliminaire a pour objectif fondamental l'évaluation du niveau de contamination de notre zone d'étude par les éléments traces métalliques (ETM) fer, cuivre, zinc, manganèse, chrome, nickel, plomb, cadmium et mercure. Les métaux lourds ont été dosés dans les différents compartiments de l'écosystème : eaux de surface, sédiments superficiels et organismes vivants (moule de l'espèce *Perna perna*).

Les dosages de cadmium et de plomb sont réalisés à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à four graphite et ceux du zinc, cuivre, nickel, chrome, manganèse et fer à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme. Le dosage du mercure est effectué par fluorescence atomique après formation de vapeurs froides en présence de chlorure stanneux.

Les niveaux de contamination du sédiment ont été déterminés par le calcul de l'indice de contamination (IC) de chaque élément dosé ; cet indice représente le rapport entre la valeur guide de l'élément trace considéré (en référence aux valeurs guides admises par l'Agence du bassin Rhône-Méditerranée-Corse) et sa teneur dans le sédiment étudié. Quant au niveau de contamination des moules et des eaux superficielles, il est fait référence aux valeurs guides de la communauté européenne et les recommandations algériennes.

- Les sédiments montrent une contamination par :
 - Le fer de toute la partie Est du Golfe, du port, de l'oued Meboudja (classe 3) et des 2 lacs;
 - Le plomb de la zone périurbaine du littoral délimitée par « Bettah » à l'est et « Saint Cloud » à l'ouest, du port (11 à 20 fois la valeur guide, classe 3), de l'oued Meboudja (classe 3), de la partie nord du lac Tonga.
 - Le cadmium de Sidi Salem jusqu'à Bettah, du port (7 fois les valeurs guides admises, dans la petite darse), de l'oued Meboudja, partie nord du lac Tonga.
 - Le nickel de Sidi Salem II jusqu'à Bettah, du port (petite darse), de la lagune (classe 3, en période hivernale, dans la station 1).
 - Le chrome au Lever de l'aurore et à Saint Cloud, du port (petite darse), de l'oued Meboudja, de la lagune (classe 3 dans la station 2).
 - Le zinc de Sidi Salem I et II, du port (dans la petite darse, les teneurs en zinc font 11 fois la valeur guide admise).
 - Le **cuivre** au Lever de l'aurore, du port (teneur en cuivre dans la petite darse fait 7 fois la valeur guide).
 - Le mercure de la petite darse à la sortie du port (5 à 20 fois la valeur guide).
 - Le manganèse de Sidi Salem jusqu'à Boukhmira, du port (petite darse).
- Les moules prélevées dans certaines parties du Golfe, en référence aux recommandations algériennes, ne montrent pas de contamination par les métaux lourds dosés ; ce sont généralement les moules de Sidi Salem qui montrent les teneurs en ces ETM les plus élevées.
- Les eaux de surface des deux lacs et des oueds montrent une contamination par le fer, le plomb, le cadmium, le nickel, le chrome et le manganèse ; Le mercure contamine seulement les eaux du lac Tonga et les oueds.

L'impact anthropique sur les écosystèmes retenus dans le cadre de ce travail est mis en évidence par:

- Cette forte contamination métallique du sédiment superficiel notée dans l'enceinte du port et la variation des teneurs selon un gradient de concentration décroissant allant de la station 1 (petite darse) à la sortie de l'enceinte portuaire.
- Cette forte présence d'éléments traces métalliques dans la zone de Sidi Salem et l'importante baisse de leurs teneurs au niveau du Cap de Garde et du Cap Rosa; ces variations sont notées aussi bien dans les sédiments que dans les moules ;
- Cette forte contamination, dans l'oued Meboudja, des sédiments des stations situées en aval du complexe sidérurgique et à proximité de sources polluantes localisées dans la zone industrielle de Chaiba et Pont Bouchet.

Les contaminations notées dans le cadre de cette étude semblent avoir diverses origines : industrielles (rejets dans les eaux et l'atmosphère, cas du fer, plomb, cadmium), urbaines (rejets domestiques et trafic routier...) et agricole... ; Ces contaminations seraient, par ailleurs, favorisées par l'hydrodynamisme et la courantologie propres à certaines zones (Sidi Salem dans le Golfe et la petite darse dans le port.

Mots clés : Métaux lourds ; Niveaux de contamination ; extrême nord-est d'Algérie ;

ABSTRACT

In this study, evaluation of heavy metal pollution by Iron, Lead, Cadmium, Nickel, Chromium, Zinc, Copper, Manganese, and Mercury, originated from human activities, was carried out through 19 sampling stations dispatched in the gulf of Annaba, Mellah lagoon, lake Tonga and Seybouse and Meboudja wadis.

Samplings concerned the sediment surface, the mussel *Perna perna* as well as the surface waters. Contamination levels of Cadmium and Lead were evaluated using a graphite furnace atomic absorption spectrophotometer, and a flame atomic absorption spectrophotometer for measurement of Zinc, Copper, Nickel, Chromium, Manganese and Iron. The amount of Mercury is evaluated by atomic fluorescence following cold vapours formation. The presence of heavy metal pollutants shows a heterogeneous space distribution

- Iron: detected in the eastern part of Annaba Gulf and at port, Meboudja, and Mellah and Tonga stations

-Lead: prevalent at port (11 to 20 times the standard admitted level), St Cloud, Battah, Meboudja stations, and in the Northern part of Tonga.

-Nickel: present at Sidi Salem, Battah and Mellah stations.

- Chromium: detected at St Cloud, Lever de l'Aurore, Port, Meboudja and Mellah stations.

- Zinc: present at Port (11 times the standard admitted level) and Sidi Salem stations.

- Copper: present at Port (11 times the standard admitted level) and Lever de l'Aurore stations.

- Manganese: present at Port stations and in the area between Sidi Salem and Boukhmira stations.

- Mercury: prevalent at Port stations (5 to 20 times the standard admitted level) .

Samplings of *Perna perna* taken from the West coast of Annaba Gulf did not show any contamination by heavy metals. However, highest levels of contamination were recorded in specimens from Sidi Salem station.

Samplings of the surface waters from Mellah, Tonga, Seybouse and Meboudja stations revealed the presence of Iron, Lead, Cadmium, Nickel, Chromium and Manganese. Mercury contaminates waters of Lake Tonga and Seybouse and Meboudja wadis. The human impact is characterized at the origin of industrial, urban and agricultural wastes favouring a contamination linked to the particular dynamism of the local inland water streams and sea-currents within the studied areas.

Key words: Heavy metals, Levels of contamination, Algeria.

Liste des figures

N° Figure	Titre	P
Figure 1	Devenir des ETM dans un système aquatique (Di Toro <i>et al.</i> 2001)	23
Figure 2	Cinétique des ETM dans un organisme aquatique (Modèle monocompartimental)	25
Figure 3	Schématisation du partage des polluants entre les différents compartiments du milieu aquatique	27
Figure 4	Schéma représentatif des deux type de transport de métaux en solution	28
Figure 5	Schéma récapitulatif du modèle de l'ion libre (d'après Campbell, 1995) (K_1 , K_2 et K_3 vitesse de réaction)	29
Figure 6	Mécanismes d'excrétion des métaux chez les bivalves (George, 1980)	30
Figure 7	Schéma des différentes étapes de la nutrition des bivalves	33
Figure 8	Présentation schématique des trois groupes de facteurs interagissant dans le processus de bioaccumulation des métaux traces chez la moule	34
Figure 9	Paramètres biotiques et abiotiques conditionnant la bioconcentration chez la moule (adapté de cossa, 1987 par Laurier, 2001)	35
Figure 10	Contexte géologique de la basse plaine de Seybouse (vila, 1980)	37
Figure 11	Esquisse structurale du golfe d'Annaba (Rapport interne, SONATRACH, 1969)	39
Figure 12	Coupes hydrogéologiques au travers de la plaine d'Annaba (in Debieche, 2002).	40
Figure 13	Précipitations annuelles médianes « normales» (1965-1995) (D'après ANRH-GTZ, 2003)	43
Figure 14	situation géographique des nappes	46
Figure 15	Bilan hydrodynamique entre oued – nappe superficielle – nappe des graviers (in Debieche 2002)	47
Figure 16	Position géographique du golfe d'Annaba et sites d'échantillonnage	49
Figure 17	présentation du port et des stations de prélèvement	50
Figure 18	Situation de la zone d'étude dans le bassin versant des oueds Meboudja – Seybouse et les sites de prélèvement (Debieche 2002, modifiée)	52
Figure 19	Situation géographique du lac Tonga et la lagune El mellah (source BNEDER 2004, modifiée)	53
Figure 20	Réseau hydrographique de la lagune Mellah et localisation des stations de prélèvement (BNEDER 2004, modifiée)	54
Figure 21	Réseau hydrographique du lac Tonga et localisation des stations de prélèvement (BNEDER 2004, modifiée)	55
Figure 22	Distribution des teneurs en fer (en mg.kg^{-1} de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	64
Figure 23	Distribution des teneurs en cuivre (en mg.kg^{-1} de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	64
Figure 24	Distribution des teneurs en zinc (en mg.kg^{-1} de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	65
Figure 25	Distribution des teneurs en chrome (en mg.kg^{-1} de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	66
Figure 26	Distribution des teneurs en manganèse (en mg.kg^{-1} de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	66

Figure 27	Distribution des teneurs en nickel (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	67
Figure 28	Distribution des teneurs en plomb (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	68
Figure 29	Distribution des teneurs en cadmium (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	69
Figure 30	Distribution des teneurs en mercure (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	69
Figure 31	Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) en plomb relevées dans la chair de moules.	80
Figure 32	Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) en mercure relevées dans la chair de moules.	81
Figure 33	Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) en cadmium relevées dans la chair de moules.	82
Figure 34	Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) en zinc relevées dans la chair de moules.	82
Figure 35	Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) en cuivre relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations	83
Figure 36	Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) en nickel relevées dans la chair de moules.	84
Figure 37	Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) en chrome relevées dans la chair de moules.	85
Figure 38	Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) en manganèse relevées dans la chair de moules.	86
Figure 39	Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) en fer relevées dans la chair de moules.	86
Figure 40	ACP pour les teneurs en métaux lourds (2 campagnes)	90
Figure 41	AFD pour les stations	91
Figure 42	AFD pour les seasons	92
Figure 43	Teneurs (ppm) en fer relevées dans les eaux surface de l'oued Meboudja	93
Figure 44	Teneurs (ppm) en fer relevées dans les eaux surface de l'oued Seybouse	93
Figure 45	Teneurs (ppm) en cuivre relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja.	94
Figure 46	Teneurs (ppm) en cuivre relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse.	94
Figure 47	Teneurs (ppm) en zinc relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja	95
Figure 48	Teneurs (ppm) en zinc relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse.	95
Figure 49	Teneurs (ppm) en manganèse relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja.	95
Figure 50	Teneurs (ppm) en manganèse relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse).	95
Figure 51	Teneurs (ppm) en nickel relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja.	96
Figure 52	Teneurs (ppm) en nickel relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse.	96
Figure 53	Teneurs (ppm) en chrome relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja.	97
Figure 54	Teneurs (ppm) en chrome relevées dans les eaux de surface de l'oued	97

	Seybouse.	
Figure 55	Teneurs (ppm) en plomb relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja.	98
Figure 56	Teneurs (ppm) en plomb relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse.	98
Figure 57	Teneurs (ppm) en cadmium relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja.	99
Figure 58	Teneurs (ppm) en cadmium relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse.	99
Figure 59	Teneurs (ppm) en mercure relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja.	100
Figure 60	Teneurs (ppm) en mercure relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse	100
Figure 61	Teneurs en fer (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja	101
Figure 62	Teneurs en fer (en mg.kg ⁻¹ de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse	101
Figure 63	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en cuivre relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja.	102
Figure 64	Teneurs (en mg.kg ⁻¹) en cuivre relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse.	102
Figure 65	Teneur (mg.kg ⁻¹) en zinc relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja.	103
Figure 66	Teneur (mg.kg ⁻¹) en zinc relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse.	103
Figure 67	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en manganèse relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja.	104
Figure 68	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en manganèse relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse.	104
Figure 69	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en nickel relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja.	106
Figure 70	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en nickel relevées dans le sédiment Superficiel de l'oued Seybouse.	106
Figure 71	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en chrome relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja.	107
Figure 72	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en chrome relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse.	107
Figure 73	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en plomb relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja (Année 2007).	108
Figure 74	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en plomb relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse.	108
Figure 75	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en cadmium relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja.	110
Figure 76	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en cadmium relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse.	110
Figure 77	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en mercure relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja.	111
Figure 78	Teneurs (mg.kg ⁻¹) en mercure relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse.	111
Figure 79	Distribution spatiotemporelle des concentrations en fer relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.	119

Figure 80	Distribution spatiotemporelle des teneurs en fer relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah/	119
Figure 81	Distribution spatiotemporelle des concentrations en cuivre relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.	121
Figure 82	Distribution spatiotemporelle des teneurs en cuivre relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	121
Figure 83	Distribution spatiotemporelle des concentrations en zinc relevées dans l'eau de Surface de la lagune El-Mellah	123
Figure 84	Distribution spatiotemporelle des teneurs en zinc relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	123
Figure 85	Distribution spatiotemporelle des concentrations en manganèse relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.	124
Figure 86	Distribution spatiotemporelle des teneurs en manganèse relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	124
Figure87	Distribution spatiotemporelle des concentrations en nickel relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.	126
Figure 88	Distribution spatiotemporelle des teneurs en nickel relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	126
Figure 89	Distribution spatiotemporelle des concentrations en chrome relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.	128
Figure 90	Distribution spatiotemporelle des teneurs en chrome relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	128
Figure 91	Distribution spatiotemporelle des concentrations en plomb relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.	129
Figure 92	Distribution spatiotemporelle des teneurs en plomb relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	129
Figure 93	Distribution spatiotemporelle des concentrations en cadmium relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.	131
Figure 94	Distribution spatiotemporelle des teneurs en cadmium relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	131
Figure 95	Distribution spatiotemporelle des concentrations en mercure dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.	132
Figure 96	Distribution spatiotemporelle des teneurs en mercure relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	133
Figure 97	Distribution spatiotemporelle des teneurs en fer relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.	134
Figure98	Distribution spatiotemporelle des teneurs en fer relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.	135
Figure 99	Distribution spatiotemporelle des concentrations en cuivre relevées dans l'eau de surface du lac Tonga	136
Figure 100	Distribution spatiotemporelle des teneurs en cuivre relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.	136
Figure 101	Distribution spatiotemporelle des concentrations en zinc relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.	138
Figure 102	Distribution spatiotemporelle des teneurs en zinc relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.	138
Figure 103	Distribution spatiotemporelle des concentrations en manganèse relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.	139
Figure 104	Distribution spatiotemporelle des teneurs en manganèse relevées dans le	

	sédiment superficiel du lac Tonga.	140
Figure 105	Distribution spatiotemporelle des concentrations en nickel relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.	141
Figure 106	Distribution spatiotemporelle des teneurs en nickel relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga	142
Figure 107	Distribution spatiotemporelle des concentrations en chrome relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.	143
Figure108	Distribution spatiotemporelle des teneurs en chrome relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.	143
Figure 109	Distribution spatiotemporelle des concentrations en plomb relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.	145
Figure 110	Distribution spatiotemporelle des teneurs en plomb relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.	145
Figure 111	Distribution spatiotemporelle des concentrations en cadmium relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.	146
Figure 112	Distribution spatiotemporelle des teneurs en cadmium relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.	147
Figure 113	Distribution spatiotemporelle des teneurs en mercure relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.	148

LISTE DES ABREVIATIONS

ACP: Analyse en composantes principales

ATSDR: Agency for toxic substances and disease registry

AV1 : Analyse de la variance à un critère de classification

BCF : Facteur de bioconcentration.

BNEDER : Bureau national des études et du développement rural Alger.

BV : Bassin Versant

CCE : Conseil De la Communauté Européenne

CE : Communauté Européenne

DRA : Direction de la Recherche Appliquée

ENIP : Entreprise Nationale de la pétrochimie

ETM : Eléments traces métalliques.

EU : European Union

FAO : Food and Agriculture Organisation

Ft : Facteur de transfert.

GDR : Groupement de recherche.

HCl : Acide chlorhydrique.

HNO₃ : Acide nitrique.

IC : Indice de condition

IFREMER : Institut Français pour la Recherche et l'Exploitation durable de la Mer

INERIS : Institut National de l'Environnement industriel et des Risques.

JECFA: Joint Expert Comitte for Food Additives.

NA : Numéro Atomique.

OMS : Organisation Mondiale de la santé

ONU : Organisation des Nations Unies

P.h : Poids humide.

P.s : Poids sec.

RNO : Réseau National d'Observation

SAA : Spectrophotomètre d'Absorption Atomique.

URASM : Unité de Recherche Appliqueé en Sidérurgie Métallurgie

USEPA : United States Environment Protection Agency

WHO : World Health Organisation

WQC : Water Quality Criteria.

Liste des tableaux

N° tableau	Titre	Page
Tableau 1	Classification périodique des éléments métalliques analysés	6
Tableau 2	Les sources potentielles industrielles de rejets de fer.	8
Tableau 3	Les applications industrielles du manganèse	13
Tableau 4	Les diverses industries utilisatrices du chrome	16
Tableau 5	Les principales espèces de mercure dans les eaux naturelles (Cossa et Ficht, 1999)	20
Tableau 6	Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les TEC (Mac Donald et al.,2000)	24
Tableau 7	Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les PEC (Mac Donald et al.,2000)	24
Tableau 8	Description géologique et hydrogéologique de la plaine d'Annaba	41
Tableau 9	Températures moyennes mensuelles de 1977à 2007 (station « les Salines ») 43	43
Tableau 10	Evolution du débit en fonction des précipitations (d'octobre1984 à mai 1985)	45
Tableau 11	Gamme d'étalonnage du Cadmium.	58
Tableau 12	Programme électrothermique pour le dosage du cadmium dans l'eau	58
Tableau 13	Programme électrothermique pour le dosage du plomb dans l'eau	59
Tableau 14	Gamme d'étalonnage du Plomb.	59
Tableau 15	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en métaux lourds relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba.	63
Tableau 16	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en fer relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	63
Tableau 17	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en cuivre relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	64
Tableau 18	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en zinc relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	65
Tableau 19	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en chrome relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	65
Tableau 20	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en manganèse relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	66
Tableau 21	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en nickel relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	67
Tableau 22	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en plomb relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	68
Tableau 23	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en cadmium relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	68
Tableau 24	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en mercure relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba	69

Tableau 25	Indice de contamination (IC) de chaque métal lourd dosé dans le sédiment du littoral d'Annaba	70
Tableau 26	Distribution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en métaux lourds relevées dans le sédiment Superficiel du port d'Annaba.	73
Tableau 27	Indice de contamination (IC) de chaque métal lourd dosé dans le sediment du port d'Annaba.	73
Tableau 28	Evolution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en plomb relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations	80
Tableau 29	Evolution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en mercure relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations	81
Tableau 30	Evolution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en cadmium relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations.	81
Tableau 31	Evolution des teneurs (en mg/kg-1 de poids sec) en zinc relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations	82
Tableau 32	Evolution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en cuivre relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations	83
Tableau 33	Evolution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en nickel relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations	84
Tableau 34	Evolution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en chrome relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations.	84
Tableau 35	Evolution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en manganèse relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations	85
Tableau 36	Evolution des teneurs (en mg.kg-1 de poids sec) en fer relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations	86
Tableau 37	Résultats de l'AVI appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en fer relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	93
Tableau 38	Résultats de l'AVI appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en cuivre relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	94
Tableau 39	Résultats de l'AVI appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en zinc relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	95
Tableau 40	Résultats de l'AVI appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en manganèse relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	96
Tableau 41	Résultats de l'AVI appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en nickel relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	96
Tableau 42	Résultats de l'AVI appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en chrome relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	97
Tableau 43	Résultats de l'AVI appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en plomb relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	98
Tableau 44	Résultats de l'AVI appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en cadmium relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	99

Tableau 45	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en mercure relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	100
Tableau 46	Indice de contamination, par le fer, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.	101
Tableau 47	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en fer relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	101
Tableau 48	Indice de contamination, par le cuivre, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.	102
Tableau 49	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en cuivre relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	103
Tableau 50	Indice de contamination, par le zinc, dans le sédiment superficiel des oueds Meboudja et Seybouse.	104
Tableau 51	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en zinc relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	104
Tableau 52	Indice de contamination, par le manganèse, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.	105
Tableau 53	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en manganèse relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	105
Tableau 54	Indice de contamination, par le nickel, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse	106
Tableau 55	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en nickel relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	106
Tableau 56	Indice de contamination par le chrome des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.	108
Tableau 57	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en chrome relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	108
Tableau 58	Indice de contamination par le plomb des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.	109
Tableau 59	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en plomb relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	109
Tableau 60	Indice de contamination par le cadmium des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.	110
Tableau 61	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en cadmium relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	110

Tableau 62	Indice de contamination par le mercure des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse	111
Tableau 63	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en mercure relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.	112
Tableau 64	Teneurs en fer relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah	119
Tableau 65	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en fer entre les saisons	120
Tableau 66	Valeurs de l'indice de contamination par le fer du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	120
Tableau 67	Teneurs en cuivre relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah.	120
Tableau 68	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en cuivre entre les saisons	121
Tableau 69	Valeurs de l'indice de contamination par le cuivre du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah	122
Tableau 70	Teneurs en zinc relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah.	122
Tableau 71	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en zinc entre les saisons	123
Tableau 72	Valeurs de l'indice de contamination par le zinc du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah	123
Tableau 73	Teneurs en manganèse relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah	124
Tableau 74	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en manganèse entre les saisons	125
Tableau 75	Valeurs de l'indice de contamination par le manganèse du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah	125
Tableau 76	Teneurs en nickel relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah	125
Tableau 77	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en nickel entre les saisons.	126
Tableau 78	Valeurs de l'indice de contamination par le nickel du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah	127
Tableau 79	Teneurs en chrome relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah.	127
Tableau 80	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en chrome entre les saisons	128
Tableau 81	Valeurs de l'indice de contamination par le chrome du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	128
Tableau 82	Teneurs en plomb relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de La lagune El-Mellah	129
Tableau 83	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en plomb entre les saisons	130
Tableau 84	Valeurs de l'indice de contamination par le plomb du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	130

Tableau 85	Teneurs en cadmium relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah	130
Tableau 86	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en cadmium entre les saisons	131
Tableau 87	Valeurs de l'indice de contamination par le cadmium du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	132
Tableau 88	Teneurs en mercure relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah.	132
Tableau 89	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en mercure entre les saisons	133
Tableau 90	valeurs de l'Indices de contamination par le mercure du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.	133
Tableau 91	Teneurs en fer relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga.	134
Tableau 92	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en fer entre les saisons.	135
Tableau 93	Variations de l'indice de contamination par le fer du Sédiment superficiel du lac Tonga.	135
Tableau 94	Teneurs en cuivre relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga.	136
Tableau 95	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en cuivre entre les saisons.	137
Tableau 96	Variations de l'indice de contamination par le cuivre du Sédiment superficiel du lac Tonga.	137
Tableau 97	Teneurs en zinc relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de du lac Tonga	137
Tableau 98	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en zinc entre les saisons.	138
Tableau 99	Variations de l'indice de contamination par le zinc du Sédiment superficiel du lac Tonga.	139
Tableau 100	Teneurs en manganèse relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga.	139
Tableau 101	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en manganèse entre les saisons.	140
Tableau 102	Variations de l'indice de contamination par le manganèse du sédiment superficiel du lac Tonga.	141
Tableau 103	Teneurs en nickel relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga	141
Tableau 104	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en nickel entre les saisons.	142
Tableau 105	Variations de l'indice de contamination par le nickel du sédiment superficiel du lac Tonga	142
Tableau106	Teneurs en chrome relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga	143
Tableau 107	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en chrome entre les saisons.	144

Tableau 108	Variations de l'indice de contamination par le chrome du sédiment superficiel du lac Tonga.	144
Tableau 109	Teneurs en plomb relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga	144
Tableau 110	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en plomb entre les saisons	145
Tableau 111	Variations de l'indice de contamination par le plomb du sédiment superficiel du lac Tonga.	146
Tableau 112	Teneurs en cadmium relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga.	146
Tableau 113	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en cadmium entre les saisons.	147
Tableau 114	Variations de l'indice de contamination par le cadmium du sédiment superficiel de la lagune Tonga.	147
Tableau 115	Teneurs en mercure relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga	148
Tableau 116	Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en mercure entre les saisons.	148
Tableau 117	Variations de l'indice de contamination par le mercure du sédiment superficiel du lac Tonga.	148

Introduction

L'appellation « éléments traces métalliques » (ETM) ou par extension « éléments traces » est communément utilisée pour désigner les éléments métalliques naturels, caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 g.cm⁻³.

Les éléments traces, au nombre de 68, ne représentent en masse que 0,6 % du total et sont à des concentrations inférieures à 10⁻⁶ M dans l'eau de mer (Miquel, 2001; Neff, 2002). Ces éléments sont engagés dans des réactions biochimiques et contribuent à l'équilibre du milieu marin. Mais l'apport de contaminants métalliques par l'intermédiaire des effluents industriels et de l'atmosphère, des fleuves et de leur estuaire, peut modifier la composition de l'eau de mer qui peut devenir toxique pour les plantes et les animaux.

Si les métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments), nombre d'entre eux peuvent s'avérer contaminants pour diverses formes de vie, lorsque leur concentration dépasse un seuil, lui-même fonction de l'état physico-chimique (spéciation) de l'élément considéré. C'est le cas du fer (Fe), du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du nickel (Ni), du cobalt (Co), du vanadium (V), du sélénium (Se), du molybdène (Mo), du manganèse (Mn), du chrome (Cr), de l'arsenic (As) et du titane (Ti) (Miquel, 2001). D'autres ne sont pas nécessaires à la vie et peuvent être même préjudiciables comme le mercure (Hg), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et l'antimoine (Sb) (Chiffolleau *et al.*, 2001).

Les utilisations des métaux sont multiples et très diversifiées, depuis les additifs de plomb dans les carburants jusqu'aux sels d'argent de l'industrie photographique, au nickel ou au cadmium des batteries d'accumulateurs, au zinc des gouttières ou au chrome des aciers inoxydables, au cuivre de l'industrie électrique ou à l'arsenic des produits phytosanitaires ; Les sources de contamination le sont par conséquent aussi. Durant toutes les phases d'élaboration, d'utilisation et/ou de recyclage de ces produits, des métaux sont rejetés dans l'environnement, soit directement dans les eaux continentales ou marines, soit dans l'atmosphère transportés par les vents, associés aux aérosols avant de se déposer par voie sèche ou humide à la surface de la terre ou de l'océan.

Ainsi l'incinération des matières plastiques stabilisées au stéarate de cadmium contribue à la pollution par ce dernier. L'utilisation des boues résiduaires provenant des stations d'épuration des eaux usées, comme amendement des sols, est aussi une des voies de réintroduction dans l'environnement des métaux lourds contenus dans les déchets. De même, les phosphates utilisés comme fertilisants en agriculture, renferment, outre le phosphate, des teneurs en cadmium relativement élevées et sont une source de pollution à ne pas négliger. Une autre source de pollution ayant pour origine les ordures ménagères ou industrielles concentrées dans des décharges et exposées aux intempéries provoquant ainsi des processus chimiques suffisants au relargage des ions qu'elles contiennent (Cosson, 1987)

Ainsi, les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents (sources naturelles) ou parce que certaines activités de l'homme favorisent leur dispersion (source anthropique).

Selon Bryan (1984), les estuaires et les milieux côtiers sont les zones les plus exposées aux différents types de pollution, entre autre métallique, soit par des apports directs dus à l'industrialisation et l'urbanisation, souvent importantes dans ces zones, soit par des apports indirects par les rivières et par la voie atmosphérique. La contamination des milieux marins, notamment par les métaux lourds, constitue l'un des problèmes majeurs en toxicologie

environnementale. A la différence des polluants organiques, les métaux lourds ne font pratiquement pas l'objet de réaction de dégradation biologique ou chimique ; ils peuvent de ce fait s'accumuler dans les chaînes alimentaires. Enfin, ils présentent un danger potentiel pour le consommateur de produits marins du fait de leur possible concentration dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique.

En réalité la contamination de l'écosystème aquatique ne se réduit pas à l'atteinte de seulement l'un de ses compartiments (eau, sédiment ou faune et flore) et ne se limite pas à la zone située à proximité de la source polluante ; le contaminant par le biais des échanges inter compartimentaux peut se retrouver dans les principaux compartiments de l'écosystème aquatique. Les échanges sont soumis au jeu des phénomènes biogéochimiques, physico-chimiques et biologiques.

Les paramètres physico chimiques des eaux (pH, température, salinité, oxygène dissous, concentration des matières en suspension ...) déterminent la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds en affectant leur spéciation et de ce fait leur comportement (LCPE, 1994 ; Thevenot et al., 1998 ; USEPA, 2001)

Les sédiments, réservoirs de métaux lourds, forment une partie intégrale dans le cycle de ces éléments. Les teneurs en métaux lourds des sédiments varient dans le même sens que celles de la roche mère qui représente la source et la réserve (Lisk, 1972). Ces teneurs dépendent également de l'influence de plusieurs processus intervenant dans la diagenèse des sédiments (Aubert et Pinte, 1971). Par conséquent, la distribution, la solubilité et le mouvement de ces éléments restent liés aux propriétés physico-chimiques des sédiments (Korte et al, 1976). Dans les systèmes aquatiques, les sédiments sont étudiés pour leur rôle d'indicateur de contamination du milieu, à cause de leur pouvoir de fixation des polluants. Selon Calmano et al., (1994), plus de 90% des métaux lourds rejetés dans ces écosystèmes sont piégés dans la matrice sédimentaire. Si les sédiments peuvent être considérés comme des pièges pour les éléments traces métalliques (ETM) ; ils représentent également une source potentielle de pollution.

La faune des milieux aquatiques est exposée à un phénomène de bioaccumulation métallique. Ce phénomène peut-être considéré, selon Martoja Martoja, (1984) comme un processus physiologique normal non associé à la notion de toxicité. La bioaccumulation des métaux par la faune aquatique est la résultante de phénomènes de bioconcentration et bioamplification. La bioaccumulation d'une substance dans le milieu environnant par des voies autres que l'ingestion et l'assimilation. La bio-amplification fait intervenir la notion de chaîne trophique. Il s'agit de la prise directe d'une substance par un organisme à partir de sa nourriture. Lorsqu'il y a bioamplification d'un polluant, les niveaux trophiques élevés présentent toujours des teneurs en contaminants largement supérieures à celles des bas niveaux trophiques.

Selon les espèces et les métaux, il existe d'importantes différences. En effet, il semblerait que les fruits de mer, mollusques et crustacés, et dans une moindre mesure, certains poissons sont d'excellents capteurs de polluants. La toxicité des métaux lourds est très variable car elle est fonction du niveau trophique, du facteur de bio-concentration (BCF) de chaque espèce, du phénomène de bio-amplification ainsi que de la forme même sous laquelle le micropolluant est ingéré.

Les intoxications les plus importantes et les plus graves, notamment pour le mercure, ont souvent été liées à la consommation de poissons. En effet, le mercure est extrêmement toxique sous forme de vapeur et sous la forme de ses sels solubles dans l'eau, qui rongent les membranes cellulaires. Lorsque de faibles quantités du métal ou de ses sels solubles dans les graisses (tel le méthyl-mercure) sont ingérées de façon répétitive sur de longues périodes, un empoisonnement chronique au mercure se produit chez l'homme (Mason et al., 1998 ; Blackmore et Wang, 2004).

Les fruits de mer sont d'excellents capteurs des polluants métalliques ; ces derniers se concentrent sur les organes d'assimilation (équivalents foie et reins), qui sont précisément ce que l'homme mange. Ils accumulent surtout le cadmium et dans une moindre mesure le plomb, mais peu le mercure.

C'est dans cette optique que Goldberg (1975) a proposé de suivre, à l'échelle internationale, les concentrations des contaminants dans les organismes vivants pour surveiller le milieu. C'est le principe des bio indicateurs quantitatifs basé sur le fait que les organismes marins concentrent les contaminants, en particulier les métaux divalents, en relation avec les concentrations présentes dans le milieu (Phillips et Segar, 1986). Les stratégies de surveillances développées sont diverses ; mais l'utilisation de mollusques, dans les programmes de surveillance, a eu plus de succès. L'utilisation des moules a été proposée à l'échelle mondiale sous le vocable « Mussel Watch » (Goldberg, 1975). Cette proposition a été adoptée, en France, dans le cadre RNO (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin) comme biomonitoring passif (Thibaud et Boutier, 1988 ; Claisse, 1989 ; Claisse et al., 1992 ; Amiard-Triquet et al., 1999 ; Claisse et al., 2001) et dans le cadre RINBIO (Réseau Intégrateurs BIOlogiques) où on a recours à des transplants d'individus provenant d'un site de référence vers un site d'étude ; ce procédé porte l'appellation « biomonitoring actif » ; Dans ce cas, les mollusques accumulent les concentrations en métaux jusqu'à atteindre un pseudo-équilibre avec le milieu (Andral et al., 2004). La concentration et l'accumulation des métaux divalents chez les organismes aquatiques sont des processus complexes ; les degrés d'accumulation et de rétention des métaux traces varient entre les différents genres et espèces (Eisler, 1981) et dépendent des propriétés biochimiques de chaque élément (Bowen, 1966).

Pour constituer un bon « bio indicateur quantitatif » l'espèce utilisée doit avoir, selon Butler et al. (1971) et Phillips et Rainbow (1994) les qualités suivantes : concentration du contaminant, sans effet léthal aux concentrations rencontrées dans le milieu ; être sédentaire afin d'être représentatif de la zone d'échantillonnage ; avoir une durée de vie suffisamment longue pour permettre l'échantillonnage de plusieurs classes d'âges ; avoir une taille suffisante afin de donner une quantité de tissus pour l'analyse chimique ; être euryhalin ; concentrer suffisamment pour permettre des dosages sans pré concentration ; Il devrait exister une corrélation entre la teneur en contaminants dans l'organisme et la concentration dans l'eau environnante, la concentration reflétant ainsi la biodisponibilité du métal ; Les effets de variation de salinité et de la température doivent être connus.

Autant de qualités ne se trouvent pas réunies dans une seule espèce et un compromis doit être recherché. C'est dans cet esprit que Goldberg (1975) a proposé le concept de Mussel Watch comme première étape dans une surveillance globale du milieu marin. Après un séjour de plusieurs mois dans l'eau, les niveaux mesurés dans les organismes sont le résultat et le reflet chronique du milieu.

La moule est un bivalve marin qui présente certaines caractéristiques telles que: sa large répartition géographique ; son mode de vie sessile et euryhalin ; sa faculté d'accumuler les métaux présents dans l'environnement ; la stabilité de sa population ; sa tolérance à différents stress ; la possibilité de la transplanter ; sa consommation par l'homme, donc vecteur de contamination. C'est pourquoi les moules sont utilisées dans les programmes de surveillance visant à établir la variabilité spatiale et temporelle des contaminants de l'environnement côtier.

L'impact de ces substances sur l'environnement est complexe ; autant leurs actions toxiques peuvent être directes ou indirectes sur les individus, les populations ou les écosystèmes ; autant les phénomènes de synergie sont possibles et les déclenchements des effets

complexes. En raison de son impact sur l'écosystème aquatique, l'étude de la pollution par les métaux lourds dans le milieu aquatique mobilise depuis plusieurs décennies des chercheurs.

L'objectif visé dans cette étude est la détermination de l'importance des apports anthropiques en métaux lourds dans les écosystèmes aquatiques de la région extrême nord-est d'Algérie. Pour cela, nous avons retenu la zone côtière d'Annaba (l'ensemble du Golfe d'Annaba), des hydrosystèmes continentaux (oued Seybouse et Meboudja) et des plans d'eau faisant partie du complexe de zones humides du PNEK (lagune El Mellah et lac Tonga). Le choix de ces écosystèmes aquatiques est basé sur les caractéristiques propres à chaque région.

Le golfe d'Annaba est un écosystème côtier dans lequel se jette l'Oued Seybouse, principal cours d'eau de 160 km de long qui draine un vaste bassin versant (d'une superficie de 5955 km²) siège d'activités industrielles et agricoles et d'une urbanisation en plein développement ; il reçoit par ailleurs tous les rejets urbains de la ville et des agglomérations voisines proches du littoral ; il abrite aussi un port de pêche et de commerce (minerais et phosphate...). Le lac Tonga et la lagune El Mellah, sont deux plans d'eau situés dans le Parc national d'El Kala; ces deux plans d'eau sont le siège d'exploitation de pêche de poissons et de bivalves (anguille dans le Tonga et diverses espèces de poissons marins et bivalves dans la lagune) ; ils se trouvent dans une zone peu urbanisée, pas industrialisée et bénéficiant d'un important couvert végétal.

PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE LA THESE :

Le littoral constitue un réceptacle des rejets urbains, industriels et agricoles contenant une grande variété de contaminants chimiques. Le milieu et les ressources qui lui sont associées constituent un enjeu en matière d'économie et de santé publique. Cet essor et ce développement des industries et des habitations le long de la bordure du littoral ont augmenté la pression sur le milieu marin qui subit en de nombreux endroits des dysfonctionnements liés directement à la contamination des compartiments biotiques et abiotiques. Devant cette situation une volonté politique courageuse est apparue, à l'échelle mondiale, pour protéger et conserver l'environnement et en quelque sorte préserver le patrimoine pour les générations futures.

La protection du milieu marin nécessite un contrôle de l'ensemble des apports à la mer, la gestion des ressources et la surveillance de la qualité des eaux littorales.

C'est dans cette optique que s'insère ce travail dont l'objectif fondamental est la détermination des sources de contamination et l'évaluation du niveau de contamination de notre zone d'étude par les éléments traces métalliques (ETM) fer, cuivre, zinc, manganèse, chrome, nickel, plomb, cadmium et mercure ; cette évaluation concerne les différents compartiments de l'écosystème : eau, sédiments et organismes vivants (moule).

ORGANISATION DU MANUSCRIT :

Le manuscrit comporte six parties :

- Une introduction suivie par un chapitre portant sur une synthèse bibliographique relative aux éléments traces métalliques, à la contamination métalliques des écosystèmes aquatiques, leur comportement et leur biodisponibilité dans les différents compartiments ainsi que leurs risques toxicologiques qu'ils représentent pour la faune et la flore aquatique.

- Le troisième chapitre a été consacré à la physiographie, au contexte géologique, hydrologique et climatologique ainsi que l'inventaire des activités potentiellement polluantes de la zone d'étude.

-Une quatrième partie ou sont abordés successivement la présentation du protocole expérimental (site d'étude, stations sélectionnées, méthodes analytiques, analyses statistiques) suivie des résultats et de leurs interprétations pour chaque type d'écosystème. Une conclusion générale et des perspectives relatives au bilan des principaux résultats de la présente étude.

1. Définition des métaux lourds :

Les définitions des métaux lourds sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe ainsi que de l'objectif de l'étude à réaliser. D'un point de vue purement scientifique et technique, les métaux lourds peuvent être également définis comme :

- tout métal ayant une densité supérieure à 5,
- tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du Sodium ($Z=11$),
- tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques.

Tableau 1 : Classification périodique des éléments métalliques analysés

CLASSIFICATION PERIODIQUE DES ELEMENTS

■ Métaux Li : Solide à 25°C, sous 1 bar
 ■ Semi-conducteurs He : Gaz à 25°C, sous 1 bar
 ■ Non-métaux Br : Liquide à 25°C, sous 1 bar
 ■ Gaz nobles Tc : Obtenu par synthèse

Lanthanides et actinides

I	II											III	IV	V	VI	VII	VIII
1 H																2 He	
2 Li	4 Be											5 B	6 C	7 N	8 O	9 F	10 Ne
3 Na	12 Mg											13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar
4 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr
5 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe
6 Cs	56 Ba	71 Lu	72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At	86 Rn
7 Fr	88 Ra	103 Lw	104 Rf	105 Db	106 Sg	107 Bh	108 Hs	109 Mt	110 Uun	111 Uuu	112 Uub						

Série des Lanthanides	57 La	58 Ce	59 Pr	60 Nd	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb
Série des Actinides	89 Ac	90 Th	91 Pa	92 U	93 Np	94 Pu	95 Am	96 Cm	97 Bk	98 Cf	99 Es	100 Fm	101 Md	102 No

Certains chercheurs utilisent des définitions plus spécifiques encore. Le géologue par exemple, considérera comme métal lourd tout métal réagissant avec la pyrimidine.

Dans le traitement des déchets liquides, les métaux lourds indésirables auxquels on s'intéresse principalement sont : As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Zn.

Dans les *sciences environnementales*, les métaux lourds associés aux notions de **pollution** et de **toxicité** sont généralement : As, Cd; Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Zn.

Enfin, dans l'industrie en général, on considère comme métal lourd tout métal de densité supérieure à 5, de numéro atomique élevé et présentant un danger pour l'environnement et /ou pour l'homme.

Dés qu'on aborde la problématique des métaux lourds, il faut avoir présent à l'esprit que ces éléments se trouvent dans notre environnement quotidien sous des formes chimiques très diverses. En effet, à côté des formes minérales les plus simples par exemple le Pb^{2+} , les métaux lourds peuvent exister aussi sous forme organique, c'est-à-dire combinés à un atome de carbone (exemple : le Plomb tétra-éthyl des essences) mais aussi sous forme de complexe (exemple la salicylate de plomb) ou encore sous forme de chélate (exemple : complexe de plomb EDTA). Toutes ces formes, même si elles sont présentes en quantité minime, et quelles que soient les transformations qu'elles subissent lors de leur cheminement dans l'environnement, doivent être prises en compte lorsque l'on étudie les métaux lourds et ceci confère à ce sujet toute sa complexité. L'étude de toutes ces formes de métaux lourds constitue une discipline à part entière, connue actuellement sous le terme d'étude de la « spéciation des métaux lourds ».

2. Argumentaire sur les métaux lourds pris en compte:

2.1. Le fer :

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 nickel. 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, c'est le plus abondant des métaux. De petites quantités de fer sont présentes sous formes combinées dans les eaux naturelles, les plantes et le sang.

Le fer se trouve généralement à l'état divalent dans les eaux qui ne se trouvent pas en contact avec l'air par contre dans les eaux superficielles exposés à l'air le fer est entièrement ou partiellement à l'état ferrique ⁺³.

Les caractéristiques chimiques du fer et du manganèse sont semblables, mais il existe néanmoins certaines différences, par exemple le Mn se réduit plus facilement que le fer et il est plus difficile à oxyder que le fer.

Dans la lithosphère le rapport Fe/Mn est de 50/1 ; donc le manganèse tend à rester dans l'eau en plus grande quantité que le fer.

Les concentrations en manganèse rencontrées généralement dans les cours d'eau sont rarement supérieures à 2 mg/l.

Utilisation du fer :

Le décapage, dont le but est d'éliminer les écailles et la rouille des surfaces métalliques, est l'une des sources de pollution de l'eau par le fer, les plus importantes. Les quantités d'eau nécessaire pour le décapage varie selon le type d'installation, dans les grandes usines qui traitent plus de 10000 tonnes d'acier par mois, les quantités de liqueurs utilisées

sont de 20 à 60 m³ / jour pour les liqueurs concentrées et de 25 m³ /heure pour l'eau de rinçage.

Plusieurs composés de fer sont utilisés pour les étapes de floculation et coagulation dans le traitement des eaux.

La corrosion dans les circuits de distribution d'eau et dans les circuits de refroidissement de diverses industries a toujours posé de sérieux problèmes pour la présence de fer dans ces eaux.

L'agressivité des eaux vis à vis du fer est causée par la présence d'ion H⁺ libres et d'O₂.

Les sulfatobactéries et les ferrobactéries jouent également un rôle prépondérant dans le phénomène de corrosion du fer, les secondes bactéries transforment les sels solubles de fer et de Mn en composés insolubles par oxydation.

Le fer et le manganèse sont deux éléments minéraux présents généralement ensemble dans le milieu mais ils existent sous différentes formes selon le pH et le potentiel d'oxydo-réduction de l'eau dans laquelle ils se trouvent.

Selon les conditions du milieu, le manganèse se trouve sous forme soluble ou sous forme d'oxyde et d'hydroxyde de faible solubilité.

Dans la plupart des eaux de surface, à un pH neutre, le Mn se trouve à l'état soluble ou Mn²⁺ ou sous forme de complexe inorganique : bicarbonate de manganèse et sulfates de manganèse.

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 2: Les sources potentielles industrielles de rejets de fer.

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

C'est l'industrie sidérurgique qui semble la source de pollution la plus importante .Le déversement des eaux résiduaires des ateliers de décapage dans les cours d'eau et les égouts est particulièrement dangereux en raison de la présence de concentrations d'acides et de sels de fer ; les formes de pollution de l'eau imputable au décapage sont les suivantes :

- Transformation par hydrolyse des sels ferreux en hydroxydes ferreux insolubles qui oxydés par l'oxygène dissous dans l'eau se transforme en hydroxydes ferriques donnant un important précipité brunâtre.

- Réduction de la teneur en oxygène dissous ce qui diminue le pouvoir auto épurateur du cours d'eau.

- Dépôt ferrique sur la faune et la flore et prolifération des bactéries assimilant les matières ferrugineuses.

D'autre part, les rejets dans l'atmosphère des fumées rousses d'oxyde de fer sont un autre type de pollution dû à l'industrie sidérurgique. Ces fumées se forment lors des procédés d'élaboration de l'acier (cas du complexe sidérurgique d'El-Hadjar).

En effet, dans les principaux procédés d'élaboration de l'acier, la fonte mélangée à une certaine quantité de ferraille et de matériaux favorisant la formation du laitier, est affinée par des oxydes de fer ou par des injections d'air ou d'oxygène qui font disparaître en grande partie les impuretés, le carbone, le soufre, le phosphoreetc.

Effets biologiques et toxicité :

Le fer dans les eaux semble avoir un effet de stimulation sur la croissance algale vis à vis des poissons ; la toxicité du fer dépend du pH et est reliée au dépôt d'hydroxyde ferrique sur les branchies.

Vis à vis des organismes inférieurs et microorganismes, la limite de toxicité est considérablement plus élevée et dans le plus défavorable des cas est de l'ordre de 80 mg /L.

Selon Chernyev (*in* Levesque., 1979), le fer à une concentration de 0.52 mg/L cause la mort d'œufs de poissons incubés. Celle-ci résulterait d'une précipitation du fer sous forme d'oxydes sur la membrane de l'œuf.

Le fer est un oligo-élément indispensable à la vie et, de ce fait, il est indispensable dans le régime alimentaire de l'homme et des mammifères; néanmoins sa présence à de trop fortes concentrations dans l'eau, si elle ne présente pas de problèmes de toxicité entraîne divers inconvénients : goût et odeur désagréable et plus particulièrement dans les systèmes de distribution d'eau, des dépôts dans les canalisations favorisant le développement de bactéries filamenteuses dont la présence peut être gênante dans certaines eaux à usage industriel ; dans bien des cas un prétraitement de l'eau devra être appliqué afin d'éliminer le fer .

2.2. Le cuivre

Propriétés fondamentales :

Elément chimique métallique de couleur rouge-brun, de symbole **Cu** et NA 29 (tableau 1) .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 (ATSDR, 1990; Dameron et Howe, 1998). Dans les milieux aqueux, le comportement du cuivre 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; Dameron et Howe, 1998).

L'oxyde cuivreux Cu_2O est insoluble dans l'eau alors que les formes CuSO_4 , $\text{Cu}(\text{OH})_2$ et CuCl_2 le sont. La majorité du cuivre rejeté dans l'eau est sous forme particulaire et tend à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber à la matière organique, au fer hydraté, aux oxydes de manganèse ou aux argiles. Dans l'eau, le cuivre particulaire représenterait de 40 à 90 % du cuivre (ATSDR, 1990). Après introduction du cuivre dans le milieu aquatique, l'équilibre chimique est généralement atteint en 24 heures.

Utilisations du cuivre:

Le cuivre existe à l'état natif et est extrait d'une grande variété de minerais. Il se rencontre surtout sous forme de sulfures CuS et Cu_2S dans la tétrahédrite et l'énargite, et sous forme d'oxydes. Le minerai le plus important est la chalcopirite. La teneur en cuivre dans les minerais varie de 0,5 à 5 %. Elle est de 0,01 % dans les roches volcaniques et de 0,0055 % dans les roches cristallines.

Le cuivre est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et de sa conductibilité électrique et thermique. Il est utilisé dans la métallurgie, dans la fabrication des alliages de bronze (avec étain), de laiton (avec zinc) ou de bijouterie (avec or et argent).

Il est très largement employé dans la fabrication de matériels électriques (fils, enroulements de moteurs, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie.

L'acétate de cuivre est utilisé comme catalyseur, notamment dans la fabrication de caoutchouc, comme pigments pour les céramiques et les teintures, comme fongicide et comme insecticide.

Le chlorure cuivrique est employé comme catalyseur, agent désodorisant, désulfurant ou purifiant, fixateurs pour la photographie. Il est utilisé pour la production de couleurs dans les compositions pyrotechniques ou encore pour la conservation du bois et le raffinage des métaux. Aussi, le sulfate de cuivre anhydre est utilisé en analyse pour la détection et l'élimination de traces d'eau provenant des alcools.

La forme hydratée est utilisée comme fongicide agricole, bactéricide et herbicides. Il entre aussi dans le traitement des vignes.

Cycle, sources naturelles et anthropiques :

Le cuivre 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 cuivre et des métaux en général, l'industrie du bois, l'incinération des ordures ménagères, la combustion de charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate).

Le milieu environnemental le plus exposé au cuivre est le sol: 97 % du cuivre libéré dans l'environnement s'y retrouve contre seulement 3 % dans les eaux et 0,04 % dans l'air (ATSDR, 1990).

La contamination des sols est due principalement aux résidus d'extraction et de broyage des minerais de cuivre, les boues des usines de traitement des eaux usées, les déchets de la galvanoplastie, l'industrie du fer et de l'acier.

Dans les eaux, le cuivre provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68 %), de la contamination par le sulfate de cuivre (13 %) et des rejets d'eaux usées qui contiennent encore du cuivre, même après traitement.

La viticulture, principale monoculture dans la région méditerranéenne constitue une source potentielle de pollution métallique. Divers fongicides à base de cuivre sont, par exemple, largement utilisés pour protéger la vigne.

En plus, dans la zone Méditerranéenne, l'importance du ruissellement et de l'érosion est susceptible d'accroître les transferts vers les eaux superficielles des produits

phytosanitaires issus du traitement de la vigne, le cuivre inclus. Par conséquent, ce métal, connu pour son effet fongicide sur les végétaux, se retrouve présent dans l'écosystème aquatique récepteur et peut être à l'origine de perturbations au niveau des populations phytoplanctoniques.

Propriétés biologiques et toxicité :

Le cuivre est un élément essentiel chez l'homme et l'animal. Il est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine et la maturation des polynucléaires neutrophiles. De plus, il est un cofacteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure intervenant dans un métabolisme oxydatif, la respiration cellulaire, la pigmentation (OMS/IPCS, 1998). Il a une importance capitale dans l'entretien des processus biologiques. Chez les mollusques, le sang renferme un pigment respiratoire à base de cuivre, l'hémocyanine.

La toxicité vis à vis des organismes marins dépend de la forme chimique du cuivre et de son état d'oxydation. En particulier, la concentration létale en 48 h pour 50 % des larves d'huîtres plates serait de 1 à 3 µg/L et des inhibitions de croissance du phytoplancton se produisent à partir de 4 µg/l.

Les caractéristiques physico-chimiques du milieu (pH, dureté, teneurs en autres éléments inorganiques) agissent sur le degré de dissociation entre les formes métalliques et ioniques. Le cuivre complexé est moins toxique que le cuivre à l'état ionique.

2.3. Le zinc :

Propriétés fondamentales :

Le zinc est un élément chimique métallique, bleuâtre, de symbole **Zn** et de NA **30** (tableau II.1). Il s'agit d'un oligo-élément indispensable au développement de la vie, son utilisation est variable et multiple ; une grande partie de la pollution provient de la métallurgie. Sa toxicité pour les organismes marins n'est pas prouvée, sauf à de fortes concentrations, il agit sur la reproduction des moules et le croissance larvaire.

Utilisation du zinc :

Il est assez présent dans la croûte terrestre, on ne le trouve pas à l'état libre dans la nature, mais sous forme d'oxyde de zinc (ZnO), de silicates (2ZnO, SiO₂, H₂O), de carbonates de zinc (ZnCO₃)...etc. A l'état pur le zinc est un métal cristallin, insoluble dans l'eau. Son origine artificiel ne peut être qu'industrielle.

Il est principalement utilisé comme revêtement protecteur anti-corrosif des aciers, on le trouve également dans les plaques des piles électriques sèches et il est utilisé dans le traitement des eaux industrielles.

Il est souvent associé au plomb et au cadmium dans les minerais, avec une teneur variant de 4 à 20 %. Le minerai principal est la blende, sulfure de zinc (ZnS). Il est produit principalement suivant un procédé hydro-métallurgique ou encore pyro-métallurgique.

Le zinc est principalement utilisé pour les revêtements de protection des métaux contre la corrosion (galvanoplastie, métallisation, traitement par immersion). Il entre dans la composition de divers alliages (laiton, bronze, alliages légers). Il est utilisé dans la construction immobilière, les équipements pour l'automobile, les chemins de fer et dans la fabrication de produits laminés ou formés. Il constitue un intermédiaire dans la fabrication d'autres composés et sert d'agent réducteur en chimie organique et de réactif en chimie analytique.

✚ Cycle, sources naturelles et anthropiques :

Le zinc principalement sous forme de sulfure (blende) 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 zinc dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minéral, 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 zinc est introduit à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion ; il est contenu dans certaines peintures antisalissures.

✚ Propriétés biologiques et toxicité :

Comme le cuivre, le zinc est un métal essentiel, nécessaire à la vie d'un grand nombre d'organismes, en quantité généralement faible.

Le zinc est l'un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme (besoins 15 mg/jour).

Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement foetal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation des blessures (NAS/NRC, 1989).

Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire, bien qu'il agisse, à de fortes concentrations, sur la reproduction des moules et la croissance des larves.

2.4. Le manganèse :

✚ Propriétés fondamentales :

Élément chimique métallique, blanc argenté, de symbole **Mn** et de NA **25**(tableau 1).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 12^{ème} place des éléments dans la croûte terrestre.

C'est un oligo-élément indispensable ; on le trouve dans tous les tissus. Il catalyse les réactions d'oxydo-réduction et la phosphorylation et favorise aussi l'hydrolyse des esters d'acides aminés et des peptides car il est indispensable au métabolisme des lipides ; il stimule la synthèse du cholestérol.

Ses propriétés caractéristiques sont principalement les points d'ébullition et de fusion très élevés ainsi que des chaleurs de vaporisation et de fusion élevées.

✚ Sources naturelles et anthropiques :

On le trouve dans la nature sous forme d'oxyde (pyrolusite, braunite, manganite), de sulfure, oxyde de carbonate et de silicate.

Les principaux pays producteurs de manganèse sont l'URSS, l'Afrique du sud, le Brésil, le Gabon dont le gisement de Moanda assure à lui seul 10% de la production mondiale.

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, 1979).

Le Manganèse 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 manganèse dans les eaux (Kirchner et Brabowxski, 1972).

Il a été montré que les forêts de conifères et de diverses espèces à feuille caduque accumulaient du manganèse.

La principale source de rejet de Mn dans les eaux concerne le décapage d'alliage métallique comportant du manganèse. Ces opérations résultent de la dissolution d'ions manganoux et la présence de ces ions dans les bains usés de décapage et les eaux de rinçage.

✚ Utilisation du manganèse:

Par ses propriétés, le manganèse se trouve dans de nombreuses applications industrielles.

Tableau 3 : Les applications industrielles du manganèse.

Alliages en métallurgie
Batteries sèches
Glace et céramique
Peintures et vernis
Encre et colorants
allumettes et fusées pour les feux d'artifice.

✚ Effets biologiques et toxicité :

D'après Wilson, (1972) « le manganèse aurait un effet sur le métabolisme du phytoplancton ; seule la photosynthèse serait affectée et pas la respiration ni la formation de chlorophylle. Une déficience en manganèse réduirait considérablement le taux de photosynthèse en faible lumière ; cet effet étant moins marqué en lumière forte. D'autre part Hecker, et al (1972) émettant une hypothèse que le Mn est impliqué dans le système de libération de l'O₂ durant la photosynthèse.

Chez les poissons, le manganèse se concentre principalement dans les parties du squelette.

L'introduction quotidienne de Mn dans l'organisme humain par l'eau est d'ordinaire de 0,01 mg et dépasse très rarement 1 mg et son élimination par le corps humain se fait presque exclusivement par le tractus gastro-intestinal et très largement à travers la bile, l'élimination par l'urine est très faible et ne représentant que 0,1 à 3 % du total.

Le manganèse peut être toxique pour l'homme quand il est inhalé, et ce sont les travailleurs exposés dans l'industrie du manganèse qui sont particulièrement touchés. De ce fait, des normes ont été établies par la communauté européenne de telle manière à limiter le taux de manganèse dans l'eau domestique à 0,05ppm.

2.5. Le Nickel :

✚ Propriétés fondamentales :

Le nickel est un élément chimique de symbole **Ni**, et de NA **28** (tableau 1). Le nickel, d'après Granier, (1975), occupe la 23^{ème} 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 nickel est exploité étant les amas sulfurés et les latérites nickélifères (Sittig, 1976).

Utilisation du nickel :

Le nickel trouve une large gamme d'utilisation dans le domaine industriel. Une grande partie de la consommation de Ni sert à la production d'alliages avec le cuivre, le fer, le manganèse, le zinc, le chrome, le molybdène... l'acier inoxydable contient de 3 à 35 % de Ni et les alliages cuivre – nickel contiennent environ 70% de Ni. Les alliages sont utilisés, en raison de leur grande résistance à la corrosion, dans les circuits d'eau de mer, entre autres, dans les unités de dessalement d'eau de mer.

Le nickel est d'ailleurs utilisé pour la fabrication d'aciers spéciaux résistants à la corrosion et à la chaleur. Sous forme d'alliage, le nickel sert également à la fabrication de pièces de monnaie.

Selon Branch, (1973), le nickel est employé aussi dans bon nombre d'autres applications industrielles dont notamment : Le revêtement électrolytique ou chimique ; La préparation de catalyseurs largement utilisés pour l'oxydation et la réduction de composés organiques, le séchage des huiles, la purification des eaux résiduaires ; La production de céramiques, et de verre ; La production de batteries Ni-Cd ...etc. (Granier, 1975).

Sources de pollution par le nickel :

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

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

Le nickel 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 nickel 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 nickel des eaux de ruissellement.

Effets biologiques et toxicité :

D'après le Water Quality Criteria, le nickel apparaît moins toxique à la vie aquatique que le cuivre et le zinc. Il semble néanmoins plus toxique pour les poissons que le fer et le manganèse. Des études réalisées par Friedrich & Filice, (1976) sur l'accumulation du nickel chez un mollusque bivalves d'eau de mer ont montré que pour des concentrations en nickel comprise entre 0,018 mg/L et 0,03 mg/L, il n'y a pas d'accumulation significative du nickel dans les tissus des organismes exposés. Celle-ci devient significative pour des concentrations supérieures comprises entre 0,03 et 0,107 mg/L.

L'ingestion quotidienne, à partir de l'alimentation et les boissons, varie de 300 à 600 µg/jour pour un adulte.

Certaines boissons peuvent contribuer de manière importante à l'apport de nickel à l'organisme : thé, café, qui peuvent contenir jusqu'à 100 µg Ni/100 g.

D'après les analyses effectuées sur plusieurs groupes d'êtres humains, le nickel absorbé par l'organisme, suite à une ingestion orale, se trouve surtout dans le foie, les reins, l'aorte, le cœur, la rate et le cerveau (Friedrich & Filice, 1976).

La toxicité du nickel se manifeste plutôt lorsqu'il est administré par injection ou lorsqu'il est inhalé. Le carbonyle du nickel est le seul composé reconnu pour être systématiquement toxique vis à vis de l'homme. De nombreux cas d'empoisonnement par ce produit ayant été répertoriés chez les ouvriers de l'industrie du nickel. Les principales lésions sont une hémorragie et un œdème pulmonaire ainsi qu'une hémorragie cérébrale.

Le carbonyle de nickel d'autre part est reconnu comme étant un élément carcinogène touchant principalement les voies respiratoires (poumons, cavité nasale).

Les normes européennes pour le nickel dans l'eau de consommation est fixée à 0,05 mg/L selon la directive du conseil des communautés européennes du 16 juin 1975.

2.6. Le Chrome

✚ Propriétés fondamentales :

Le chrome est un élément chimique de symbole **Cr**, et de NA **24** (tableau 1). Son étymologie vient du grec : *chroma* signifiant couleur, car les composés du chrome sont différemment colorés.

- Le chrome fait partie de la série des métaux de transition. C'est un métal dur, d'une couleur gris acier argenté. Il résiste à la corrosion et au ternissement.

- Les états d'oxydation les plus communs du chrome sont $+2$, $+3$, et $+6$; $+3$ étant le plus stable et les $+4$ et $+5$ sont relativement rares.

- Les composés du chrome d'état d'oxydation $+6$ (chrome hexavalent) sont de puissants oxydants (Brown, 1971).

Le chrome est essentiellement obtenu à partir de la chromite, minéral du type spinelle ; ce dernier est un minéral assez répandu sur le globe. Dans ce minéral le chrome est pratiquement toujours associé au magnésium sous forme de chromite de fer FeCr_2O_4 mais peut être également associé au magnésium sous forme de chromite de magnésium (MgCr_2O_4).

On y trouve également de l'oxyde d'aluminium Al_2O_3 et de la silice. D'après Sittig (1976), le chrome représente 0,037% de la croûte terrestre.

✚ Composés du chrome :

Il existe un grand nombre de combinaisons du chrome ; ces composés ayant un éventail très large d'applications dans les industries les plus diverses. Les combinaisons du chrome sont subdivisées en deux grands groupes :

- Les combinaisons du chrome trivalent, le chlorure chromique, le nitrate de chrome, l'acétate de chrome (Coriou, et al 1970).

- Les combinaisons de chrome hexavalent dont principalement l'acide chromique ou plus exactement le trioxyde de chrome, mais aussi les chromates de baryum, de zinc, de plomb et les bichromates d'ammonium et de potassium (Guenent, 1974 -1975).

✚ **Utilisations du chrome:** Les diverses industries utilisatrices du chrome sont présentées dans le tableau qui suit :

Tableau 4 : Les diverses industries utilisatrices du chrome

Industrie chimique
Industrie des couleurs et laques
Industrie des films et photographie
Industrie galvanique et électrique
Industrie du bois
Protection contre la corrosion
Industrie du cuir
Industrie des métaux
Industrie métallurgique
Industrie pharmaceutique
Industrie de polissages
Industrie textile
Industrie des allumettes.

Propriétés biologiques et toxicité :

Le chrome trivalent est un oligo-élément essentiel pour le métabolisme du sucre chez l'être humain. Une déficience en chrome peut affecter le potentiel de l'insuline à réguler le niveau de sucre dans l'organisme. L'impact immédiat de sa présence dans le milieu marin se manifeste par sa concentration dans les différents organismes aquatiques.

Des études ont montré qu'une alimentation adéquate en chrome améliore la croissance et la longévité et de paire avec l'insuline, favorise un bon métabolisme du glucose, des lipides et des protéines.

D'après le « Water Quality Criteria » (1963), les poissons sembleraient plus résistants que les autres espèces aquatiques aux sels de chrome. Dans l'ensemble les tests biologiques montrent le chrome hexavalent comme étant plus toxique pour les poissons que le chrome trivalent. Bon nombre d'auteurs ont constaté dans leurs études expérimentales que le chrome trivalent est la forme la plus toxique pour les poissons.

D'après les études de Renhwoldt, (1976) sur la distribution du chrome chez la carpe, cet élément a tendance à s'accumuler principalement dans le foie et les reins des organismes intoxiqués.

2.7. Le plomb :

Propriétés fondamentales :

C'est un élément métallique de couleur gris bleuâtre, de symbole **Pb** et de numéro atomique **82** (tableau 1), peu ou rarement disponible à l'état natif, il est présent dans de nombreux minerais, la galène PbS, associé au zinc PbZn.

Il existe sous trois formes essentielles: le plomb dissous, le plomb colloïdal et le plomb particulaire.

- Sous forme dissoute, les espèces dominantes dans l'eau de mer par exemple sont PbCO_3 , PbCl_2 ou PbCl^+ . Cette répartition ne prend pas en compte la matière organique dissoute et le fait que le plomb, dans l'eau de mer, se trouverait essentiellement sous forme de complexes organiques labiles. De même que pour le mercure, le plomb peut-être méthylé par les bactéries dans les sédiments, mais ce phénomène revêt une moindre importance.

- Aussi, le plomb présente une forte affinité pour la matière particulaire. A peine 10 % du plomb se trouve sous cette forme dans l'océan. L'adsorption du plomb sur la matière particulaire est fonction du pH et augmente avec ce dernier.

Utilisations du plomb:

Le plomb est très souvent associé au zinc dans les minerais mais aussi à de nombreux autres éléments: Fe, Cu, Cd, Bi, Sb, Ge, As, Ag, qui sont en grande partie (sauf Fe) récupérés lors des opérations métallurgiques. Les minerais mixtes Pb-Zn représentent 70 % de la production minière de plomb, les minerais de plomb en représentent 20 % ; 10 % de la production de plomb proviennent d'une coproduction lors du traitement du minerai de cuivre, de zinc ou d'autres métaux. Le principal minerai du plomb est la galène (PbS) très souvent associé à la blende et à la pyrite (Chiffolleau *et al.*, 2001).

L'utilisation du plomb est directement liée à la métallurgie ; Dans l'antiquité, pour la production de la monnaie, les canalisations et la vaisselle ; mais actuellement dans l'industrie, l'imprimerie, les peintures et les carburants automobiles. Cette dernière utilisation qui consistait à ajouter du plomb à l'essence comme antidétonant est aujourd'hui prohibée (Miquel, 2001).

Cycle, sources naturelles et anthropiques :

Dans l'air, les émissions de plomb provenant de poussières volcaniques véhiculées par le vent sont reconnues d'importance mineure. Les rejets atmosphériques sont principalement anthropiques.

Les apports de plomb à l'océan se font majoritairement par voie atmosphérique, la source principale étant encore à l'heure actuelle la combustion des carburants automobiles.

Dans les sédiments, le plomb peut être remis en solution par dégradation aérobie de la matière organique particulaire à laquelle il est associé. Cette solubilisation s'observe également en sub-surface par dissolution des oxydes de fer et de manganèse (Marchand et Kantin, 1997).

Propriétés biologiques et toxicité :

Les doses létales du plomb, sous la forme de sel minéral, sont souvent supérieures à sa limite de solubilité dans l'eau de mer, c'est à dire 4 mg/L. Le plomb inorganique peut donc être considéré comme toxique (concentration létale de 1 à 10 mg/L) ou modérément toxique (concentration létale de 10 à 100 mg/L).

Le seuil de qualité sanitaire réglementaire est de 1,5 mg/kg (p.h.) du règlement européen CE 221/2002.

Des effets sur la croissance de certaines espèces phytoplanctoniques ont été enregistrés à partir de 0,5µ/L.

Les invertébrés marins aux stades embryonnaires sont plus sensibles que les adultes. Ainsi, la concentration inhibitrice du développement embryonnaire de la moule (*Mytilus galloprovincialis*) est d'environ 500 µg/L ; de plus, à cette concentration, un grand nombre de larves sont anormales. L'effet toxique du plomb peut se traduire par une compétition avec des métaux essentiels. Chez la moule, *Mytilus edulis*, en présence de plomb (0,1 mg/L), il y a perturbation du métabolisme des autres métaux divalents: notamment le calcium, le magnésium et le cuivre (Marchand et Kantin, 1997).

Enfin, le saturnisme désigne l'ensemble des manifestations de l'intoxication humaine par le plomb. Ses principaux organes cibles sont le système nerveux, les reins et le sang. Cette maladie se caractérise par une anémie et une perturbation du métabolisme par compétition avec les ions Ca²⁺.

2.8. Le cadmium :

🚧 Propriétés fondamentales :

De symbole **Cd**, NA **48** (tableau 1) et de couleur blanc brillant le cadmium 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 ; il présente des caractéristiques chimiques proches de celles du calcium, en particulier le rayon ionique, facilitant ainsi sa pénétration dans les organismes (Borchardt, 1985).

Le cadmium est un élément rencontré en milieu aquatique sous diverses formes physiques (dissoute, colloïdale, particulaire) et chimiques (minérale ou organique). Un ensemble de variables physico-chimiques du milieu (salinité, pH, potentiel redox, caractéristiques sédimentologiques, nature géochimique des particules, concentration en chlorures) gouvernent les transformations du cadmium dans l'environnement (Gonzalez *et al.*, 1999; Chiffoleau *et al.*, 2001).

La distinction entre les trois formes dissoutes, colloïdales et particulières se fait par filtration et ultrafiltration, dont les seuils sont fixés arbitrairement en fonction de leur taille :

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

Contrairement au mercure, l'ion libre du cadmium se trouve majoritairement dans le milieu. Ainsi, à pH=8, la quasi-totalité du cadmium est présent sous forme Cd^{2+} . Plus la salinité augmente, plus la concentration en Cd^{2+} diminue (Cossa, 1989 ; Campbell, 1995). Pour des pH supérieurs à 8, le cadmium précipite avec les carbonates. En zone côtière, lors du mélange des eaux douces avec l'eau de mer, le cadmium forme des complexes très stables avec les chlorures: les chloro-complexes (CdCl_2 , CdCl^+ , CdCl_3^-). Pour des salinités faibles, c'est l'espèce CdCl^+ qui domine, alors qu'en milieu marin, c'est CdCl_2 qui est majoritaire (Cossa et Lassus, 1989).

- **Les formes colloïdales** (de 450 à 1 nm) : lorsque le cadmium se fixe à des oxydes de fer, de manganèse, des hydroxydes, des carbonates, des argiles ou de la matière organique colloïdale.

- **Les formes particulières** (> 0,45 μm) se font par intégration du cadmium dans la structure cristalline de minéraux détritiques (bruit de fond géochimique), par liaison à une fraction d'origine organique (carbonates, restes d'organismes, pelotes fécales), 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, matières organiques, oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse)(Gonzalez *et al.*, 1999).

🚧 Utilisations du cadmium:

Le cadmium est naturellement présent à l'état de traces dans les roches superficielles de l'écorce terrestre, ce qui en fait un élément plus rare que le mercure et le zinc. Il y a deux origines principales de présence de cadmium:

- Le cadmium primaire est principalement associé au zinc dans les minerais de zinc (blende) (0,01 à 0,05%) et donc sous-produit de la métallurgie du zinc qui donne en moyenne 3 kg de cadmium par tonne de zinc.

- Le cadmium est également présent dans des minerais de plomb et de cuivre ainsi que dans des phosphates naturels (Jordanie, Tunisie).

- Les usages de cadmium se situent principalement en électricité (accumulateurs), en électronique, en métallurgie (traitement des surfaces par cadmiage) et dans l'industrie des matières plastiques (stabilisateur de polymères) (Ramade, 1992).

- Le cadmium est le produit de recyclage (accumulateurs Ni/Cd, alliages Cu/Cd, poussières d'aciéries, incinération d'ordures ménagères).

Cycle, sources naturelles et anthropiques :

Le cadmium rejeté dans l'atmosphère provient de sources naturelles et anthropiques. Le cadmium présent dans la croûte terrestre peut être dispersé dans l'air par entraînement de particules provenant du sol et par les éruptions volcaniques. Cependant, les activités industrielles telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejet atmosphérique.

Dans l'eau, le cadmium provient de l'érosion naturelle, du lessivage des sols (engrais phosphatés) ainsi que des décharges industrielles et du traitement des effluents industriels et des mines.

Propriétés biologiques et toxicité :

Contrairement à de nombreux métaux, le cadmium n'a aucun rôle métabolique connu et ne semble pas biologiquement essentiel ou bénéfique au métabolisme des êtres vivants. Il remplace parfois le Zn dans des systèmes enzymatiques carencés en Zn chez le plancton (Price et Morel, 1990; Lane et Morel, 2000).

Le cadmium présente des risques chez le consommateur ; Même à de faibles concentrations, il tend à s'accumuler dans le cortex rénal sur de très longues périodes (50 ans) où il entraîne une perte anormale de protéines par les urines (protéinurie) et provoque des dysfonctionnements urinaires chez les personnes âgées. Chez l'homme, le phénomène de toxicité aiguë est connu depuis 1950 sous le nom de syndrome d'Itai-Itai défini par l'association d'une insuffisance rénale avec ostéoporose (déminéralisation et fragilisation des os) et ostéomalacie (déminéralisation et déformation des os). Son nom provient des cris poussés par les malades, riziculteurs âgés de 40 à 60 ans, du bassin de la rivière Jintsu au Japon, intoxiqués par l'eau de boisson et la consommation de riz contaminés par les rejets d'une usine de métaux non ferreux.

Le JECFA (Joint Expert Committee for Food Additives) comité mixte FAO/OMS, a recommandé chez l'homme une dose hebdomadaire tolérable (DHT) de 7 µg de cadmium par kilogramme de poids corporel et par semaine. Il faut noter que, outre la boisson et la nourriture, le tabagisme est une source importante de cadmium notée dans toutes les études épidémiologiques. De la même façon que pour le mercure, le règlement (CEE) n° 466/2001 fixe les quantités maximales de cadmium dans les denrées alimentaires (1mg/kg de poids humide) Cependant, il ne présente pas de toxicité aiguë pour les organismes marins à des concentrations susceptibles d'être rencontrées dans le milieu. Au niveau subléta, des concentrations de 0,05 à 1,2 µg/L peuvent provoquer des effets physiologiques (anomalies dans le développement embryonnaire et larvaire chez mollusques bivalves) et des inhibitions de croissance (Chiffolleau *et al.*, 2001).

2.9. Le mercure :

Propriétés fondamentales:

De symbole **Hg** et NA **80** (tableau 1), le mercure est un métal dont la dynamique dans l'environnement est conditionnée par trois propriétés fondamentales: physique, par sa forme

liquide à température ambiante ; chimique, par la stabilité de ses liaisons avec le carbone et le soufre et biologique par sa très forte bioconcentration et sa toxicité. Son cycle biogéochimique fait intervenir des conversions d'espèces chimiques qui se traduisent par des changements de phase (liquide, solide, gaz) et, en conséquence des comportements très différents dans l'environnement. Les composés du mercure se divisent en deux classes chimiques principales: le mercure inorganique (incluant le mercure élémentaire) et le mercure organique (incluant le Méthyl-mercure).

Tableau 5 : Les principales espèces de mercure dans les eaux naturelles
(Cossa et Ficht, 1999)

Valence	Dénomination	Formule chimique
0	Mercure élémentaire	Hg ²⁺
II	Ion mercurique libre	HgCl ⁺ , HgCl ₂ , HgCl ₃
II	Chlorocomplexes	Hg(OH) ⁺ , Hg(OH) ₂
II	Hydroxocomplexes	HgSR, CH ₃ HgSR
II	Thiocomplexes	CH ₃ HgCl
II	Monométhylmercure	CH ₃ HgCl ₃
II	Diméthylmercure	HgS
II	Sulfure de mercure	HgSe
II	Sélénure de mercure	Hg(OH) ⁺ , Hg(OH) ₂
II	Complexe fulviques et humiques	HgSR, CH ₃ HgSR

✚ Utilisations du mercure:

Le mercure est rare dans le milieu naturel: il se trouve cependant dans les roches, parfois à des concentrations justifiant une exploitation. Le mercure est extrait du cinabre (sulfure de mercure), par des techniques minières classiques. Le mercure, libéré sous forme de vapeur, est recueilli par condensation.

Le mercure est utilisé par l'homme dans de multiples domaines. Il a été largement utilisé dans l'agriculture (pesticide), comme fongicide pour les papeteries et les industries de peinture, pour le traitement des minerais d'or et d'argent, dans l'industrie catalytique et l'électrolyse, dans les équipements électroniques et électriques, les lampes, les explosifs, les batteries et les instruments de mesures (Boudou, 1982; Cossa et Rondeau, 1985 ; Fitzgerald et Clarkson, 1991; Lindqvist, 1991,).

✚ Cycle, sources naturelles et anthropiques :

Le mercure est dégazé ou émis vers l'atmosphère par différents processus naturels qui sont principalement : le dégazage par les sols et la végétation, la volatilisation du mercure à partir des eaux naturelles et les émissions d'origine volcanique (Schröder *et al.*, 1989; Lindqvist, 1991).

Le dégazage naturel de l'écorce terrestre et les activités humaines constituent les sources principales de mercure mobilisé dans l'environnement. Le transfert du mercure s'effectue très schématiquement par volatilisation, déposition sèche et pluie, transport fluvial et sédimentation.

La part anthropique du mercure mobilisé à l'échelle planétaire est estimée à plus de 50 %. La contamination par le mercure est ubiquiste en raison de sa grande mobilité et les systèmes aquatiques en sont particulièrement affectés.

Actuellement, la principale source est la rémission de mercure anthropique déposé. Les sources ponctuelles anthropiques sont par ordre d'importance: la combustion des

hydrocarbures fossiles, en particulier le charbon, l'incinération d'ordures ménagères et hospitalières et les procédés industriels (fabrication de la soude caustique, métallurgie non ferreuse, etc.).

Les sources diffuses sont nombreuses: tubes fluorescents, piles, thermomètres, peintures, gaz d'échappement des véhicules, décharges d'ordures, certains dépôts d'armes, sols contaminés et certaines exploitations de gaz naturel (Cossa et Ficht, 1999).

Les émissions atmosphériques de mercure dues à l'activité humaine ont augmenté d'environ 4,5 fois depuis le début du siècle dernier (Mason *et al.* 1994) et plus des deux tiers de la production du mercure ont été effectués au cours du vingtième siècle. Selon Fitzgerald (1989), environ 30 à 40 % des émissions totales annuelles de mercure dans l'atmosphère sont d'origine anthropique (Fitzgerald et Watras, 1989).

Les estimations de Mason *et al.*, 1994 sont beaucoup plus sévères: c'est de 70 à 80 % des émissions actuelles vers l'atmosphère qui sont estimées être d'origine anthropique.

L'augmentation des émissions anthropiques de mercure a entraîné depuis le siècle dernier une augmentation d'un facteur trois des concentrations en Hg dans l'atmosphère et les eaux de surface de l'océan.

Propriétés biologiques et toxicité :

Le mercure est le seul élément métallique dont l'introduction dans le milieu aquatique par l'activité humaine à avoir entraîné la mort d'hommes. Le grand exemple est : Quarante huit décès, sept cents paralysés et plusieurs milliers d'individus atteints ont en effet été recensés suite au déversement de cent cinquante tonnes de mercure dans la baie de Minamata, au sud du Japon, au cours des années cinquante et soixante. Cette maladie tragique fut le résultat de l'ingestion, par des pêcheurs et leur famille, de poissons contaminés par un dérivé neurotoxique du mercure, le méthyl-mercure. La toxicité aiguë du mercure (introduit sous forme inorganique) pour les mollusques varie de 5 µg/L à plus de 5000 µg/L. Elle varie en outre avec la température et la salinité du milieu: elle augmente généralement avec la température et à faible salinité (Marchand et Kantin, 1997).

Les larves et les embryons figurent parmi les plus sensibles. Le mercure est donc considéré comme un élément extrêmement toxique pour la vie aquatique puisque les doses létales les plus basses sont inférieures à 10 µg.L.1 à certains stades du développement d'espèces déjà constatées comme très sensibles (GESAMP, 1997). Les concentrations sans effet sont inférieures à 1 µg/L. Pour des teneurs inférieures à 10 µg/L, différents effets sublétaux peuvent se manifester comme une perturbation de la respiration, un retard de croissance et des effets sur la reproduction. Les effets histopathologiques relevés concernent surtout les branchies et le système digestif des organismes marins. Ils sont observés pour des concentrations supérieures à 100 µg/L et des durées de contamination relativement longues.

Il est donc normal que les taux de mercure soient contrôlés. En France par exemple, le Conseil supérieur de l'hygiène publique (CSHP) propose une norme de tolérance de 0,7 mg/kg (poids humide) chez les poissons en bout de chaîne alimentaire (dont le thon) et de 0,5 mg/kg (poids humide) pour les autres produits de la pêche. (Marchand et Kantin, 1997).

Le Règlement (CEE) n° 466/2001 fixe les quantités maximales de certains contaminants: nitrates, aflatoxines, plomb, cadmium, mercure, dioxines, patuline et l'étain inorganique. La fixation des teneurs maximales pour certains contaminants vise à réduire la présence de ces contaminants dans certaines denrées alimentaires aux niveaux les plus faibles que permettent raisonnablement de bonnes pratiques de fabrication ou agricoles, afin d'obtenir un niveau élevé de protection de la santé publique, en particulier pour les groupes sensibles de la population: enfants, personnes allergiques, etc.

3- Contamination des écosystèmes aquatiques par les éléments traces métalliques

La contamination par les métaux lourds des écosystèmes est une préoccupation ; justifiée par les risques que ces éléments constituent pour l'équilibre d'un écosystème, et ceci même à des concentrations très faibles en raison de leurs puissantes activités biologiques et de leurs tendances à s'accumuler dans les organismes vivants, plusieurs approches ont été développées pour évaluer ces risques. Il est important de rappeler que les polluants se répartissent entre les différents compartiments des sédiments :

On distingue deux phases principales qui sont l'eau interstitielle et les particules. Les liaisons entre micropolluants et particules sont de nature assez variée ou se forment des résidus non extractibles.

Les effets toxiques et donc les risques pour l'écosystème découlent d'une manière ou d'une autre de cette répartition des micropolluants entre les phases du sédiment (Bahut et Alzieu, 2003)

Il s'agit donc d'établir des relations de causes à effet, dans le but d'interpréter convenablement les relations concentrations-effets, d'où il est nécessaire de comprendre la cinétique des éléments trace métalliques.

Les métaux lourds, dans les eaux de surface subissent des cycles de transformations, de complexation, de précipitation et peuvent expliquer le comportement de ces métaux dans le milieu aquatique.

La complexation avec le carbone organique dissous, avec les particules en suspension, avec les particules solides et les réactions avec les sulfures des sédiments dans les processus qui contrôlent la persistance des métaux et par conséquent le niveau de l'exposition de la faune aquatique (Di Toro, 2001). Comme le montre la figure 1, les métaux se trouvent distribués sous les mêmes formes que celles de la colonne d'eau, mais avec des concentrations différentes. Les métaux fixés sur les particules des sédiments sont absorbés avec les sulfures ; ainsi seule la fraction assimilable par la faune benthique peut avoir un effet biologique et de ce fait leur spéciation peut apporter des éléments de réponse. Un nombre important de recherches a contribué à mieux comprendre les bases physiologiques des effets toxiques des métaux sur les organismes benthiques. Les résultats de ces recherches, en relation avec la spéciation des métaux, ont expliqué comment la physicochimie de l'eau peut affecter la cinétique et par conséquent la biodisponibilité des métaux, et comment ces derniers interagissent au niveau des sites d'action des organismes (Janssen et al., 2000) .

Parmi les approches évaluant la qualité d'un écosystème aquatique, la plus utilisée consiste à déterminer les concentrations des métaux dans les compartiments biotiques et abiotiques et à les comparer aux teneurs naturelles. Cette approche repose sur la connaissance du taux réel des métaux dans l'eau, les sédiments, la faune et la flore aquatique. Les teneurs naturelles en métaux ou background concentrations doivent être déterminées dans des zones où les activités humaines pouvant contaminer les milieux sont absentes. De plus les concentrations naturelles varient d'une région à une autre à travers le monde et dépendent de la nature de la roche mère (Meybeck, 1998) ; c'est-à-dire de la composition de la croûte terrestre et du type de sol.

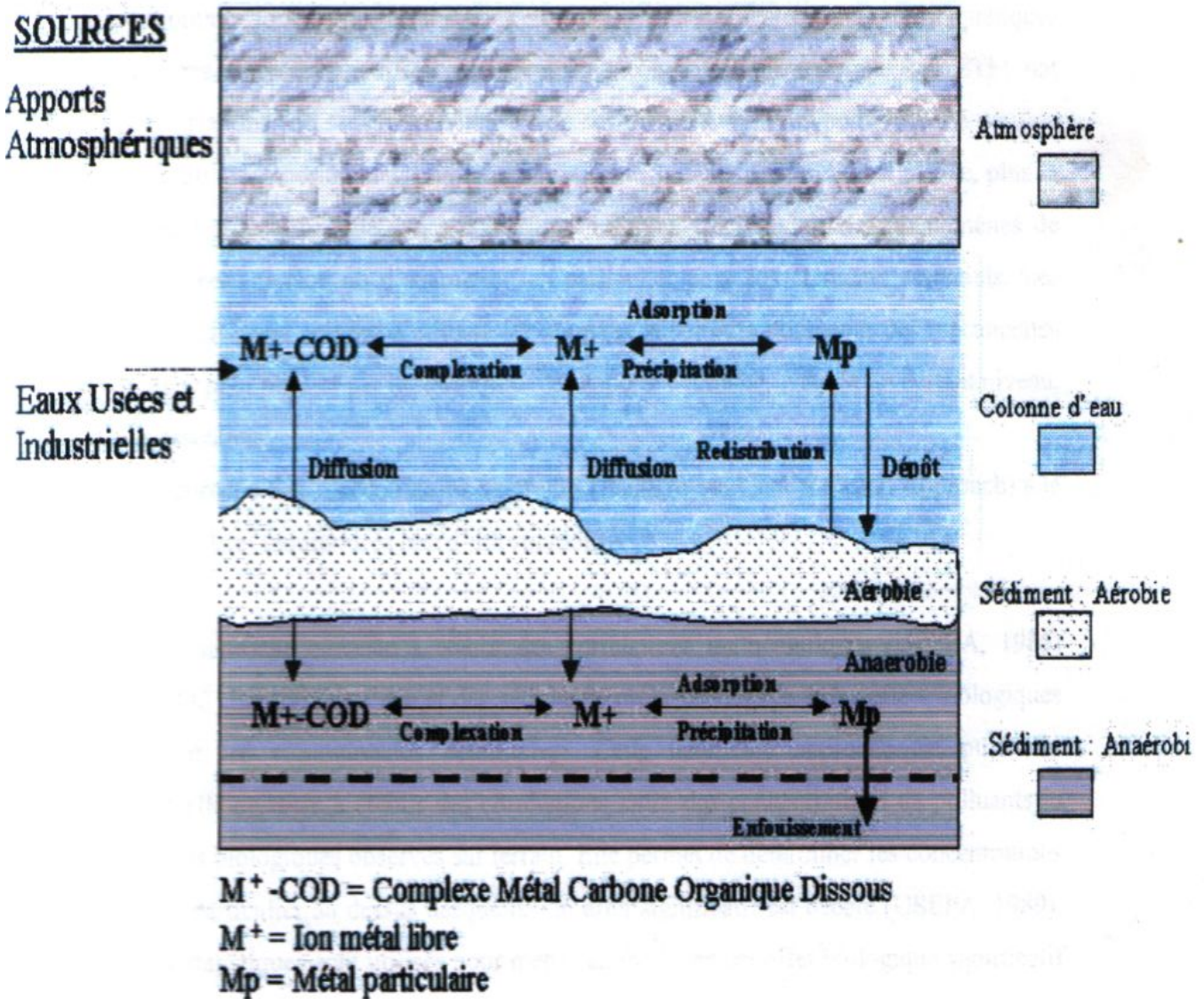


Figure 1 : Devenir des ETM dans un système aquatique (Di Toro *et al.* 2001)

Enfin cette approche des concentrations naturelles a le mérite d'être utile et requiert très peu d'informations; la deuxième approche consiste à établir des corrélations mathématiques (USEPA, 1997) entre la qualité chimique de l'eau et des sédiments prélevés sur site et les effets biologiques observés sur les communautés benthiques. Cette approche, purement statistique, va permettre de déterminer les concentrations d'un polluant particulier au dessus desquelles un effet significatif est décelé (USEPA, 2001).

Cette approche ne prend pas en considération la présence de plusieurs contaminants pouvant avoir un mode d'action similaire et une réponse biologique comparable en particulier pour les ions divalents (Zn^{++} ; Pb^{++}).

Les méthodes de ces approches cherchent à déterminer les niveaux de concentration sans effets et des niveaux (seuils) d'effets.

Ces valeurs guides de la qualité des sédiments sont utilisées pour interpréter les données, et ainsi identifier les régions et les sites contaminés et dégager des programmes de surveillance et de ré médiation (USEPA, 1997).

Ces valeurs, quand elles sont utilisées en relation avec d'autres critères tels que les tests de toxicité des sédiments, la bioaccumulation et la diversité faunistique peuvent avoir un poids évident (Powerful Weight of Evidence) pour évaluer les risques associés et conjugués à la contamination des sédiments (Ingersoll et al., 1997). Pour chaque contaminant deux critères guides ont été établis, incluant les TEC (Thershod Effect Concentrations) et les PEC (Probable Effect Concentrations) à partir des données relatives à la qualité des sédiments. Les résultats obtenus pour chaque substance chimique ont été évalués en reliant la chimie des sédiments et les études de toxicité conduites aux USA. Ils indiquent que la majorité des TEC (21 substances sur 28) donnent une base fiable et valide pour prédire l'absence de toxicité des sédiments. De même, la majorité des PEC (16 substances sur 21) fournit une base précise pour prédire la présence de toxicité des sédiments.

Tableau 6 : Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les TEC (Mac Donald et al., 2000)

ETM (mg/kg sec)	TEC (Threshold Effect Concentration)				Critère Consensuel
	TEL	ERL	LEL	TEL-HA28	
Cadmium	0.596	5	0.6	0.58	0.99
Chrome	37.3	80	26	36	43.4
Cuivre	35.7	70	16	28	31.6
Nikel	18	30	16	20	22.7
Plomb	35	35	31	37	35.8
Zinc	120	120	120	98	121
Manganèse	-	-	-	-	-


TEL-HA28 : Threshold Effect Level Hyalella Azteca 28 jours

Tableau 7 : Critères de qualité des sédiments d'eau douce reflétant les PEC (Mac Donald et al., 2000)

ETM (mg/kg sec)	PEC (Probable Effect Concentration)				Critère Consensuel
	TEL	ERL	LEL	PEL-HA28	
Cadmium	3.53	9	10	3.2	4.98
Chrome	90	145	110	120	111
Cuivre	197	390	110	100	149
Nikel	36	50	75	33	48.6
Plomb	91.3	110	250	82	128
Zinc	315	270	820	540	459
Manganèse	-	-	-	-	-

PEL-HA28 : Probable Effect Level Hyalella Azteca 28 jours

3-1 bioaccumulation des métaux par les organismes aquatiques : exemple de la moule.

 **La bioaccumulation :** est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise. Elle désigne la somme des absorptions d'un élément par voie directe, alimentaire, par les espèces animales aquatiques (Ramade, 1992). La bioaccumulation est le résultat des processus de contamination, une combinaison des mécanismes d'excrétion vers l'environnement et de biotransformation endogène (Ribeyre et Boudou, 1989).

✚ **La bioconcentration** : est un cas particulier de la bioaccumulation. Elle est définie comme le processus par lequel une substance est présente dans un organisme vivant à une concentration supérieure à celle de son milieu environnant. C'est une augmentation de la concentration d'un contaminant lorsqu'il passe de l'eau à un organisme vivant. Le facteur de concentration (FBC) peut être défini comme une constante issue du rapport de la concentration d'une substance dans un organisme en état d'équilibre à sa concentration dans le biotope (Veith et al., 1979 ; Ramade, 1992).

✚ **La bioamplification** est le processus par lequel le prédateur concentre une substance à un niveau supérieur à celui ou il se trouve dans la proie.

Ainsi, le concept de la bioaccumulation résulte de la balance nette des processus de capture, de stockage et d'excrétion d'une substance dans un organisme due à exposition dans l'eau, la nourriture, le sédiment et l'air (Neff, 2002). Pénétration, stockage dans les organes cibles et contamination sont sous la dépendance des facteurs abiotiques du milieu, de la nature du contaminant et des caractéristiques physiologiques et biochimiques de l'organisme ou de l'espèce considérée.

3-2- Modèles cinétiques pour évaluer la bioaccumulation des métaux lourds par la faune aquatique.

La toxicocinétique des métaux lourds est définie par le passage des éléments toxiques de l'eau et ou des sédiments vers et dans les organismes aquatiques. Ce passage des éléments trace métalliques du compartiment abiotique vers le compartiment biotique obéit à des mécanismes physiologiques en relation avec les lois biologiques (transport passif, actif, facilité ...). Le taux d'ingestion des métaux lourds par la faune aquatique dépend non seulement de l'espèce et son comportement dans l'eau et le sédiment mais aussi des conditions environnementales favorisant ou inhibant les processus physiologiques d'ingestion des métaux lourds. L'intérêt de la connaissance de la cinétique des toxiques est de mettre en évidence les variations des concentrations dans les différents compartiments et par conséquent les variations d'activité des toxiques au sein des organismes accumulateurs. De ce fait, il est difficile d'évaluer la fraction retenue par l'organisme et de la fraction éliminée par ce dernier, et par conséquent d'estimer un bilan métabolique (Landrum, 1988). La figure 2 illustre la cinétique des métaux lourds. Le devenir des métaux lourds dans les organismes aquatiques correspond à une cinétique monocompartimentale de premier ordre.

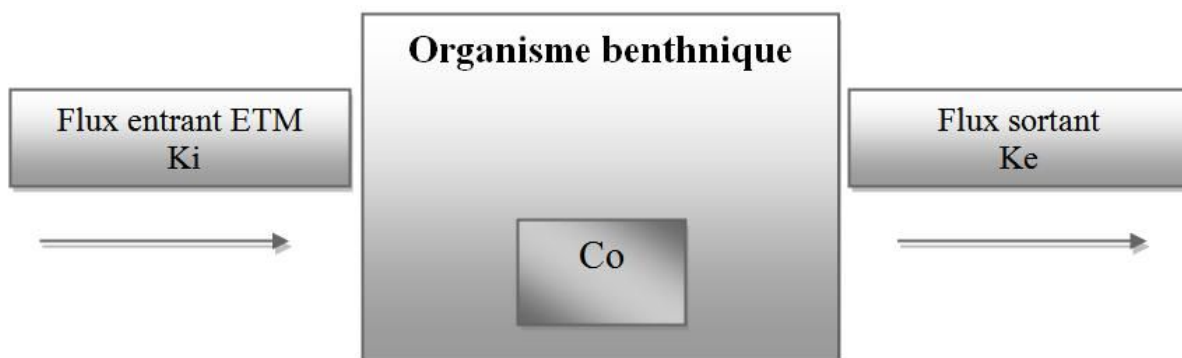


Figure 2 : Cinétique des ETM dans un organisme aquatique (Modèle monocompartimental, in Casas 2005)

L'équation mathématique du modèle d'après Shephard, (1998) serait :

$$\frac{dCo}{dt} = (ki \times Ce) - (ke \times Co)$$

Équation 1

Si on considère que le taux d'ingestion est constant à partir de l'eau et/ou des sédiments et que la concentration est constante dans ces deux compartiments, et en intégrant l'équation mathématique 1, celle-ci s'écrit comme suit :

$$Co = Ce \times \left(\frac{ki}{ke}\right) \times (1 - e^{-ket}) + Co_{(t=i)}e^{-ket}$$

Équation 2

Avec :

Co = Concentration du métal dans l'organisme benthique (mg/kg)

t = temps (heure)

Ce = Concentration du métal dans l'eau et/ou dans les sédiments (µg/l ou mg/kg)

Ki = taux constant d'ingestion du métal (L ou mg/kg/heure)

Ke = taux constant d'élimination du métal (heure)

L'équation 2 peut être réduite en considérant que la concentration du métal dans l'organisme animal au temps t_0 est négligeable (tend vers zéro) :

$$Co = Ce \times \left(\frac{ki}{ke}\right)$$

Équation 3

Ainsi et à partir de l'équation 3 on peut estimer la fraction retenue (Co) par l'organisme animal et qui peut être définie comme étant la concentration résiduelle ; le rapport K_i/K_e devient le facteur de bioconcentration (FBC). Ainsi, l'équation devient :

$$Co = Ce \times FBC$$

Équation 4

3-3-Notion de biodisponibilité des métaux lourds pour la faune aquatique :

La biodisponibilité des métaux lourds concerne la fraction labile, c'est-à-dire libre dans l'eau et les sédiments pouvant être ingérée par les organismes aquatiques. Cette biodisponibilité est définie comme étant la fraction des métaux lourds ingérée par un organisme et transportée vers les sites pour exercer leurs actions. Des études ont montrées que les teneurs totales des métaux lourds ne sont pas corrélées avec les effets biologiques (Campbell et al., 1995 ; Campbell et al., 1998 ; Janssen et al., 2000 ; Di Toro, 2001). Cette biodisponibilité est sous la dépendance non seulement des teneurs en métaux lourds mais

aussi de la physico-chimie de l'eau et des sédiments. La biodisponibilité peut-être prédite sur la base de l'équilibre partage EP (Equilibrium Partitioning). Cette approche considère que les polluants atteignent un état d'équilibre entre l'eau interstitielle, les sédiments et les organismes aquatiques associés aux deux phases. Le coefficient de partage EP appelé Log P est défini comme le rapport entre la concentration d'un polluant dans les deux phases « Octanol-Eau ». C'est un paramètre indispensable à la notion ou à la tendance de bioaccumulation c'est-à-dire le passage de substances chimiques à travers les membranes biologiques. La figure 3 montre les différents compartiments concernés, ainsi que les équilibres considérés entre chacun (Gouy et Roulier, 2001).

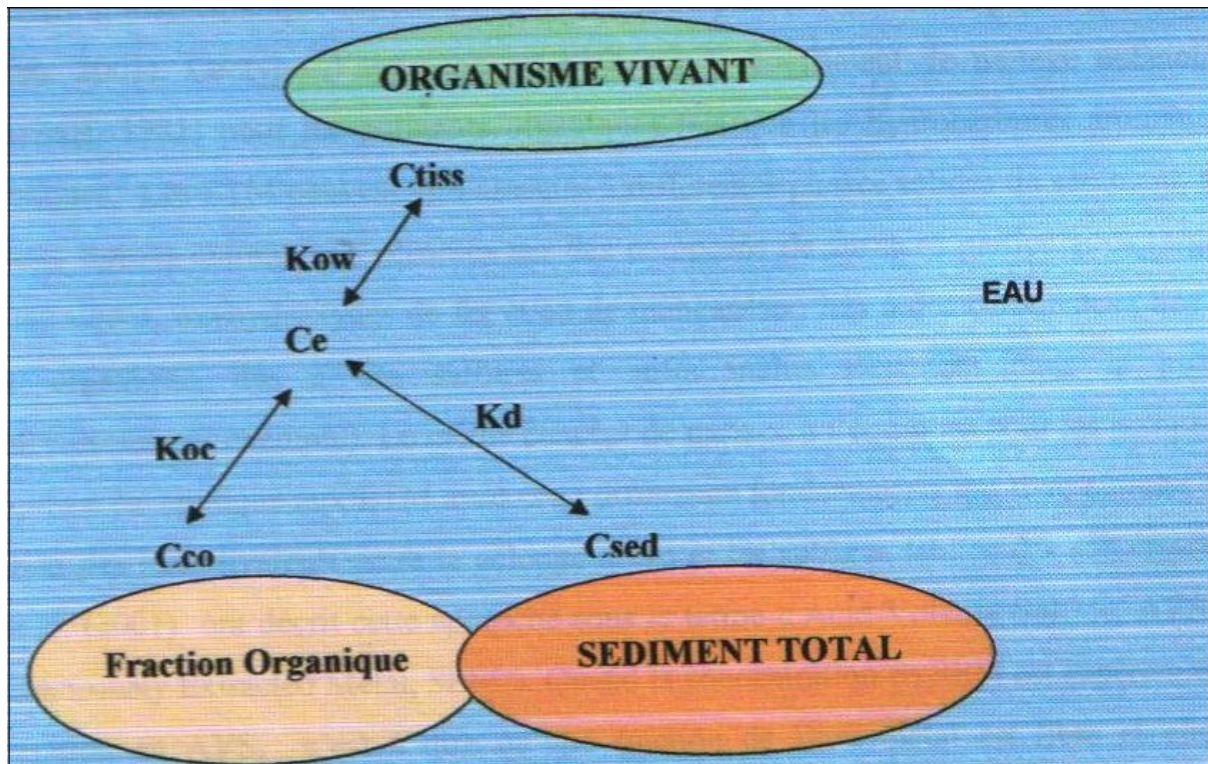


Figure 3 : Schématisation du partage des polluants entre les différents compartiments du milieu aquatique (in Casas,2005)

K_d : représente le coefficient de partage de l'équilibre eau /sédiment selon l'équation suivante
 $K_d = C_s / C_e$

Avec K_d : coefficient de partage du produit entre les fractions dissoutes et particulaires (ml/g)
 C_s : Concentration du produit dans la fraction solide ($\mu\text{g/ml}$)

Comme dans le cas général, la matière organique semble souvent jouer un rôle important dans l'absorption des produits, on utilise aussi le K_{oc} qui résulte de la normalisation du K_d par rapport à la teneur en carbone organique du sédiment : $K_d / \%C_o \cdot 100$
 C_o : étant le taux de carbone organique des sédiments (%)

Les métaux lourds peuvent être associés à différentes phases solides du sédiment, sous différentes formes chimiques ; adsorbés sur des composés de surfaces particulières (argiles, acides humiques, oxyhydroxydes de fer et / ou de manganèse ; liés à des carbonates, liés à la matière organique, liés à des sulfures et enfin inclus fortement à la matière organique. Cette

approche a été appliquée aux métaux lourds avec cette différence fondamentale qui tient compte de la répartition des ions divalents entre la colonne d'eau et les sulfures labiles des sédiments. Cette approche est décrite sous le vocable « Acid Volatile Sulfide » (AVS) et « Simultaneously Extracted Metal » (SEM). Quand la concentration en SEM est supérieure à la concentration en AVS, c'est-à-dire la fraction de l'ion métal libre, cette fraction est considérée comme la fraction bio disponible favorisant une activité biologique c'est-à-dire une toxicité

3.4 Mécanisme de capture des métaux

Pendant tout processus physiologique d'échange avec le milieu environnant, les molécules exogènes pénètrent à travers les barrières biologiques séparant l'environnement interne de l'organisme du milieu externe. Quand la contamination se fait, ces barrières (cutanées et respiratoires pour la contamination directe, et intestinale pour la contamination trophique) montrent des propriétés biologiques liées à leur structure et aux conditions physico-chimiques de l'environnement (température, pH, électrolytes)

3.4.1 Capture des métaux en solution

Les organismes aquatiques baignent dans des solutions où les concentrations en métaux traces varient du ng.L⁻¹ dans l'océan ouvert à des niveaux approchant le µg.L⁻¹ dans les zones côtières.

La capture, par la surface perméable, de beaucoup de ces métaux traces en solution se fait généralement par diffusion passive et ne requière aucune dépense d'énergie (Luoma, 1983; Phillips et Rainbow, 1994; Anandraj et al. 2002). Ainsi, les formes métalliques liposolubles ou à polarité réduite (ex. HgCl₂, CH₃HgCl, etc.), peuvent traverser la membrane via la diffusion (fig.4). Cette diffusion passive peut être facilitée en utilisant des protéines de transports associées à la membrane (diffusion par gradient de concentration, déplacement dans un champ électrique).

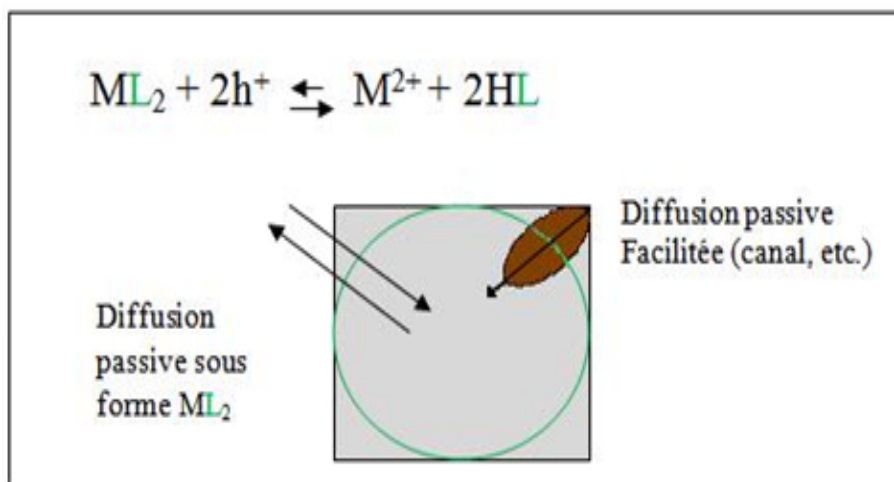


Figure 4 : schéma représentatif des deux types de transport de métaux en solution (in Casas 2005)

Les processus digestifs jouent aussi un rôle important dans la détermination de capture à partir de la nourriture et de l'eau ingérée (Tran et al. 2002). Le clivage enzymatique des

protéines pourrait faciliter l'assimilation si les métaux sont transportés avec les acides aminés. Le pH est probablement le facteur le plus important dans le tractus digestif.

La concentration de l'ion libre métallique a une grande importance dans le contrôle de la capture métallique à partir des solutions. Le métal sous forme d'ion libre a été proposé comme l'espèce métallique dissoute la plus biodisponible (Campbell, 1995). Ce modèle a été mis en place au début des années 80 par Morel et a été appliqué avec succès pour interpréter la toxicité du métal. Ainsi, le transport de Hg^{2+} , Cd^{2+} et Pb^{2+} passerait par la voie d'un canal protéique non spécifique sur la membrane cellulaire (Fig.5). L'assimilation est donc proportionnelle à la concentration en ion libre (M^{2+}) et non à la concentration totale du métal en solution. Ce modèle a été décrit en détail par Campbell, le validant par de nombreuses expériences en terrain et de nombreuses études en laboratoire. Ainsi, le modèle de l'ion libre (FIAM, Free Ion Activity Model) traduit l'interaction d'un métal (MeZ^+) chez un organisme en trois étapes successives: advection/diffusion du métal à l'équilibre dans la solution « baignant » l'interface entre la membrane biologique et le milieu d'exposition (1), réaction de complexation avec un site de surface (2), transport à travers la membrane (3).

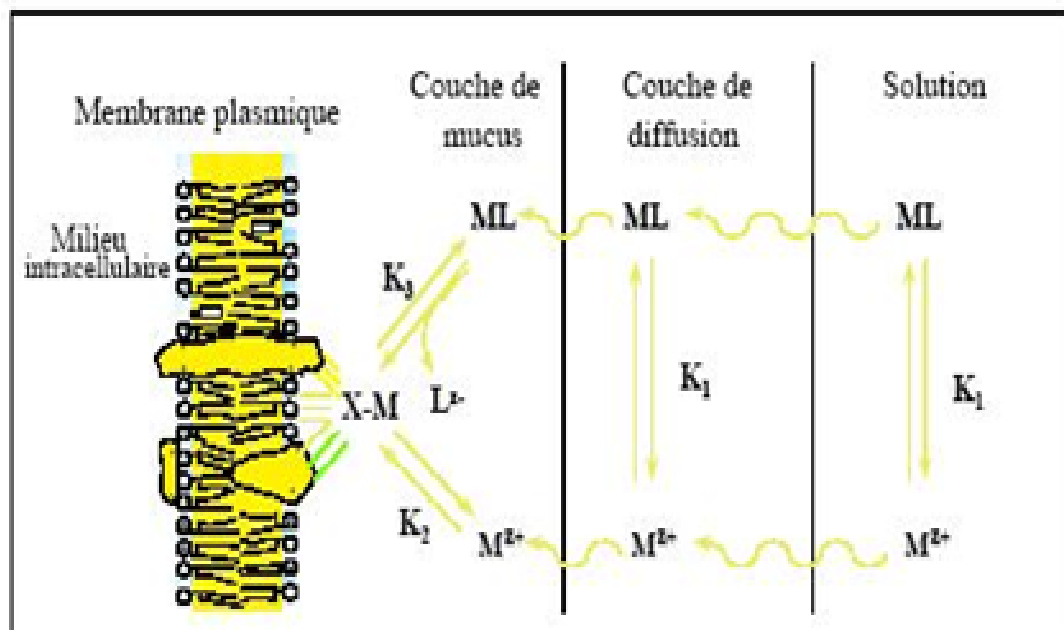


Figure 5

Schéma récapitulatif du modèle de l'ion libre (d'après Campbell, 1995) (K_1 , K_2 et K_3 vitesse de réaction)

3.4.2 Capture des métaux associés aux particules

Les particules présentes dans les eaux naturelles peuvent être inorganiques ou organiques et les métaux se lient avec chacune de ces fractions par des mécanismes variés. La capture directe des métaux à partir d'une particule nécessite toujours l'ingestion de celle-ci et son piégeage à partir du tractus alimentaire. D'autres cheminements ne nécessitant pas l'ingestion existent, comme la pinocytose dans les branchies (Phillips et Rainbow, 1994). Les processus de digestion qui relâchent les éléments de la particule matrice sont toujours nécessaires après l'entrée des métaux dans le tractus alimentaire. En effet, la biodisponibilité des métaux ingérés dans la nourriture solide dépend des processus de digestion du consommateur et de la concentration et nature chimique du métal dans la nourriture. Ceux-ci

varient beaucoup selon le pH digestif et selon l'activité des enzymes digestives en relation avec les substrats présents dans la nourriture.

3.5 Mécanisme d'excrétion des métaux

Parallèlement aux étapes de pénétration et de répartition des contaminants au sein de l'organisme, de nombreux mécanismes physiologiques et biochimiques contribuent à les éliminer. Tous les organismes aquatiques piègent des métaux en quantités importantes mais pour beaucoup d'espèces, l'excrétion des métaux accumulés n'est pas négligeable. Les quatre processus principaux sont (Fig.6): la défécation, la perte via la surface perméable, la désorption passive et les granules d'expulsion (Phillips et Rainbow, 1994).

L'organe d'excrétion des métaux est le rein. Les métaux stockés dans les granules peuvent être perdus à travers le tractus alimentaire sous forme de fèces (Rainbow, 1990; Wang et Fisher, 1997). L'égestion par les fèces est le processus dominant pour la décontamination métallique (Simkiss et al., 1982; Wang et al., 1995). Ces métaux présents dans les lysosomes ou les sphérocristaux sont excrétés par exocytose du contenu vacuolaire, par épanchement de podocytes rénaux ou encore par diapédèse de granules in toto dans le tractus urinaire. A cette voie principale via le rein s'ajoute la voie trans-tégumentaire, par synthèse du byssus ou de la coquille ou encore par les gamètes lors de la ponte (Cossa et Lassus, 1989; Wang et Fisher, 1998b). Certains de ces mécanismes d'excrétion ont un caractère nettement épisodique, ce qui est susceptible d'amplifier les variations temporelles des concentrations en métaux chez les bivalves.

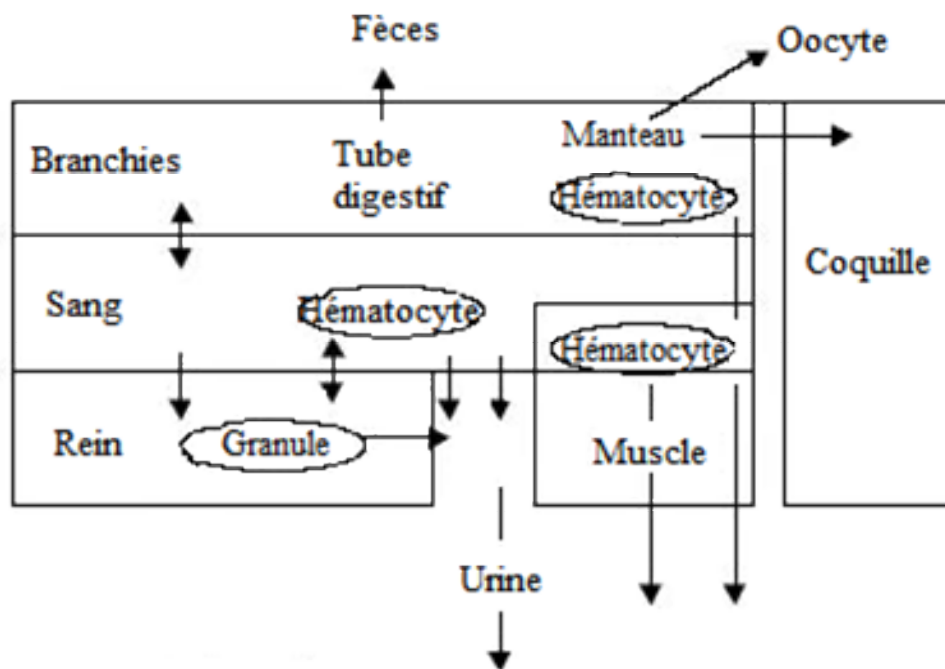


Figure 6: Mécanismes d'excrétion des métaux chez les bivalves (George, 1980)

3.6 Mécanisme de séquestration des métaux : organotropisme et amplification

Après la capture et l'excrétion des métaux, le troisième facteur déterminant l'accumulation des éléments traces est la séquestration des métaux absorbés dans les tissus. Plusieurs mécanismes existent incluant les piègeages des métaux et la séquestration d'éléments dans des granules ou dépôts insolubles qui peuvent être ou non associés à des lysosomes (George et al., 1978; George, 1980; Amiard-Triquet et Caurant, 1994; Phillips et

Rainbow, 1994). Après passage transmembranaire, les métaux sont présents dans les éléments figurés résultant de la phagocytose de vésicules formées lors de l'absorption du métal à l'état particulaire par pinocytose et/ou de la phagocytose d'agrégats protéiniques riches en cations divalents (George, 1980).

Ces granules ont été étudiées par Martoja et Martoja (1982) qui les considèrent comme des sites d'accumulation pour les déchets métalliques des différents processus physiologiques.

Ces contaminants, sous forme libre ou complexée, arrivent aux compartiments de l'organisme. Les processus d'accumulation dans les tissus sont complexes ; de nombreux facteurs vont intervenir tels que la stabilité des liaisons des produits chimiques avec les constituants sanguin, la vascularisation des organes, la structure et les propriétés des membranes cellulaires, la densité et l'accessibilité des sites et la répartition du contaminant dans les différents organes. Les mollusques accumulent dans deux organes, l'hépatopancréas et le rein. Ces deux organes sont des sites d'accumulation des phosphates de Ca, de Mg ou des protéines de la famille des métalloprotéines. Des études récentes ont révélé une augmentation des concentrations de certains polluants, au fur et à mesure des différents maillons de la chaîne trophique : la bioamplification. Le prédateur concentre une substance à un niveau supérieur à celui où se trouve dans sa proie.

Cette amplification a été constatée pour plusieurs contaminants organiques, et dans le cas des métaux, pour la forme méthyle du mercure (Fowler, 1982).

Ce concept est reconnu par les scientifiques pour l'élément métal mercure ; mais très discuté pour les autres contaminants métalliques. Pour Ramade (1992), la rémanence d'un contaminant associé à des transferts cumulatifs « proies contaminées-prédateurs » est à l'origine de ce processus. La bioamplification des contaminants au sein des structures biocénétiques ne peut-être abordée par une approche mono-factorielle.

Ce processus est lié à une conjonction de facteurs favorables (Boudou et al, 1983); la concentration du contaminant dans le milieu, stabilité des conditions, aptitude du contaminant à franchir les barrières biologiques, rémanence de la molécule à l'égard des mécanismes de dégradation (abiotiques et biotiques), transferts trophiques, types de réseaux alimentaires, durée de vie, etc. .

En fait, la bioamplification est due à une intégration de l'ensemble de la structure biologique des écosystèmes.

3-7 Facteurs affectant la bioaccumulation des métaux : transferts et biotransformation

Les processus de contamination et de décontamination sont superposés dans le temps et leur importance relative varie fortement (1) selon les modalités de la contamination (voies d'entrée, doses absorbées, etc.) ;(2) selon les niveaux d'accumulation dans l'organisme et dans les organes ; (3) selon les facteurs physico-chimiques du milieu environnant (Boudou et al.,1983 ; Simkiss et Taylor, 1995). Les capacités de bioaccumulation, pour un même produit chimique, pouvant varier considérablement (1) selon l'espèce considérée, (2) le stade de développement des individus, (3) les caractéristiques écologiques du système et (4) les propriétés du contaminant (Luoma , 1983).

L'étude de l'interaction entre les contaminants et les barrières biologiques est d'un intérêt considérable pour la compréhension des phénomènes éco toxicologiques, particulièrement la bioaccumulation et les transferts à travers les chaînes trophiques.

Il est connu que les niveaux de concentrations métalliques dans les organismes ne sont pas le seul résultat de leur biodisponibilité dans l'environnement ; les processus impliqués sont très complexes et sont influencés par (1) le contaminant (taille de la molécule, spéciation chimique, etc.), (2) l'organisme récepteur (propriétés membranaires , composition chimique , processus actifs) et (3)l'environnement intra et extracellulaire (température , pH , etc.) ; les facteurs biotiques sont, quant à eux, liés aux espèces et surtout à leur anatomie (taille, nature

des téguments, surface de contact) et leur physiologie (respiratoire, digestive, reproductive, etc.) ; et au sein d'une même espèce, l'âge donc la taille. Tous ces paramètres doivent être pris en ligne de compte.

En effet, les travaux de Boyden (1977) ont montré que les concentrations métalliques mesurées chez les espèces marines peuvent varier en fonction de leur taille, donc de leur âge. Cependant, de nombreux travaux ont mis en évidence la relation métal / taille chez la moule ;

De nombreux auteurs rapportent la relation nette entre les concentrations de différents contaminants métalliques (Cd , Cu ,Fe , Mn , Ni , Zn) dans la moule et son poids (Cossa , 1980 ; Cossa et Rondeau, 1985 ; Cain et Luoma , 1986 ; Rainbow et al, 1990 ; Stronkhorst,1992 ; Langston et Spence, 1995 ; Mikac et al,1996; Morono et al., 2001) et aussi toutes les fonctions physiologiques (nutrition/ filtration , croissance , reproduction , excrétion) du métabolisme de l'organisme indicateur sont dépendantes du poids par des équations allométriques (Bayne et Newel, 1983). Toutefois, les concentrations maximales en métaux dans les moules apparaissent l'hiver et au début du printemps (Paez Osuna et al., 1995; Grant, 1996 ; Smaal et al., 1997; Carballal et al., 1998; Okanus et Stirling, 1998; Wong et Cheung, 2001; Rainbow et al., 2004).

3-8 Caractéristiques physico-chimiques du milieu environnant.

Parmi les facteurs abiotiques, les facteurs physico-chimiques (températures, salinité, oxygène dissous, pH, etc.) du milieu joue un rôle essentiel puisqu'ils influent à la fois sur la forme physico-chimique des métaux (état de valence, adsorption-désorption sur les métaux en suspension, etc.) donc sur leur biodisponibilité, mais également sur le métabolisme des espèces (osmo régulation, respiration, reproduction, activités trophiques, etc.) dont dépendent en partie les cinétiques d'accumulation et d'excrétion des métaux. Ces facteurs sont spécifiques d'un site et varient dans le temps (Karayücel et Karayücel, 2000).

Les facteurs climatiques agissent sur des paramètres comme la température, oxygène dissous et la salinité. Ces conditions du milieu modifient l'efficacité des processus biologiques responsables de la bioaccumulation ; en particulier la température qui intervient directement sur la cinétique des processus biologiques, ces organismes étant poikilotherme. Les variations saisonnières de ces paramètres doivent être prises en ligne de compte (Langston et Spence, 1995).

3-9 Cycle de vie de l'organisme et variables environnementales

Les cycles biologiques tels que la nutrition, la croissance, la reproduction et l'excrétion ont un impact sur le processus de la bioaccumulation.

Les travaux de Boyden, (1974, 1977), de Cossa (1980) et de Fisher,(1988) ont révélés l'existence de relation entre la concentration du métal dans l'organisme et l'âge et le sexe de celui-ci. La concentration des contaminants est influencée par la croissance et les pertes en poids ; en particulier durant la période de maturation des gonades.

La croissance est caractérisée par une augmentation de la taille et du poids en fonction du temps et des variables environnementales. De ce fait le facteur saisonnier est important , et de nombreuses études ont montré que les concentrations métalliques mesurées chez les espèces marines varient saisonnièrement (Majori et al., 1978 ; Cossa., 1980 ; Cossa et Rondeau, 1985; Lee et al.,1996 ; Bei et al., 1998 ; Wright et Mason, 1999 ; Kaimoussi et al., 2000; Orban et al., 2002 ; Khati et al.,2008). Les variations saisonnières peuvent être causées par les combinaisons de plusieurs facteurs directement corrélés au poids incluant la température, la biodisponibilité en nourriture, la croissance et la reproduction mais aussi d'autres facteurs indépendants tels que la modification du cycle biogéochimique et de la biodisponibilité des métaux.

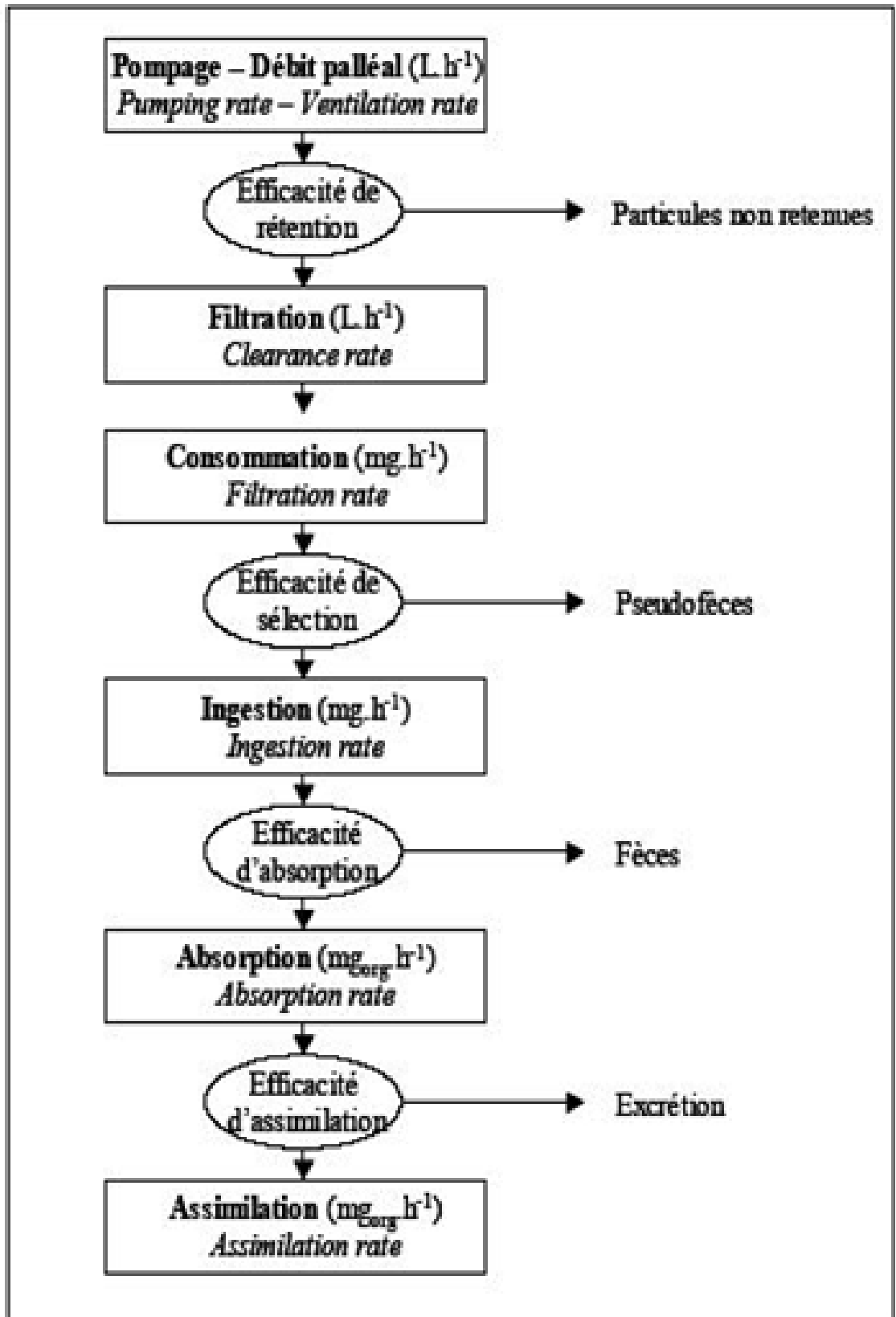


Figure 7 : Schéma des différentes étapes de la nutrition des bivalves (in'Gopel 2005) anglaise équivalente est dominée en italique

3-10 Interactions multifactorielles

La qualité et la quantité de la nourriture ingérée agissant sur la bioaccumulation, directement en modifiant l'assimilation des métaux (flux entrant, biodisponibilité), ou indirectement sur la croissance de l'organisme indicateur (Wang et Wong, 2003) et sont corrélés à l'action de plusieurs paramètres hydrobiologiques: les substances humiques et fulviques (Gagnon et Fisher, 1997), la part de phase dissoute et particulaire dans la nourriture (Wang et Fisher, 1997; Allison et al., 1998), les quantités du seston (Riisgard et al., 2003), le carbone organique dissous et particulaire (Pan et Wang, 2004) et le type du sédiment (Griscom et al., 2000).

La compréhension des mécanismes de transfert métallique et d'accumulation à différents niveaux de la pyramide trophique requiert des études et des approches écologiques (production primaire, cinétique de sédimentation et de l'apport en matière organique en suspension), toxicologiques (biodisponibilité des métaux et bioaccumulation) et physiologiques (Activités nutritives, ingestion et excrétion); Ces trois facteurs (fig.8) sont liés et vont intervenir dans ces interactions entre les composés métalliques et les barrières biologiques.

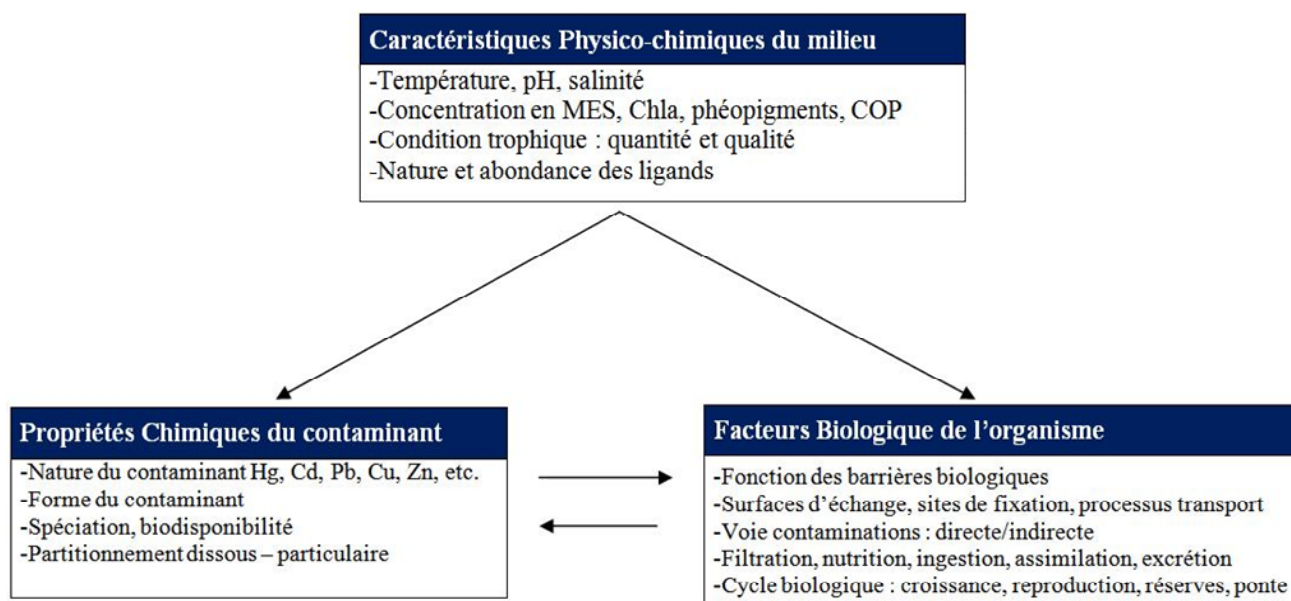


Figure 8 :

Présentation schématique des trois groupes de facteurs interagissant dans le processus de bioaccumulation des métaux traces chez la moule. (In Casas 2005)

L'étude de la contamination est assez complexe et se heurte à cette complexité des mécanismes, due à la diversité des facteurs écologiques (biotiques et abiotiques) et des caractéristiques de la contamination, à leurs variations et à leurs interactions dans l'espace et dans le temps.

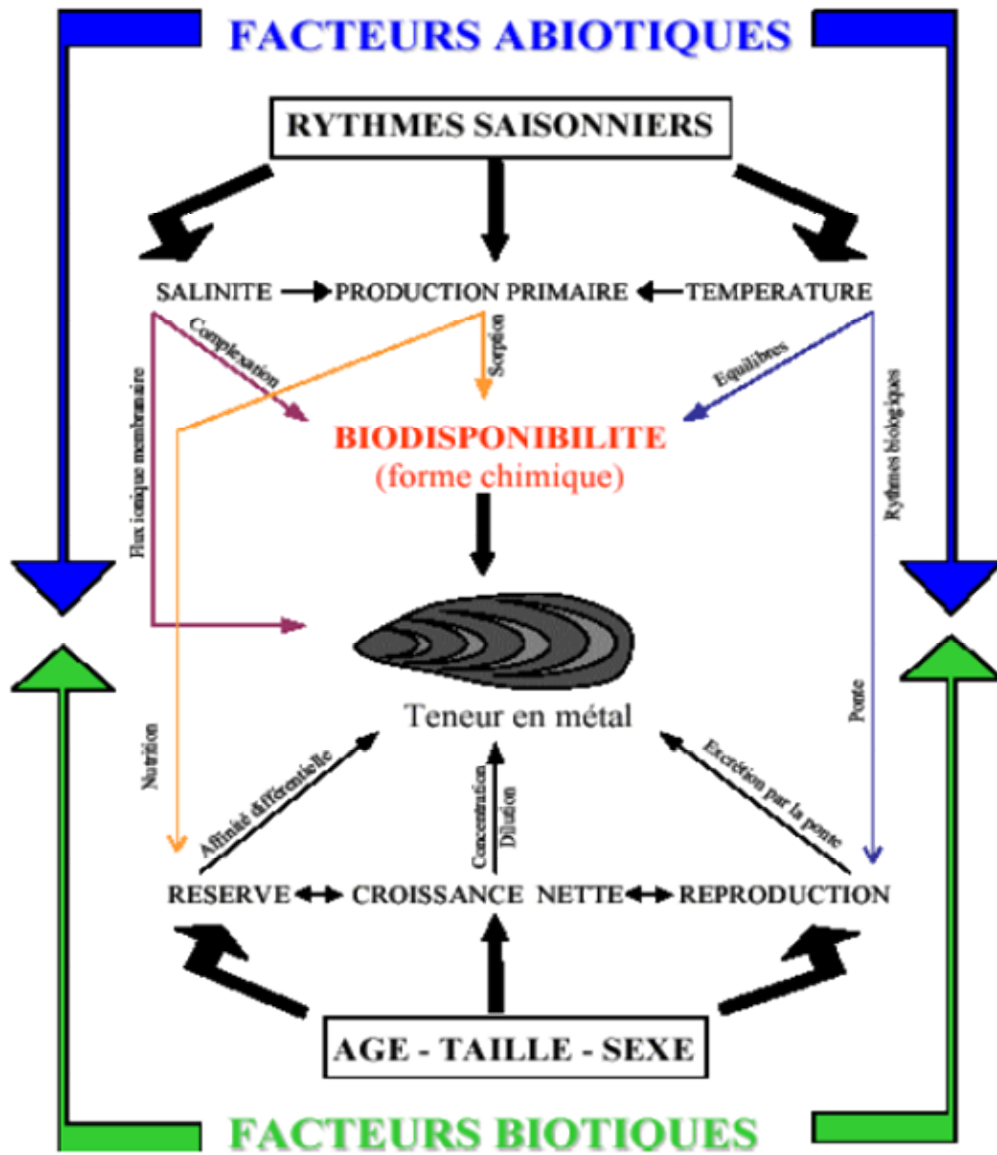


Figure 9 : Paramètres biotiques et abiotiques conditionnant la bioconcentration chez la moule (adapté de Cossa, 1987 par Laurier, 2001)

1- Présentation de la zone d'étude

1.1 Situation géographique

La basse plaine de la Seybouse se situe au nord-est de l'Algérie à 600 Km à l'Est d'Alger, et appartient au système aquifère Annaba - Bouteldja (fig.10). Ses limites naturelles sont :

- au Nord, la mer Méditerranée ;
- à l'Ouest le massif de Belelieta (287 m) et de Bouhamra (152 m) qui sont séparés du massif principal de l'Edough (1008 m) ;
- au Sud la chaîne numidique orientale (1411 m) ;
- enfin à l'Est, le prolongement oriental du système aquifère Annaba - Bouteldja.

La géomorphologie du site est caractérisée par une topographie plane sur l'ensemble de la plaine, marquée par des inclinaisons importantes aux bordures de la plaine, à la partie Ouest et Sud, due à l'anticlinal du massif métamorphique de l'Edough, Belelieta et celle de la chaîne Numidienne.

1.2. Le réseau hydrographique

Il est constitué par deux oueds principaux qui parcourent la plaine :

- l'oued Seybouse (second oued d'Algérie après l'oued Chéelif), présente l'axe de drainage d'un bassin versant de 6471 Km² ;
- l'oued Meboudja, le dernier affluent de l'oued Seybouse, assure la vidange du lac Fetzara (L'exutoire d'un bassin versant endoréique de 515 Km²) par un canal d'assèchement de 14 Km.

1.3. Contexte socio-économique

Cette région est connue par sa grande activité agricole et industrielle. La population qui se trouve sur la zone d'étude atteint 500 000 habitants, elle est concentrée généralement au niveau des communes et des hameaux.

L'agriculture est observée sur l'ensemble de la plaine, avec une très grande variété de cultures, céréalières, maraîchères et arboricoles.

L'industrie est remarquable dans la région, elle se positionne surtout en bordure de l'oued Meboudja. Trois catégories d'industries sont observées: (1) industries lourdes (complexe Sidérurgique Arcelor mittal) ; (2) industrie chimique (complexe des engrais phosphatés et azotés FERTIAL); (3) industrie agro-alimentaire représentée par de petites entreprises (conserverie, minoterie...).

L'ensemble des rejets urbains et industriels se jette directement dans les oueds, sauf celui de l'usine FERTIAL qui envoie ces rejets directement dans la mer.

1.4. Détermination des aquifères et de leur géométrie

Pour la détermination des aquifères et leur géométrie nous avons eu recours à quatre outils: géologique, géophysique, sondages et hydrogéologique.

1.4.1. L'outil géologique

La Région d'Annaba a fait l'objet de plusieurs études géologiques, dont celle de Joleaud (1936), Hilly (1936), Vila (1980), Lahondère (1987). Ces études montrent l'existence de deux types de terrains, l'un sédimentaire et l'autre métamorphique (fig.10).

L'échelle stratigraphique de ces terrains se répartit du Primaire au Quaternaire :

- ✚ Le socle du Primaire : affleure à l'ouest dans le massif de Djebel Edough, Belelieta et Bouhamra, constitué par des roches cristallophylliennes qui se superposent en trois séries :(1) Série inférieure, représentée par des gneiss riches en biotite et sillimanite d'une

épaisseur moyenne de 70 m, cette formation constitue le coeur de l'anticlinal du massif de l'Edough

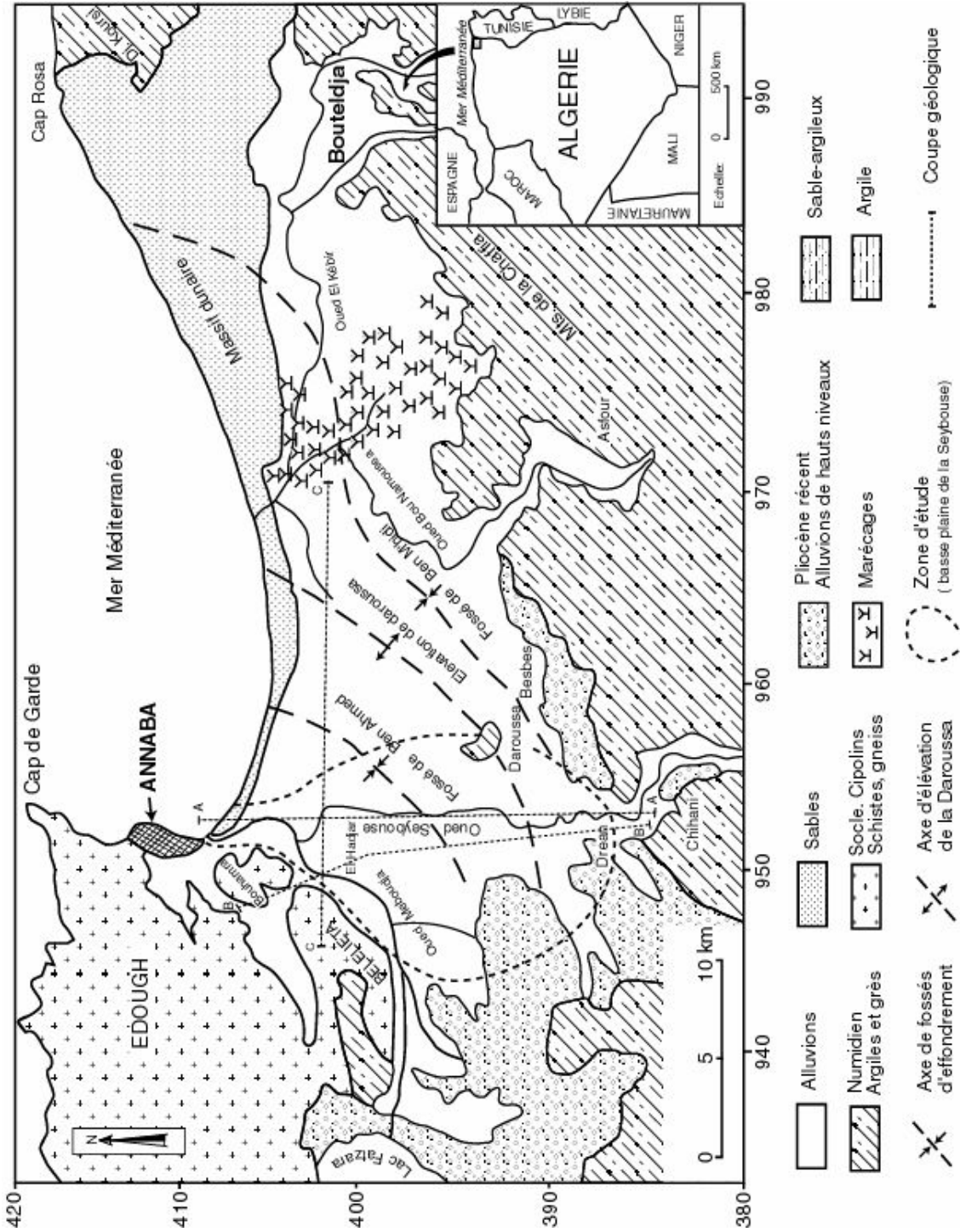


Figure 10 : Contexte géologique de la basse plaine de Seybouse (vila, 1980)

Fig. 1 : Contexte géologique de la basse plaine de la Seybouse (Vila, 1980)

(2) Série intermédiaire, caractérisée par des schistes et des micaschistes riches en biotite, muscovite et du grenat et parfois avec des feldspaths souvent visibles à l'oeil nu. Cette série contient des marbres qui s'intercalent dans les formations des micaschistes sous forme de skarns ;
(3) Série supérieure, constituée par un ensemble de gneiss ocellés, schistes satinés, micaschistes grenats et amphibolites.

Ces trois séries du point de vue hydrogéologique sont peu importantes, sauf pour le gneiss altéré ou le cipolin fissuré qui peuvent constituer le siège d'une nappe d'eau souterraine.

✚ Le Secondaire affleure en dehors de la région d'étude, dans la partie sud, au niveau de la région de Guelma et Bouchegouf, 20-50 Km au sud de la zone d'étude (fig.10). Les trois systèmes sont constitués par: (1)Le Trias, formé par une association de dolomies, calcaires dolomitiques et de gypse; (2) Le Jurassique, représenté par des dolomies noires et des schistes calcaireux; (3)Le Crétacé comporte des calcaires dolomitiques riches en foraminifères et des débris de rudistes.

✚ Le Tertiaire présente une épaisseur importante dans la zone d'étude avec trois systèmes: (1) L'Eocène inférieur: série transgressive formée de calcaire massif à faciès épinéritique ; (2) L'Oligocène comporte des niveaux argilo-gréseux numidiens qui forment le relief des montagnes du Sud de la plaine d'Annaba, son épaisseur atteint 150 m ; (3)Le Mio-Pliocène, constitue le remplissage graveleux et sablo-argileux du bassin de la plaine d'Annaba. Ces formations sont d'origine continentale, elles incluent des horizons graveleux et des niveaux de travertins qui constituent le réservoir de la nappe des graviers.

✚ Le Quaternaire où Joleaud (1936) a distingué trois niveaux : (1) Le Quaternaire ancien, constitué par des formations alluviales (argile, limon, sable, gravier et galets) constituant la haute terrasse, son altitude varie entre 75 et 150 m ; (2)Le Quaternaire moyen correspond à la basse terrasse de 20 à 50 m, constitué par des argiles, et des sables. Elle supporte des terres cultivées. Cette terrasse se développe sur toute la région surtout au niveau de la vallée de l'oued Seybouse ; (3) Le Quaternaire récent correspond au sable des cordons dunaires littoraux et aux limons alluvionnaires de la Seybouse.

Cette description géologique a fait apparaître que dans la zone d'étude, seules les formations du Mio-Pliocène et du Quaternaire peuvent constituer des réservoirs d'eau importants. Par contre, les formations du Primaire et celle du Tertiaire (Eocène inférieur et Oligocène), qui apparaissent à l'entourage du site, sont rarement exploitées.

1.4.2. L'outil géophysique

Les travaux géophysiques réalisés par les géologues de la Société Nationale de Transport et de Commercialisation des Hydrocarbures (SONATRACH) en 1969, ont déterminé la structure profonde de la plaine à partir de résultats de la sismique réflexion. Cette dernière a permis de montrer l'existence d'un effondrement au sein du remplissage du Mio-Plio-Quaternaire de Annaba, qui se subdivise en deux fossés, celui de Ben Ahmed de direction N-S et celui de Ben M'hidi de direction NW -SE, les deux fosses sont séparées par l'élévation de Daroussa (fig.11).

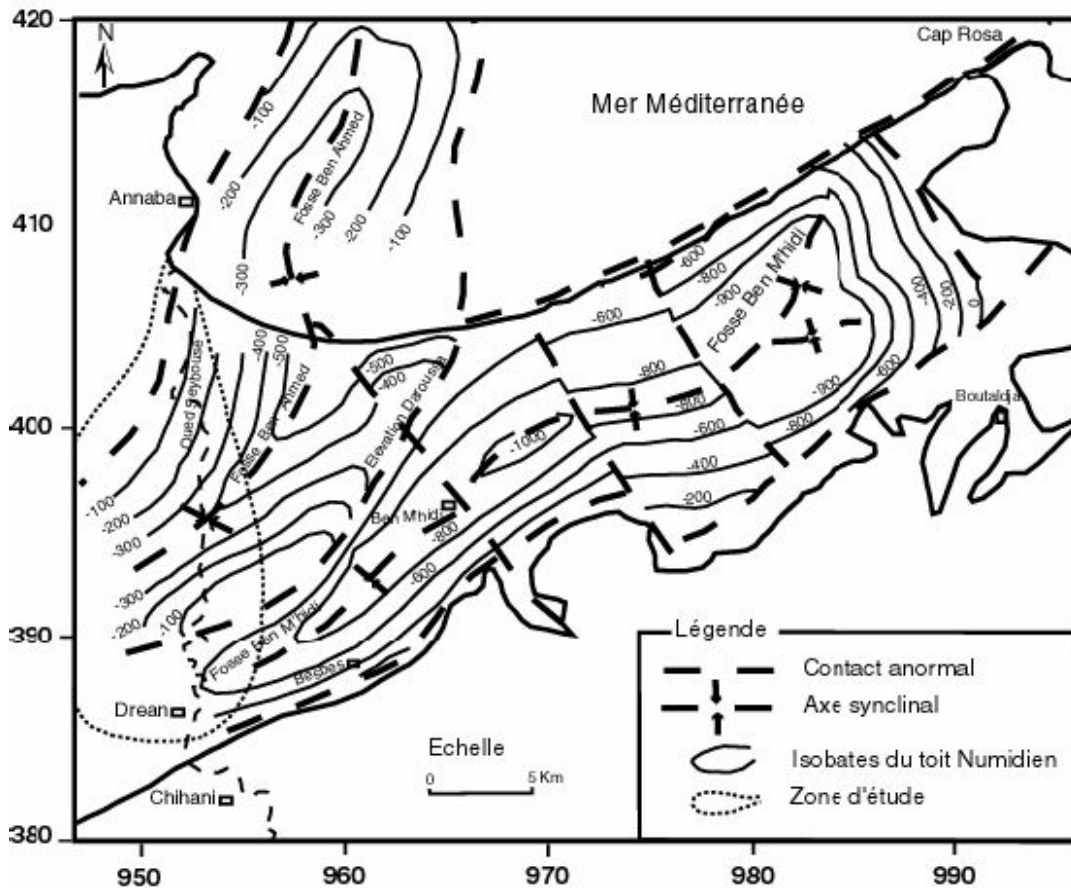


Figure 11 : Esquisse structurale du golfe d'Annaba (Rapport interne SONATRACH, 1969 in Debiche 2002)
Figure 12: Esquisse structurale de la plaine d'Annaba (d'après SONATRACH, 1969)

Ces deux fossés représentent les endroits où le remplissage Mio-Plio-Quaternaire est important, ce qui donne des épaisseurs importantes aux réservoirs.

1.4.3. L'outil des sondages

Plusieurs sondages de reconnaissance ont été réalisés au niveau du remplissage Mio-Pliocène par SONATRACH ainsi que les piézomètres et les forages d'exploitation de l'ANRH (Agence Nationale des Ressources Hydrauliques), ce qui nous a permis de faire une reconnaissance précise concernant la lithologie et la géométrie du dépôt du Mio-Pliocène. Trois coupes géologiques ont été réalisées à partir des corrélations établies entre les différents forages et sondages existants dans la région (fig.12).

Ces derniers, nous ont permis de déterminer l'extension des aquifères en profondeur ainsi que l'effet des fossés d'effondrements de Ben Ahmed et de Ben M'hidi ainsi que l'élévation de la Daroussa sur la structure des réservoirs.

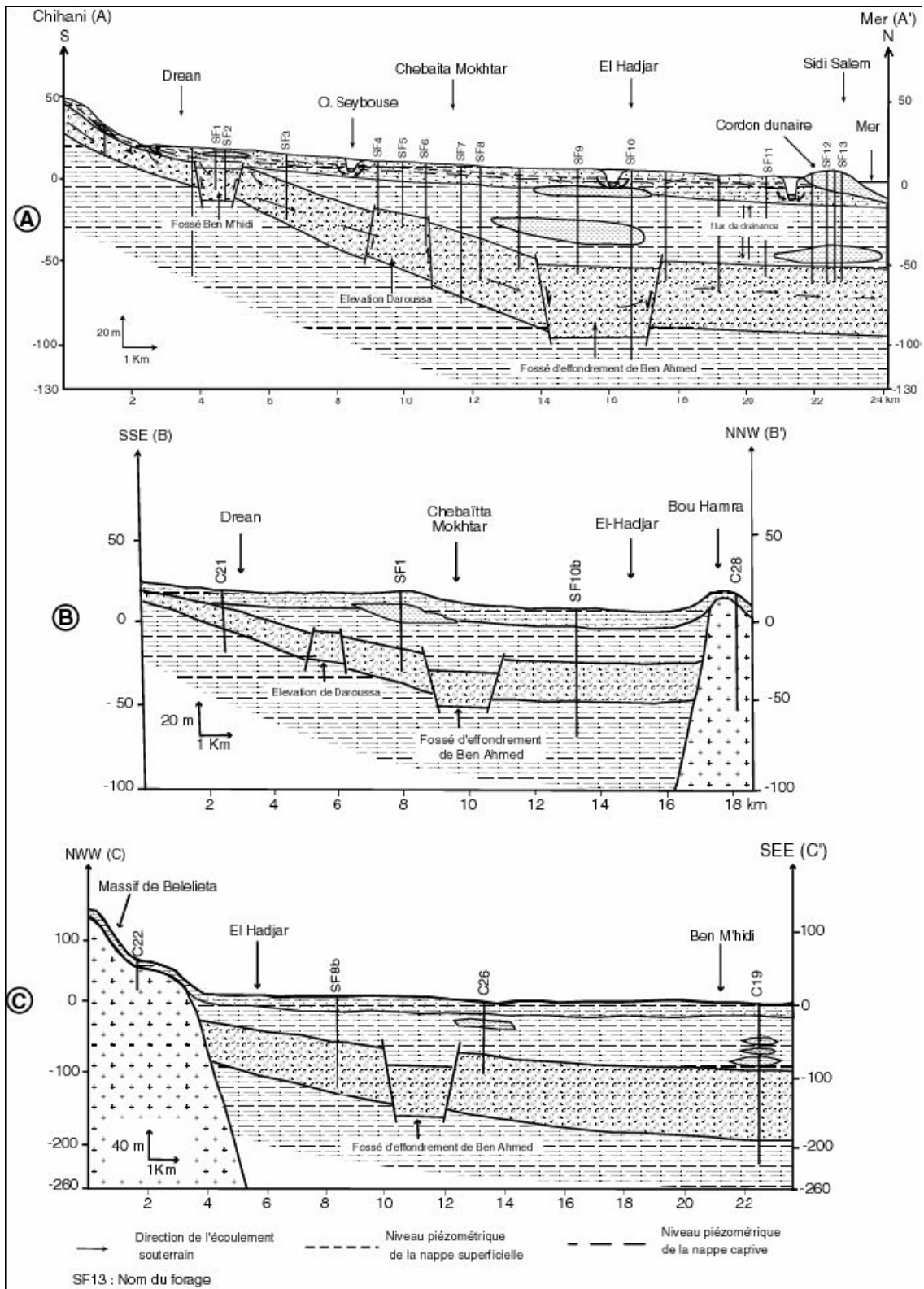


Figure 12 : Coupes hydrogéologiques au travers de la plaine d'Aurouba en Tunisie (2002)

1.4.4. L'outil hydrogéologique

En nous basant sur la description géologique des terrains ainsi que les caractéristiques hydrogéologiques de chaque formation, nous avons pu établir le tableau (tab, 8) qui synthétise et combine les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques de chaque étage.

Tableau 8 : Description géologique et hydrogéologique de la plaine d'Annaba
(in Debieche 2002)

Ere	Système	Lithologie	Epaisseur (m)	Log Strati-graphique	Hydrogéologie	
					perméabilité	type de nappe
Quaternaire	récent	sable	5-15		perméable	<i>Nappe du cordon dunaire</i>
	moyen	sablo-argileuse	0-20		semi-perméable	<i>Nappe phréatique</i>
	ancien	argile avec des lentilles sableuses	50-150		Imperméable à semi-perméable	substratum
Tertiaire	Pliocène	graviers et galets	10-150		perméable	<i>Nappe des graviers</i>
	Miocène	argile	250		imperméable	substratum
	Oligocène	Argilo-gréseux	150		semi-perméable	numidienne
	Eocène inf.	Calcaire massif	-		formations fissurées	Nappe Karstique
Secondaire	Crétacé	calcaire dolomitique	-			
	Jurassique	dolomie	-			
	Trias	dolomie, calcaire et gypse	-			
Primaire	supérieur	micaschistes et gneiss	-		formations altérées	Nappe du Socle métamorphique
	intermédiaire	schistes	-			
	inférieur	gneiss	-			

Le couplage des caractéristiques géologiques et hydrogéologiques des formations de la plaine, a permis de distinguer un ensemble du remplissage Mio-Plio-Quaternaire, capable de constituer deux réservoirs d'eau :

- le réservoir de la nappe superficielle, représenté par des alluvions argilo-limoneuses au niveau de la nappe phréatique et par les sables de la nappe du cordon dunaire ;
- le réservoir de la nappe des graviers, représenté par des galets et des graviers intercalés avec des lentilles de sable et d'argile.

1.5. Conclusion : Apports des méthodes à la connaissance des réservoirs

La combinaison de l'outil géologique, géophysique, et hydrogéologique a permis de déterminer la lithologie, la géométrie et les caractéristiques hydrodynamiques des différents réservoirs dont deux se présentent au niveau de la zone d'étude possédant des potentiels hydrauliques importants dans la région :

- le réservoir de la nappe superficielle, couvrant toute la plaine, constitué d'alluvions sablo argileuses et argilo-limoneuses de 0 à 20 m d'épaisseur, dont les caractéristiques hydrauliques sont réduites au niveau de la nappe phréatique et plus fortes au niveau du cordon dunaire.
- le réservoir des graviers, dont l'épaisseur varie entre 10 et 80 m est constitué par des galets et du sable. Il est situé entre un substratum argileux d'âge Mio-Pliocène et un toit argilo-

limoneux. Cette nappe est superficielle dans la partie sud (Drean-Chihani) et profonde dans le Nord, elle est caractérisée par de bonnes caractéristiques hydrauliques.

L'observation de la géométrie des aquifères, la nature des industries existant au niveau de la plaine ainsi que les lieux des rejets, nous permet de déterminer préalablement les endroits les plus exposés à la pollution: les eaux de surface de l'oued Meboudja à cause des multiples rejets, la nappe superficielle et la partie sud de la nappe des graviers vue la faible profondeur de ces deux nappes ainsi que le caractère perméable des formations.

2- Caractéristiques climatologiques et hydrologiques du sous bassin versant étudié

La bonne connaissance des conditions climatiques de la zone d'étude, des caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère et des directions d'écoulement des eaux souterraines est nécessaire dans la compréhension de l'évolution des éléments chimiques.

Dans ce chapitre, nous allons nous intéresser à 4 parties déterminantes pour l'étude de la mobilité et la variation de la concentration des éléments chimiques.

- La climatologie de la zone d'étude
- L'hydrologie des eaux de surface
- L'hydrodynamique de la nappe superficielle
- L'hydrodynamique de la nappe des graviers

2-1- Climatologie de la zone d'étude

La zone d'étude se situe en bordure de la mer Méditerranée ; elle est donc caractérisée par un climat de type méditerranéen et son régime dépend ainsi de deux paramètres : les précipitations et la température.

La carte (fig. 13) réalisée par ANRH-GTZ, (2003), montre que la zone d'étude fait partie des régions les plus arrosées de l'Algérie du Nord. Les précipitations oscillent entre 600 et 800 mm/an.

✚ Les précipitations

Les valeurs moyennes mensuelles des précipitations représentées dans la figure 13, montrent que les précipitations varient d'un mois à l'autre. Cette variation traduit une forte irrégularité entre les différents mois de l'année hydrologique. A ce titre le mois de Décembre reste le plus pluvieux de l'année. Les mois d'Octobre, Novembre, Décembre, Janvier, Février, Mars, Avril et Mai, se caractérisent par des précipitations supérieures à la valeur moyenne arithmétique. En revanche les mois de Juin, Juillet, Août et Septembre se caractérisent par des précipitations inférieures à cette dernière.

Les valeurs des précipitations annuelles moyennes permettent de caractériser la pluviosité de chaque année. L'année la plus pluvieuse est 2004/2005. Les moyennes des précipitations enregistrées sont respectivement de 987.7mm à la station les Salines, et de 940.3mm à la station Pont Bouchet. En revanche, l'année la plus sèche est 1996/1997 avec 422.8mm, pour les Salines, et 1987/1988 avec 372.4mm pour la station Pont Bouchet (D'après ANRH-GTZ ,2003)

La saison hivernale est la plus pluvieuse avec un pic au mois de décembre, ce qui produit une recharge de la nappe et une dilution des éléments chimiques. Par contre l'été est chaud et sec avec une faible recharge surtout pour le mois de juillet ; ce qui produira une évaporation rapide de cette dernière.

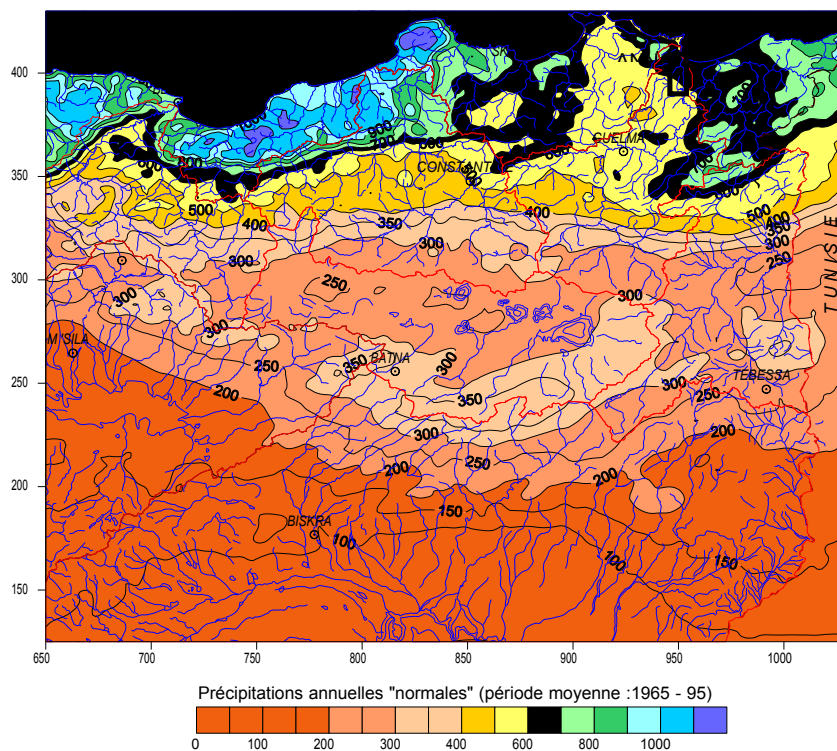


Figure 13 : Précipitations annuelles médianes « normales» (1965-1995) (D'après ANRH-GTZ, 2003)

✚ La température

La température est un facteur climatique très important qui régit directement, en interaction avec les autres facteurs météorologiques (humidité, précipitation,...etc.) et biogéographiques, le développement de la végétation, le phénomène de l'évapotranspiration et ainsi que le déficit d'écoulement annuel et saisonnier.

La station de l'aéroport « les Salines » est la seule à enregistrer les températures ; les valeurs moyennes sont présentées dans le tableau 9.

Tableau 9: Températures moyennes mensuelles de 1977à 2007 (station « les Salines »)

Station	Mois	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A
Salines	Moy	22,93	19,97	15,55	13,03	11,36	11,82	13,23	15,06	18,23	22,23	24,8	25,69

Il ressort du tableau que la zone d'étude est caractérisée par un climat doux et humide en hiver, chaud et sec en été ; ce qui caractérise le climat Méditerranéen. Les températures élevées sont observées essentiellement pendant la période d'été de 20 à 25,69 ; les températures les plus basses sont observées pendant la période d'hiver, avec un minimum pendant le mois de janvier 11,36.

D'un point de vue hydrochimique, ces températures élevées en période estivale vont produire une évaporation de l'eau à l'origine d'une augmentation de la concentration des éléments chimiques dans la nappe.

Hydrologie de surface

L'écoulement des eaux de surface est un facteur important dans la compréhension de la mobilité et la variabilité des éléments chimiques ; car la disponibilité potentielle de l'eau est étroitement liée à son réseau hydrographique et au comportement hydrologique d'un cours d'eau, c'est-à-dire son régime. Elle consiste à déterminer l'origine des différents apports des oueds, les différents paramètres qui influent sur les variations du débit et la relation oued-nappe.

Morphologie de l'oued :

Le bassin de l'oued Seybouse est l'un des plus grands bassins hydrographiques en Algérie, sa superficie est de l'ordre de 6471 km. L'oued prend naissance dans les hautes plaines de Haracta et de Sallaoua au niveau de Ain Abid et de Sedrata et se termine dans la mer Méditerranée, au nord, après un parcours de 160 km.

La zone d'étude est située à l'aval de l'oued Seybouse, elle s'étend sur une superficie de 200km, elle comprend deux oueds : La basse vallée de l'oued Seybouse ; L'oued Meboudja, le dernier affluent de l'oued Seybouse, assure la vidange du lac Fetzara par un canal de 14 km

▪ **Débit de l'oued Seybouse**

Le débit de l'oued Seybouse varie entre 0 et 100 m.s ; ce débit peut atteindre jusqu'à 630 m.s pendant les fortes averses (1-1.1985). Selon l'ANRH le débit de l'oued Seybouse est plus important que celui de l'oued Meboudja.

▪ **Effet des variations spatiales de la précipitation sur le débit de l'oued**

Pour expliquer ce phénomène, nous avons suivi l'évolution du débit de l'oued Seybouse au niveau de la station de Merbeck en fonction de la hauteur mensuelle des précipitations au niveau de deux stations de mesure: L'une en aval de l'oued Seybouse (station Pont Bouchet) et l'autre en amont de l'oued (station Ain Makhlouf). Les données ont été enregistrées pendant la période s'étalant de 1980 à 1999 (ANRH- Annaba).

Les variations spatiales de la hauteur des pluies pendant la période d'octobre 1984 à mai 1985, montrent bien l'effet de la variation spatiale de la précipitation sur la variation du débit de l'oued (tab.10).

Le tableau 10, montre que les pluies locales ne produisent pas de crues ; pendant le mois d'octobre 1984, une averse a été enregistrée en aval de l'oued (254 mm au niveau de la station Pont Bouchet et 53mm à Ain Makhlouf) et a produit un débit de 2,7mm s. En revanche, les pluies de décembre 1984 qui ont arrosé tout le bassin versant (232 à la station Pont Bouchet et 257mm à la station Ain Makhlouf), ont produit un débit de 630m s au mois de janvier 1985. Cette différence de débit entre les deux périodes montre que le débit des oueds est lié aux apports de l'ensemble du bassin versant, à la hauteur des précipitations, à la durée et à la répartition spatiale des précipitations.

La composition des eaux de l'oued sera liée aux différentes formations géologiques parcourues par les eaux de surface, et à l'importance du débit des rejets par rapport au débit de l'oued. Pendant la période des fortes pluies, la chimie des eaux des oueds sera diluée par les eaux de pluies.

Tableau 10 : Evolution du débit en fonction des précipitations (d'octobre 1984 à mai 1985) in Debieche 2002

Date	Précipitations mensuelles (mm.mois ⁻¹)		Débit (m ³ .s ⁻¹)
	Pont Bouchet	Ain Makhlouf	
oct-84	234,3	53	0,482
nov-84	45,1	18	2,685
déc-84	232,3	257,5	n. m.
janv-85	79,4	38,5	630,4
févr-85	34,6	39	22,52
mars-85	125,4	83	14,56
avr-85	43,7	34,5	27,28
mai-85	44,1	48	25,88

n. m. : non mesurable

▪ **Les variations mensuelles du débit en fonction des précipitations journalière**

Un suivi mensuel du débit de l'oued a été effectué au cours de l'année 1985 et celle de 1999 ; les résultats montrent l'existence de variations saisonnières ; pendant la période des hautes eaux (décembre – avril) le débit varie de 10 à 50 m s ; il est à l'origine d'une dilution des eaux de l'oued. Pendant la période des basses eaux (juin – novembre) le débit est faible (de 0 à 10ms), ce qui sous l'effet des rejets et de l'évaporation va augmenter les concentrations des différents éléments chimiques.

✚ **Hydrodynamique des eaux souterraines :**

La plaine de Seybouse renferme trois nappes souterraines, deux sont superficielles (la nappe du cordon dunaire et la nappe sablo-argileuse) et une troisième peu profonde dans la partie sud et profonde dans la partie nord (nappe des graviers).

✚ **Bilan hydrodynamique : oued-nappe superficielle-nappe des graviers**

Le système aquifère présente deux types d'eaux :

▪ Les eaux de surface : les entrées principales sont représentées par les apports d'eau qui proviennent de l'ensemble du bassin versant de la Seybouse. Les apports du lac de Fetzara à travers l'oued de Meboudja, ainsi que les différents rejets urbains et industriels qui se déversent directement dans l'oued. Par contre, les sorties sont représentées par l'exutoire de l'oued qui se jette au niveau de la mer.

▪ Les eaux souterraines : les entrées principales sont représentées par les apports des pluies et les infiltrations à partir des bordures (socle métamorphique de la partie Ouest et les grès Numidien de la partie Sud). Par contre, les sorties sont liées à l'évapotranspiration, les fuites d'eaux souterraines vers l'extension Est de la nappe.

D'autres échanges peuvent se produire entre la nappe libre et la nappe des graviers par effet de drainante et entre l'oued et les deux nappes par effet d'échange oued-nappe.

Le calcul du bilan hydrodynamique des trois nappes (ANRH, Annaba), a été fait avec une erreur qui varie de 2% à 10%.

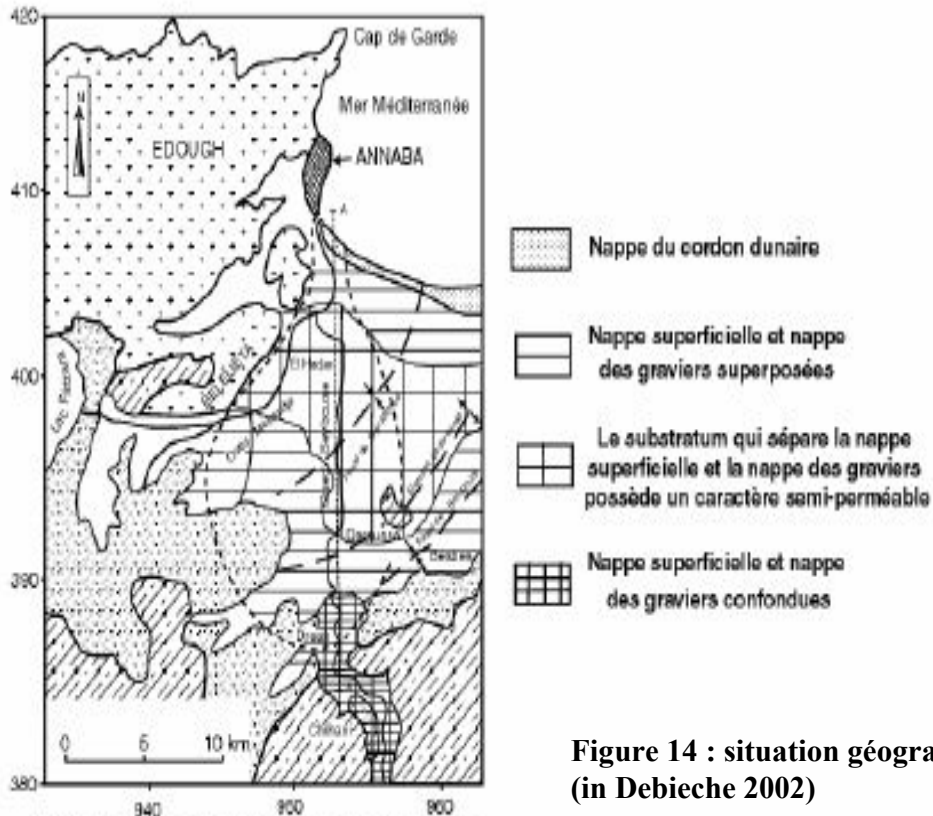


Figure 14 : situation géographique des nappes (in Debieche 2002)

L'alimentation principale de l'oued est représentée par le réseau hydrographique ($938 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ an}$) et la sortie principale par le déversement vers la mer ($867 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ an}$).

La nappe superficielle, est alimentée par les pluies ($16,7 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ an}$) et la sortie par drainage de la nappe libre vers la nappe des graviers ($22 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ an}$).

En ce qui concerne la nappe des graviers, l'entrée principale par effet de drainage ($22 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ an}$) et la sortie par les fuites vers l'exutoire Est de la nappe.

Le calcul du bilan hydrodynamique des trois nappes montre que le renouvellement d'eau le plus important est observé au niveau des eaux de surface par un volume de ($941 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ an}$), suivi par la nappe superficielle ($24,4 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ an}$) et enfin, la nappe des graviers ($17,8 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ an}$).

Le calcul du volume d'eau de renouvellement indique que les deux nappes ainsi que les eaux de l'oued présentent un capital hydraulique de haute valeur puisque les ressources renouvelables sont importantes.

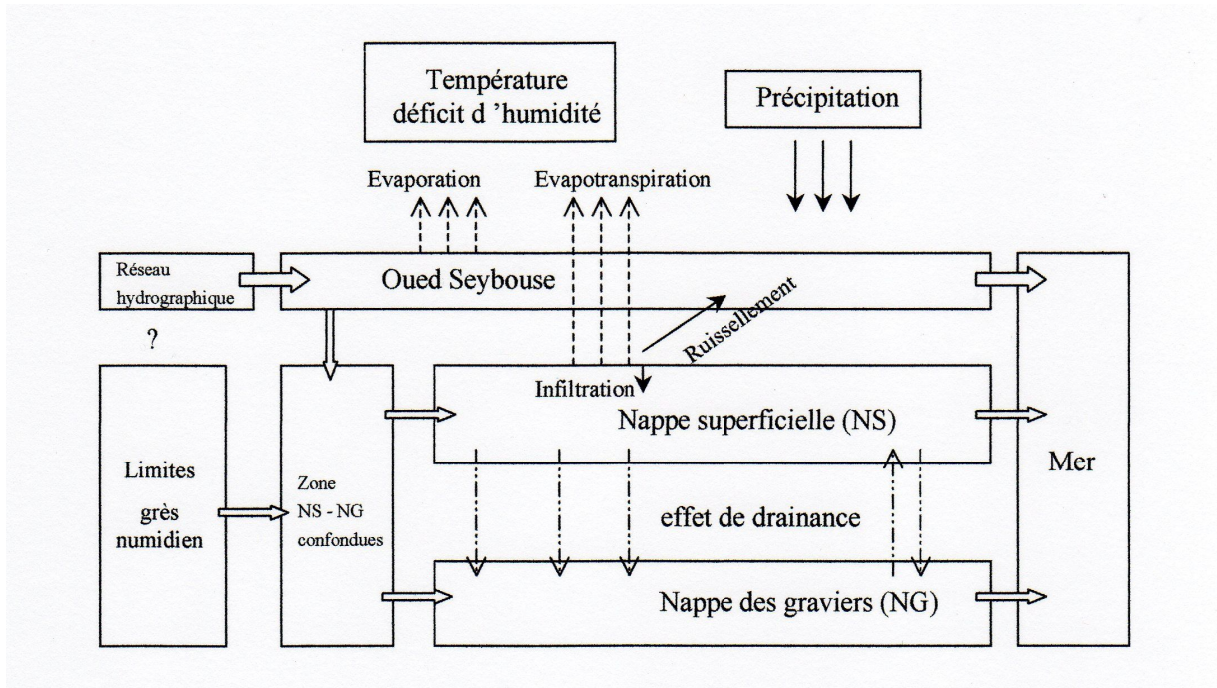


Figure 15 : Bilan hydrodynamique entre oued – nappe superficielle – nappe des graviers (in Debieche 2002)

CONCLUSION

L'ensemble de cette étude, a permis de déterminer les principales caractéristiques climatologiques et hydrodynamiques de la zone d'étude.

Un climat de type méditerranéen a été mis en évidence avec un hiver pluvieux et un été sec ; ce qui produit des modifications périodiques de la chimie des eaux par l'effet de dilutions pendant les périodes pluvieuses et par l'effet de l'évaporation pendant les périodes sèches.

Trois ressources potentielles en eau (les eaux de surface, la nappe superficielle et la nappe des graviers) ont été mise en évidence: ces eaux sont vulnérables à la pollution, du fait de l'absence de toute surveillance des oueds et du déversement direct des rejets urbains et industriels dans ces derniers.

Le calcul du bilan hydrique par la méthode de Thornthwaite, a permis de quantifier la hauteur de la précipitation annuelle (600 m), 60% partent sous forme d'évaporation, 26% sous forme de ruissellement et le reste 14% sous forme d'infiltration vers la nappe.

Matériel et Méthodes

1- Zones d'étude

1-1. Littoral d'Annaba

Le golfe d'Annaba est situé à l'externe Est de l'Algérie, il est limité à l'Est par le cap Rosa ($8^{\circ} 15'E$ et $36^{\circ} 58'N$) et à l'ouest par le cap de garde ($7^{\circ} 47'E$ et $36^{\circ} 58'N$) ; la distance séparant les deux caps est d'environ 21,5 milles (40 km), la profondeur maximale des eaux est égale à 65 mètres. Le golfe reçoit les eaux douces par le biais de deux oueds: le Mafrag à l'Est et la Seybouse Sud-Est, dont le débit est très irrégulier suivant les saisons. Ces oueds apportent des matières minérales et organiques de différentes origines terrigènes, agricoles, domestiques et industrielles. De plus la zone reçoit d'autres rejets des effluents urbains et industriels de plusieurs usines installées sur la cote, en particulier les produits phytosanitaires de Fertial. Le golfe de Annaba est caractérisé par un plateau continental très étroit, c'est ainsi que la plate forme continentale avance jusqu'à 10 milles seulement au large. Ce plateau continental est non seulement étroit mais il est accidenté, surtout au voisinage des deux caps. Il est restreint (4,5milles) au Nord du cap de Garde, puis s'élargit dans le golfe jusqu'à 14,5 milles et se rétrécit légèrement à l'Est (Vaissière & Fredj, 1963). Du point de vue sédimentologique, le fond marin débute généralement par du sable fin dans le secteur Ouest puis ce sable se mélange avec de la vase fine dans le secteur Est. Les courants dans le golfe d'Annaba présentent, à l'ouverture du golfe, après le Cap de Garde, une circulation orientée d'Ouest en Est avec des vitesses fluctuantes selon les saisons pouvant atteindre de 0.5 à 1 m/s. Ce courant décolle de la face Sud Est du Cap de Garde en direction de l'embouchure de l'oued Mafrag.

✚ L'échantillonnage dans la partie Ouest du golfe

- Station 1 « Sidi Salem » ($N 36^{\circ} 52' 020''$. $E 007^{\circ} 46' 26.6''$) : elle est située à proximité de l'embouchure de l'oued Seybouse et de l'ensemble des rejets industriels (émissaire de l'usine de fabrication de fertilisants) et urbains (émissaire du « Bejima » qui draine toute la plaine Ouest de la ville d'Annaba);

- Station 2 « Lever de l'aurore » ($N 36^{\circ} 55' 55 4''$. $E 007^{\circ} 45' 24 9''$): elle se trouve du côté ouest du port et reçoit des rejets urbains.

- Station 3 « Saint Cloud » ($N 36^{\circ} 55' 22 2''$. $E 007^{\circ} 45' 50 2''$): elle est en pleine zone urbaine ; elle reçoit plusieurs égouts qui charrient des « rejets domestiques » ;

- Station 4 «La kyenne» ($N 36^{\circ} 58' 02''$: $E 007^{\circ} 46' 24''$): elle est localisée au Nord-Ouest de la ville d'Annaba à l'extérieur du golfe en dehors de la zone urbanisée; elle est par ailleurs soumise à une courantologie différente de celle régnant dans les 3 autres stations.

- ❖ Dans cette partie du Golfe, nous avons procédé à des prélèvements de sédiments superficiels et de moules ; l'échantillonnage du sédiment a été effectué au cours d'une seule campagne de prélèvement par site ; mais en ce qui concerne l'échantillonnage des bivalves (moules), il a nécessité la réalisation de 5 campagnes de prélèvement : l'une en période printanière, l'autre en période estivale, deux autres en période automnale et la dernière en période hivernale.

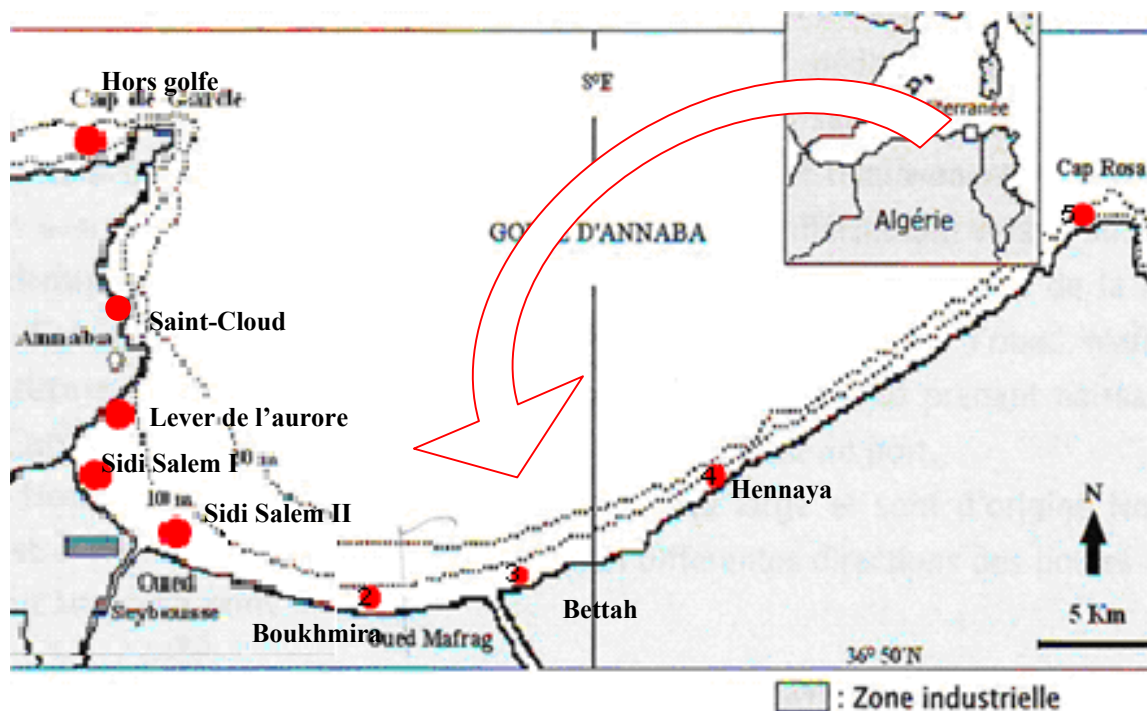


Figure 16 : Position géographique du golfe d'Annaba et sites d'échantillonnage

📍 L'échantillonnage dans la partie Est du Golfe

- Station S5 Sidi Salem II (E 007° 45 503; N 36° 55 221): Cette station, légèrement décalée de la première (Sidi Salem I), se situe à proximité d'une région fortement industrialisée et urbanisée ; elle se trouve à 500 mètres de la décharge vers l'Est, à 1000 mètres de l'embouchure de l'oued Seybousse qui charrie des eaux usées de plusieurs usines, et à 1500 mètres des cuves de stockages de carburants et de l'usine Fertial, et à 2000 mètres du port où se trouve une grande centrale thermique.
- Station S6 Boukhmira (E 007° 48 920 ; N 37° 50 925') : Cette station se situe à environ 100 mètres des étangs de stabilisation où se déversent toutes les eaux usées de la région, qui communique avec la mer par un canal (ancienne station de lagunage à l'abondant) ;
- Station S7 Bettah (E 007° 56 768; N 36°50 770'') : Cette station est située dans une zone non urbanisée ; elle est proche de l'embouchure de l'oued Mafrag ; elle est soumise à un régime hydrodynamique particulier du fait qu'elle soit exposée aux courants de Nord-Ouest qui déferlent du Cap de Garde ;
- Station S8 Hennaya (E 8 7 12; N 36° 54 35) : Cette station est une plage située loin des zones urbaines et ne reçoit ni oued ni rejets urbain ou industriel ; elle est fortement fréquentée en période estivale.
- Station S9 Cap Rosa (E 8 14 00; N 36° 56 12): Cette station est assez éloignée des agglomérations et se trouve loin de toute activité urbaine ou industrielle.

❖ Dans cette partie du Golfe, il a été procédé à une seule campagne de prélèvement de sédiment superficiel.

🚧 L'échantillonnage dans le port d'Annaba

Dans la structure portuaire, quatre stations ont été choisies (fig. 17) en fonction de leur position par rapport au trafic portuaire et aux sources « potentielles de pollution » (ferphos, centrale électrique, bateaux de marchandise et de voyageurs, minerai de fer, matériau ferrugineux de récupération...):

- Station « ST1 » située dans la petite Darse, à 100 mètres du quai de la gare ;
- Station « ST2 » située dans la grande Darse à environ 500 m de la première station ;
- Station « ST3 » localisée à l'entrée du 3^{ème} bassin, à environ 1000m de la 2^{ème} station ;
- Station « ST4 » située à l'extérieur du port, à environ 1500m de la 3^{ème} station ;

❖ Cette campagne de prélèvements s'est déroulée en mai 2008 ; elle a consisté à prélever des échantillons de sédiment superficiel au niveau de chaque station.

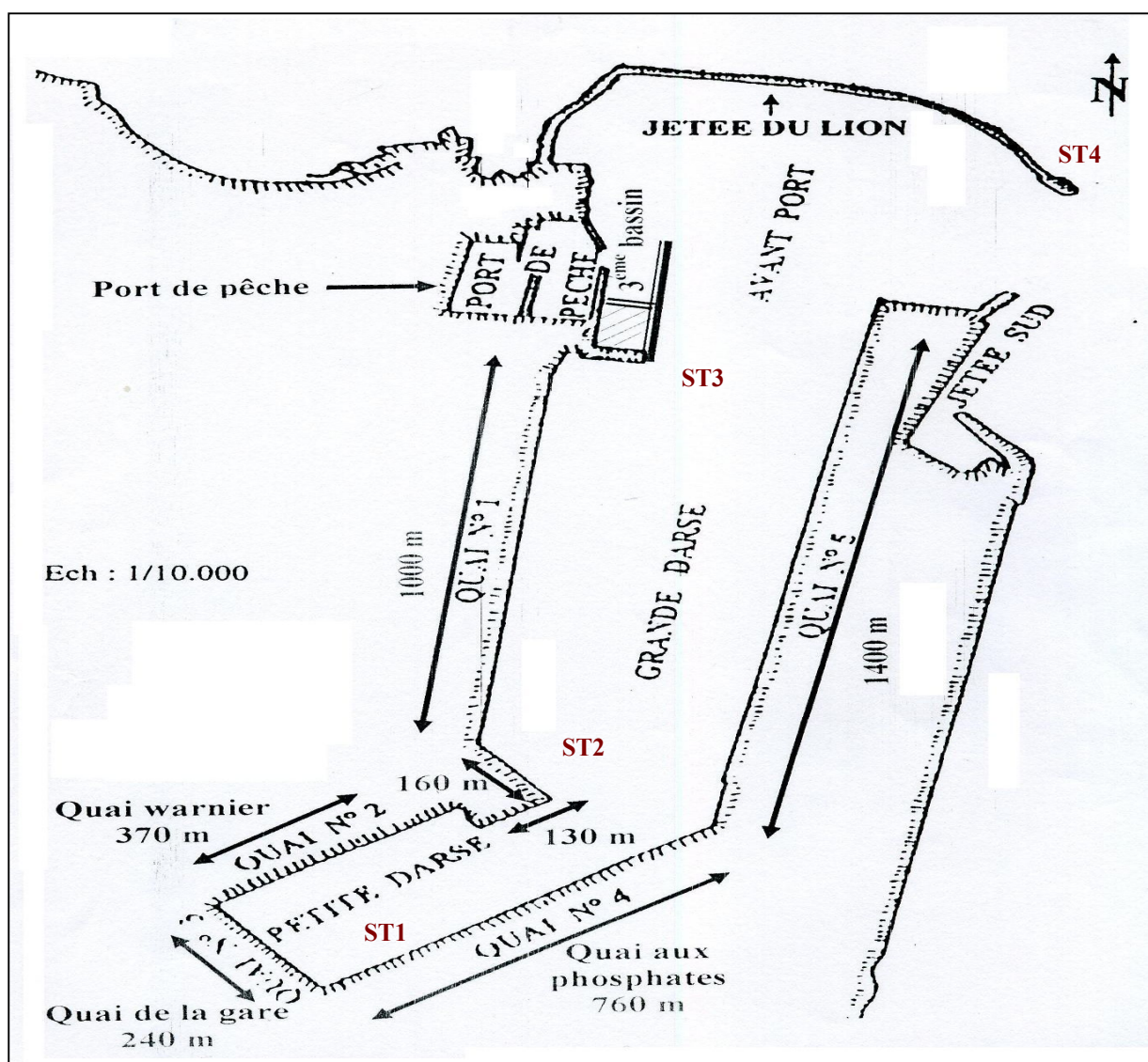


Figure 17: présentation du port et des stations de prélèvement

1-2 Les oueds Meboudja et Seybouse

✚ La basse plaine de la Seybouse se situe au nord-est de l'Algérie à 600 Km à l'Est d'Alger, et appartient au système aquifère Annaba - Boutheldja. Ses limites naturelles sont : au Nord la mer Méditerranée, à l'Ouest le massif de Belelieta (287 m) et de Bouhamra (152 m) qui sont séparés du massif principal de l'Edough (1008 m), au Sud la chaîne numidique orientale (1411 m) et enfin à l'Est, le prolongement oriental du système aquifère Annaba - Boutheldja. La zone d'étude (fig.18) est située en aval de l'oued Seybouse, entre la ville d'El-Hadjar et la mer Méditerranée ; Elle comprend les deux parties terminales des oueds Meboudja et Seybouse.

L'oued Seybouse (second oued d'Algérie après l'oued Chélif), présente l'axe de drainage d'un bassin versant de 6471 Km², il s'étend sur une distance de 240 Km, passant par les territoires de la wilaya de Guelma, Souk Ahras, El-Tarf et Annaba.

L'oued Meboudja est le dernier affluent de l'oued Seybouse, il assure la vidange du lac Fetzara (l'exutoire d'un bassin versant endoréique de 515 Km²) par un canal d'assèchement de 14 Km. L'oued Meboudja traverse la partie intercommunale de Sidi Amar, El-Hadjar et El-Bouni. Il reçoit aussi deux petits affluents de ruissellement pluvial l'oued Taiba et l'oued Rassoul.

Cette région est connue par sa grande activité agricole et industrielle. La population qui se trouve sur la zone d'étude compte 500.000 habitants, elle est concentrée généralement au niveau des communes et des hameaux. L'agriculture est observée sur l'ensemble de la plaine, avec une très grande variété de cultures, céréalières, maraîchères et arboricoles.

L'industrie de la basse plaine de la Seybouse comprend 5 ensembles industriels, 3 implantés dans la zone drainée par l'oued Meboudja et 2 dans celle que l'oued Seybouse draine.

- Dans le bassin versant de l'oued Meboudja trois zones industrielles sont implantées :
 - La zone industrielle d'El Hadjar, dans laquelle figure le complexe sidérurgique Arcelor Mittal (géant de la sidérurgie à l'échelle mondiale dont la production d'acier se chiffre à deux millions de tonnes par an).
 - La zone industrielle de Chaïba, qui abrite des entreprises dont l'activité est liée à la mécanique, au ciment, au verre, au papier, au bois et produits ferreux de récupération.
 - La zone industrielle de Pont Bouchet où l'industrie comporte des unités de fabrication de matière plastique, du chocolat, de réparation mécanique, de produits médicaux, de récupération de batteries automobiles...

L'oued Meboudja est aussi le réceptacle des rejets domestiques des agglomérations d'El Hadjar, Sidi amar et Chaïba

- Dans la zone drainée par l'oued Seybouse, nous rencontrons deux zones industrielles :
 - L'une implantée au sud de l'oued ; elle comprend deux petites unités de production de tomate ;
 - L'autre au nord de l'oued ; elle est représentée par la zone industrielle de l'Allélick qui comprend l'usine de fabrication de lait et dérivés (ORELait) et l'usine de fabrication d'équipement métallique (Ferrovia) ;

Dans cette partie de l'oued Seybouse se déversent les rejets domestiques de la grande agglomération d'El Bouni.

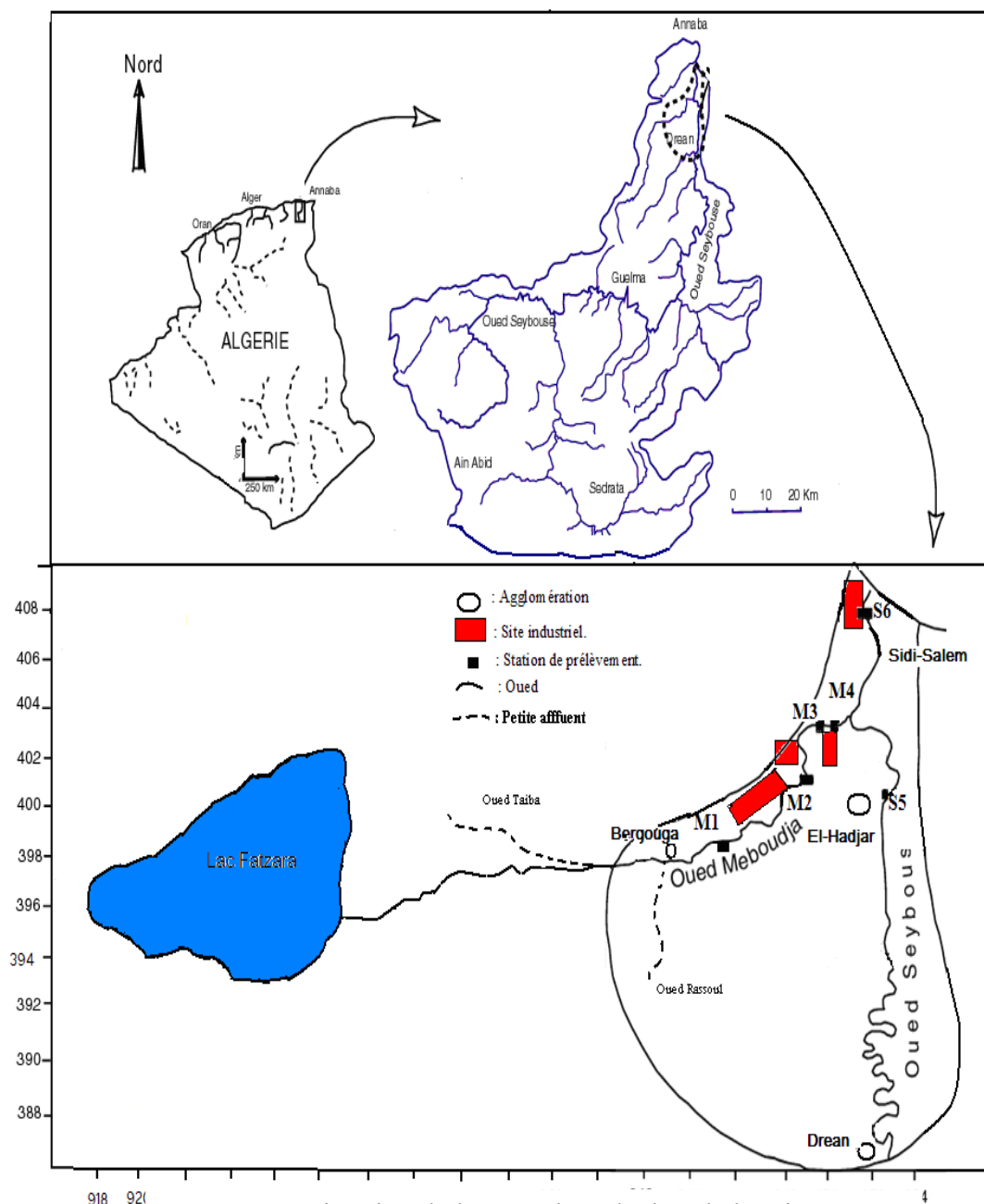


Figure 18: Situation de la zone d'étude dans le bassin versant des oueds Meboudja – Seybouse et les sites de prélèvement (Debieche 2002, modifiée)

✚ L'échantillonnage dans les oueds Meboudja et Seybouse

- Dans l'oued Meboudja, nous avons choisi 4 stations d'échantillonnage en fonction de leur proximité aux zones industrielles et urbaines:
 - Station « **M1** » (007°39'205''E et 36°46'984''N) ; elle est située en amont du complexe Arcelor Mittal, à environ 3 Km après le petit village de Bergougga ;
 - Station « **M2** » (007°44'003''E et 36°48'515''N) ; elle se trouve à proximité du pont d'El Hadjar, après le complexe sidérurgique.

- Station « **M3** » (007°53' 602''E et 36°52'727''N) ; elle se trouve à la sortie de la zone industrielle de Chaïba.
- Station « **M4** » (007°45'071''E et 36°54'414''N) ; elle se situe après la zone industrielle de Pont Bouchet.

- Dans l'oued Seybouse, deux stations ont été retenues :
 - Station « **S5** » (007°47'001''E et 36°54'177''N) ; elle est située en amont du point de rencontre de l'oued Meboudja avec l'oued Seybouse, à environ 3 Km de la ville de El-Hadjar.
 - Station « **S6** » (007°46'066''E et 36°51'647''N) ; elle se trouve après la zone de confluence des deux oueds, à environ 1 Km de son contact avec la Méditerranée.

❖ L'échantillonnage dans ces 2 oueds est saisonnier ; il a consisté à la réalisation de 4 campagnes de prélèvement d'eau et de sédiments superficiels, dans le courant de l'année 2007.

1-3- Lac Tonga et lagune El Mellah

✚ Le lac Tonga et la lagune El Mellah font partie du complexe de zones humides que le parc national d'El Kala abrite ; ils se singularisent par la pérennité de leurs plans d'eau qui persistent au plus fort de la saison sèche. Ce sont des écosystèmes aquatiques qui appartiennent à un ensemble biogéographique, exceptionnel par sa diversité biologique.

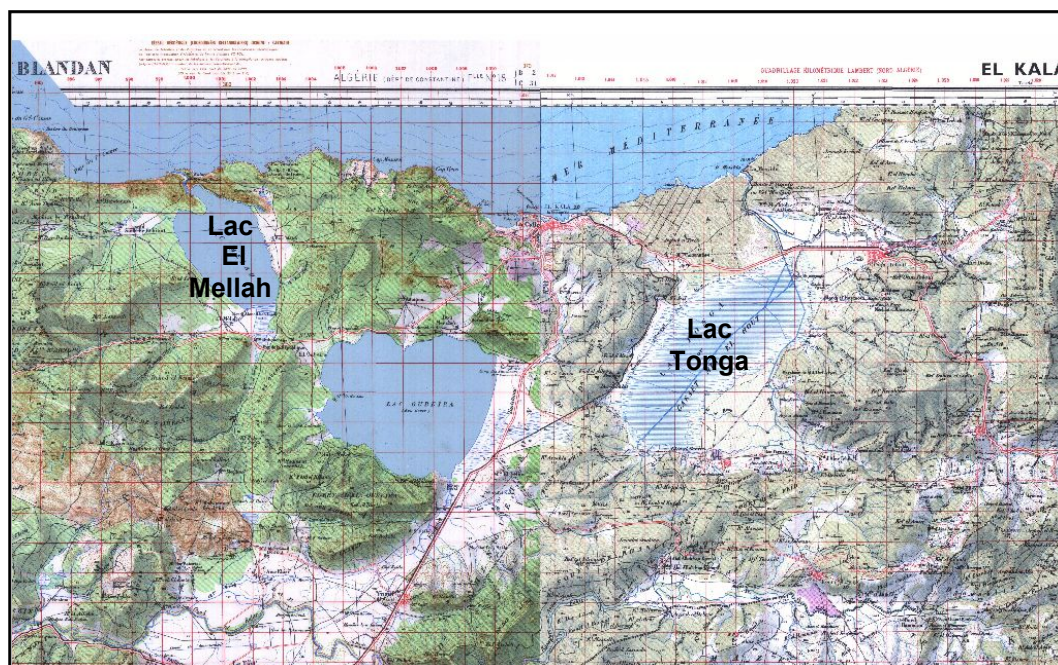


Figure 19: Situation géographique du lac Tonga et la lagune El mellah (source BNEDER 2004, modifiée)

✚ Lagune El-Mellah et son bassin versant :

La lagune Mellah est une lagune côtière située à 9 km à l'ouest d'El Kala et 48 km à l'est d'Annaba. Ses coordonnées géographiques au centre du plan d'eau sont 36° 53' 565 Nord – 8° 19' 560 Est.

C'est une ancienne vallée fluviale envahie par la mer et qui s'est transformée en lagune, reliée à la mer par un chenal de 900 mètres de long. Sa profondeur maximale est de 6 mètres pour une profondeur moyenne de 2,5 mètres et une superficie totale de 860 ha. La lagune Mellah est alimentée par l'Oued El-Aroug, Oued Mellah et Oued R'Guibet.

Le bassin versant de la lagune Mellah s'étend sur une superficie de 8 250 hectares soit 82,5 km².

Les rejets essentiellement des eaux usées domestiques ont pour destination finale l'exutoire et le réseau hydrographique et les eaux souterraines qui rejoignent en dernier lieu la lagune.

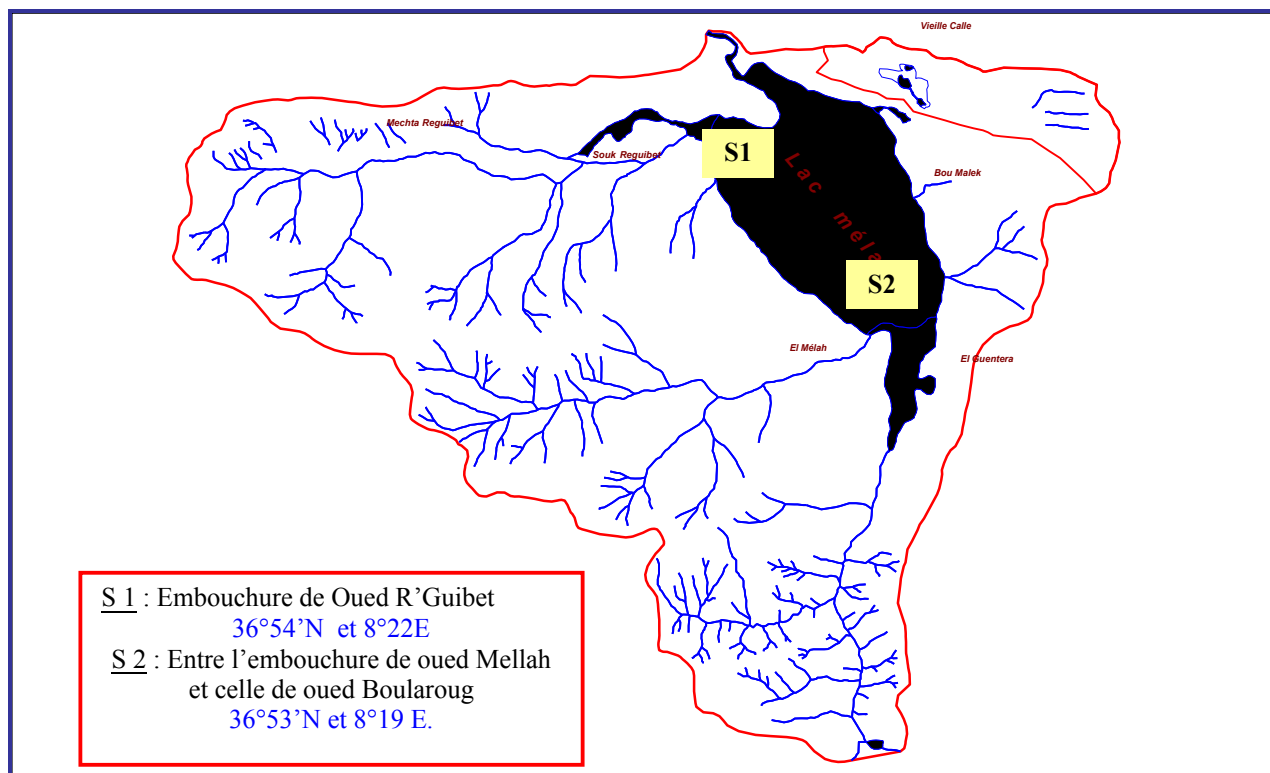


Figure 20: Réseau hydrographique de la lagune Mellah et localisation des stations de prélèvement (BNEDER 2004, modifiée)

✚ Lac Tonga et son bassin versant :

C'est une zone marécageuse qui prend, par endroit, en hiver, les formes d'un étang d'eau douce et, en été, celles d'un marécage. Il occupe une vaste dépression côtière d'une superficie de 2200 ha Il est situé à 5 km au sud-est d'El-Kala et à 65 d'Annaba. Ses coordonnées géographiques au centre sont 36° 51' 511 Nord – 8° 30' 100 Est. Son bassin versant, il s'étend sur 165 Km² (16 390 ha). En pleine eau, sa superficie est égale à 2300 ha. Elle est sensiblement réduite en été du fait de l'évaporation. Les zones exondées sont localisées à l'ouest et à l'ensemble de la partie sud de la lagune. Son altitude moyenne est 2,20 mètres ; sa profondeur moyenne varie de 1 à 1,5 m ; il est relié à la mer par le canal de Messida.

Suite à la découverte du gisement minier Kef Oum Theboul en 1845, le canal de la Messida, a été construit pour drainer les eaux du lac vers la mer. Le gisement minier, d'origine hydrothermale, est formé de chalcopryrite, de blende et de galène. L'exploitation du gisement a commencé en 1849 et a nécessité la construction de routes, de voies ferrées, du

port de la Calle et du canal qui relie le lac à la mer en vue de son assèchement ainsi que la construction d'une fonderie.

Cette activité minière fut abandonnée en 1893, puis reprise en 1899 et 1903, de 1907 à 1914 par la Rochette, ensuite par une autre société minière de Penarroja de 1941 à 1945 et enfin par la SONAREM avec l'aide d'une mission bulgare. Cette activité était gênée par les incendies et l'arrivée des eaux, et de ce fait a été abandonnée depuis 1968 (François Tomas, 1970).

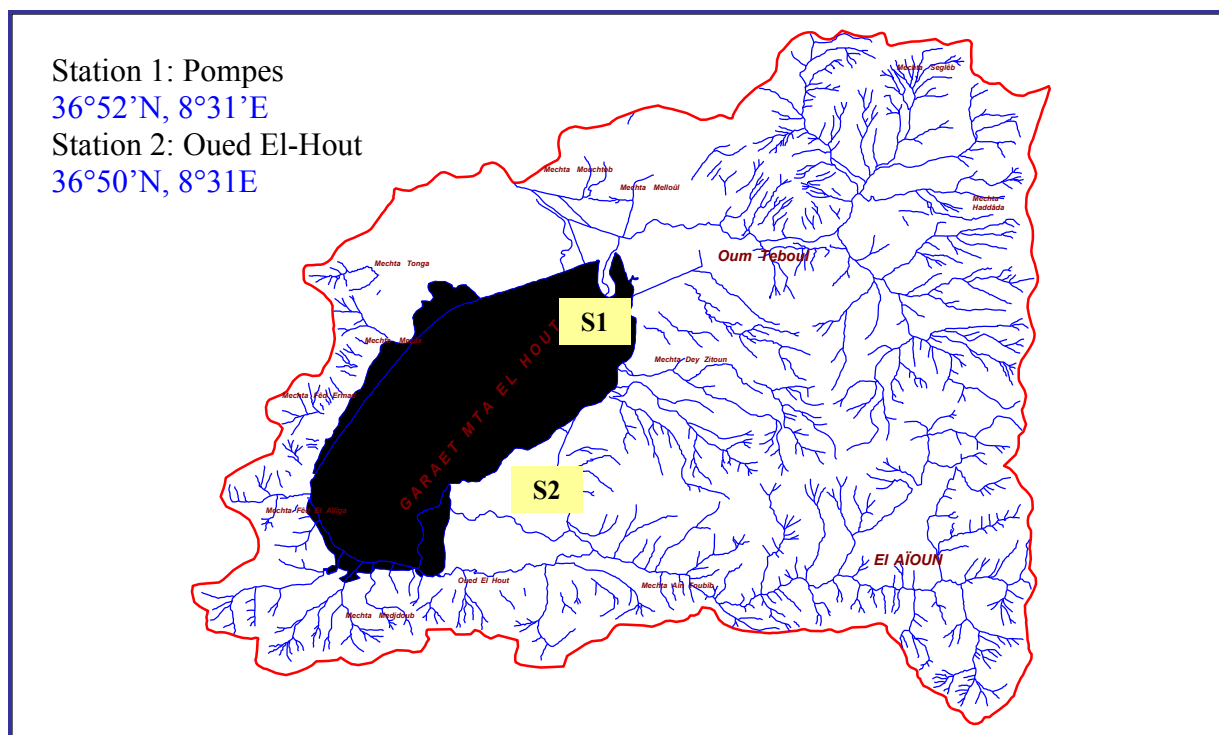


Figure 21: Réseau hydrographique du lac Tonga et localisation des stations de prélèvement (BNEDER 2004, modifiée)

Les terres agricoles occupent 12.5 % de la surface totale du bassin versant et s'étendent sur une superficie de 2059 ha. Le réseau d'assainissement, peu développé dans le bassin versant de la lagune Tonga, ne concerne en fait que les agglomérations chef-lieu et les agglomérations secondaires. Les rejets se font dans le milieu naturel et rejoignent le lac.

✚ L'échantillonnage dans les 2 écosystèmes lacustres:

- Dans la lagune El Mellah (fig.20), il a été retenu 2 stations d'échantillonnage :
 - Station « ST1 » à l'embouchure de l'oued R'Guibet ; elle est située au Nord-Ouest du lac El Mellah ; les eaux sont saumâtres et le sédiment est composé de sable ;
 - Station « ST2 » embouchures des Oueds Boularoug et Mellah ; elle est localisée au Sud de la lagune; les eaux y sont saumâtres et le sédiment est composé de sable légèrement envasé

- Dans le lac Tonga (fig. 21), les 2 stations retenues sont :
 - Station « ST1 » les pompes ; elle est située dans la partie nord du lac ; l'eau est douce et le sédiment vaseux ;
 - Station « ST2 » Oued El-Hout ; elle est localisée dans la partie sud-est du lac Tonga ; l'eau est douce et le sédiment composé de Vase légèrement sableuse

- ❖ Dans ces 2 plans d'eau, la campagne d'échantillonnage a été réalisée en 2006 et 2007 ; elle a consisté à prélever mensuellement les eaux et les sédiments des 4 stations ;

2- Matériel biologique

🚧 La moule *Perna perna*

Elle est de forme allongée et de couleur noire violacée, on la rencontre comme l'a signalé Fischer et al, (1987) sur les fonds de l'étage infralittoral entre 3 et 5 m. elle se fixe par son byssus aussi bien sur des supports rocheux que sableux ou encore vaseux. C'est une espèce gonochorique avec émission de gamètes entre avril et juin. La couleur du manteau permet de distinguer les deux sexes en effet, elle est blanchâtre chez les males et rose saumon à orange chez les femelles.

Ce sont des organismes filtreurs qui ingèrent sans distinction toutes particules présentes dans le milieu, elles absorbent le phytoplancton ne retenant que les protozoaires, les microbes et les diatomées (Boyer, 1986). Les moules filtrent jusqu'à 4 litres d'eau /heure. En méditerranée la taille maximale des moules est de 90mm, avec une taille moyenne de 50 à 60mm (Fisher et al., 1987). Elles sont largement rencontrées dans les eaux saumâtres des lagunes côtières. Ce sont des espèces caractérisées par une forte tolérance vis-à-vis des conditions du milieu, ainsi elles supportent des températures de 13°C en hiver et entre 27 et 28°C en été et des salinités comprise entre 7 et 40 ‰ (Lubet et Chappuis, 1966).

Position systématique de la moule *Perna perna*

- Embranchement. Mollusques
- Classe. Bivalves
- Sous-classe. Ptériomorphia (Beurlen, 1944)
- Ordre. Mytiloida (Ferussac, 1822)
- Famille. Mytilidae (Rafinesque, 1815)
- Genre. *Perna* (Philipsson, 1788)
- Espèce. *perna* (Linnaeus, 1758).

3- Prélèvements

3-1 Prélèvements de l'eau

L'eau est prélevée en plein courant à environ 50 cm de profondeur ou à mi-profondeur si la hauteur de l'eau est faible, en évitant la remise en suspension des dépôts (Rodier et al, 1984). Les échantillons sont prélevés dans des bouteilles en polyéthylène soigneusement décontaminées. La quantité d'eau est fonction des analyses à effectuer et les conservateurs utilisés seront mentionnés pour les paramètres respectifs. Si le dosage n'est pas effectué dès le retour au laboratoire, les prélèvements sont conservés à 4°C.

3-2 Prélèvements des sédiments

Les sédiments fins fraîchement déposés sur les berges des oueds, des lacs et les fonds marins, sont prélevés en raclant les premiers cm en surface à l'aide d'une cuillère en inox. Les échantillons de sédiments (300 à 500 g) sont collectés dans des pots en polyéthylène, en plusieurs endroits de la station dans le souci d'une meilleure représentativité.

Dans certaines stations, il n'était pas toujours aisé de collecter une quantité satisfaisante de sédiments fins ; la pente en provoquant un remous ne favorise pas leurs dépôts.

Les échantillons sont transportés en glacières puis conservés dans un réfrigérateur à une température de 4°C jusqu'à leur traitement (séchage, broyage, tamisage) dans les 24 heures qui suivent (AFNOR, 1986)

3-3 Prélèvements de moules

Les moules sont prélevées à la main à partir des rochers sur lesquels elles étaient fixées. La collecte des moules s'est effectuée de 0 à 10 mètre de profondeur. Les moules prélevées sont matures (adultes) et de taille marchande ; La taille et le poids moyen des échantillons sont de $38,6 \pm 1,4$ mm et de $10,4 \pm 1,2$ g. Les bivalves prélevés sont mis dans un sac plastique que l'on place dans une glacière à 4°C.

4- Traitement des échantillons et dosage des éléments traces métalliques (ETM)

Des précautions indispensables sont à prendre lors de travaux portant sur l'analyse des métaux lourds : Les pots de prélèvements, flacons de conservation des extraits, ainsi que toute la verrerie destinée aux analyses des ETM sont traités au préalable à l'acide nitrique (5N) dans lequel ils sont trempés pendant au moins 24 à 48h. Ils sont ensuite rincés à l'eau bi distillée ou déminéralisée (Rodier, 1984). Une attention très particulière doit être portée sur les risques de contamination lors de la préparation des échantillons et ce dès le prélèvement.

4-1 Traitement des échantillons d'eau

Les échantillons d'eau, acidifiés à l'acide nitrique (HNO_3 : d = 1,4) jusqu'à un pH inférieur à 2, soit en général 0,5% (v/v), sont filtrés sur membrane de porosité 0,45µm (SARTORIUS) à l'aide d'une pompe à vide et conservés à 4°C.

➤ Dosage des éléments traces métalliques contenus dans l'eau

Les teneurs des ETM contenus dans l'eau sont déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (Fe, Cu, Cr, Ni, Zn, Mn) et/ou électrothermique (Cd, Pb) de type PERKIN-ELMER A Analyst 100 ; Pour le mercure : le dosage est effectué selon la méthode IAEA/UNEP (1984) par fluorescence atomique après formation de vapeurs froides en présence de chlorure stanneux.

La détermination des ETM par SAA électrothermique doit être élaborée avec le maximum de précision. Les programmes thermiques (séchage, pyrolyse, atomisation et nettoyage) doivent être mis au point en tenant compte de la matrice à analyser (l'eau étant une matrice aqueuse) et des spécificités de l'appareillage. Un problème classique rencontré en SAA en tube graphite consiste à trouver les valeurs de la température de décomposition et de la température d'atomisation qui fournissent le signal (absorbance) le plus élevé pour une matrice donnée. Plusieurs techniques relativement complexes sont décrites par différents auteurs (Hoenig et Kersabiec, 1990), telles que la méthode des simplexes et la méthode des plans d'expériences. Il est donc nécessaire d'étudier les effets des deux facteurs. Dans ce cas, la méthode la plus simple, un seul facteur à la fois, consiste à suivre une procédure proche de ce qui suit :

- fixer la température d'atomisation à une valeur raisonnable mais arbitraire et faire varier régulièrement la température de décomposition en reportant les réponses obtenues.
- Repérer la valeur de la température de décomposition qui donne la meilleure réponse (représentant la température de décomposition optimale).
- Fixer la température de décomposition et faire varier régulièrement la température d'atomisation ;
- Repérer la valeur de la température d'atomisation qui donne la meilleure réponse.

✓ Les déterminations des teneurs en Cadmium et en Plomb par SAA avec un atomiseur à four en graphite ont été réalisées selon la procédure décrite ci-dessus.

En ce qui concerne le Cd, les essais ont été rapidement concluants puisque le programme thermique proposé par le constructeur, après quelques modifications a donné de bons résultats. Ces derniers sont rassemblés dans le tableau 11

Tableau 11 : Gamme d'étalonnage du Cadmium.

Concentration (ppb)	Répétition 1 (Absorbance)	Répétition 2 (Absorbance)	Moyenne (Absorbance)	Autozéro/Blanc
Blanc	-0.002	-0.004	-0.003	0.000
0.5	0.052	0.049	0.051	
1	0.105	0.103	0.104	
2	0.198	0.198	0.198	
4	0.385	0.389	0.387	

On constate que les concentrations choisies de 0.5 ppb à 4 ppb sont dans la zone linéaire et que les absorbances obtenues sont proportionnelles à ces concentrations. Le coefficient de corrélation de 0.999 est très significatif. Pour valider ce modèle, nous avons calculé la masse caractéristique selon la formule suivante :

$$MO = \text{Volume } (\mu\text{l}) \times \text{Concentration (ni)} \times 0.004 / \text{Signal (Absorbance nette)}$$

Volume () = volume de la solution standard injecté dans le four graphite ; dans ce cas il est égal à 10 Volume (μl). Ainsi pour 0,5 ppb la masse caractéristique est de $10 \times 0.5 \times 0.004 / 0.051 = 0,43$.

Pour 1 ppb elle est égale à $10 \times 1 \times 0.004 / 0.104 = 0,42$.

La masse caractéristique donnée par le constructeur de l'appareil est de 0.035. Les résultats que nous devons obtenir ne doivent pas être inférieurs de moins de 20%. De ce fait, nous considérons que nos résultats sont satisfaisants avec le programme thermique suivant (tab.12)

Tableau 12 : Programme électrothermique pour le dosage du cadmium dans l'eau

Étape	Température (°C)	Rampe	Maintien
Séchage	130	2 secondes	20 secondes
Pyrolyse	300	15	15
Refroidissement	20	1	15
Atomisation	1350	0	5
Nettoyage	2400	1	3

En ce qui concerne le plomb, les essais étaient plus laborieux et des difficultés quant à la détermination du programme thermique applicable à l'extrait aqueux légèrement acidifié sont

apparues. Ainsi plusieurs couples de valeurs des températures de décomposition et d'atomisation ont été essayées pour atteindre le meilleur programme thermique consigné dans le tableau 13.

Tableau 13 : Programme électrothermique pour le dosage du plomb dans l'eau

Étape	Température (°C)	Rampe (secondes)	Maintien (secondes)
Séchage	120	1	30
Pyrolyse	250	1	30
Refroidissement	20	1	5
Atomisation	1700	0	5
Nettoyage	2400	1	5

Les réponses sont linéaires dans les concentrations choisies (relation entre concentrations et absorbances correspondantes (**tableau 14**)).

Tableau 14 : Gamme d'étalonnage du Plomb.

Concentration (ppb)	Répétition 1 (Absorbance)	Répétition 2 (Absorbance)	Moyenne (Absorbance)	Autozéro/Blanc
Blanc	-0.000	-0.000	0.000	0.000
5	0.045	0.044	0.045	
10	0.086	0.082	0.084	
25	0.201	0.209	0.205	
50	0.421	0.468	0.445	

De la même façon que pour le cadmium, le modèle a été validé en calculant la masse caractéristique selon la formule suivante :

$$M_0 = \text{Volume } (\mu\text{l}) \times \text{Concentration (}\mu\text{l)} * 0.004 / \text{Signal (Absorbance nette)}$$

Volume (μl) = volume de la solution standard injecté dans le four graphite, et dans ce cas là il est égal à 20(μl). Ainsi pour 50 ppb la masse caractéristique est de $20 \times 50 \times 0.004 / 0.445 = 9.9$. La masse caractéristique donnée par le constructeur de l'appareil est de 10. Les résultats que nous devons obtenir ne doivent pas être inférieurs de moins de 20% par rapport à la masse caractéristique.

Les programmes thermiques définis ont donc été utilisés pour déterminer les teneurs en Cd et en Pb dans l'eau des Oueds. Les teneurs sont généralement inférieures aux limites de détection qui sont respectivement pour le Cd et le Pb de l'ordre de 0.5 ppb et de 5 ppb.

4-2 Traitement des échantillons de sédiment

✚ Dès le retour au laboratoire, les sédiments prélevés sont séchés, sans extraction de l'eau interstitielle, à une température de 80 à 110° pendant 48 heures. Après refroidissement, ils sont écrasés légèrement dans un mortier en agathe pour casser les agglomérats.

Le tamisage des échantillons destinés aux différentes analyses physico-chimiques (pH, perte au feu, granulométrie) est effectué sur tamis de mailles 2mm.

Les échantillons destinés au dosage des éléments traces métalliques sont passés au tamis de mailles 0.5 mm en toile de nylon. Diverses études ont montré que les particules de diamètre inférieur à 200 µm (mais surtout à 63µm) concentrent l'essentiel des contaminations métalliques (Förstner, 1982; Robbe, 1984). La coupure à 63 µm est en effet une séparation traditionnelle en sédimentologie entre les sables d'une part (> 63µm) et la vase (limon et argile) d'autre part (Cosson, 1987). Les échantillons sont ensuite conservés dans des flacons en polyéthylène à 4°C.

✚ Analyses et fractionnement granulométrique des sédiments :

Dès lors que les ETM se fixent préférentiellement sur les particules fines, l'analyse de la composition granulométrique permet de déterminer l'importance pondérale relative de différentes classes de particules, identifiées par leur taille, constitutive du squelette minéral des sédiments. La méthode appliquée est celle de la pipette de Robinson basée sur la loi de Stokes selon le principe (AFNOR, 1983) suivant :

- Mise en suspension des particules minérales d'un échantillon de sédiment et stabilisation de cette suspension dans des conditions bien définies, en particulier destruction des agrégats. L'eau oxygénée assure la destruction de la matière organique et l'adjonction d'un agent défloculant tel que l'hexamétaphosphate permet la dispersion des colloïdes.

- Séparation des différentes classes de particules par sédimentation par gravité pour les fractions fines inférieures à 50 µm (argile et limon) et par tamisage pour les fractions supérieures (sable).

- Prélèvements des fractions fines par la méthode de la pipette: on prélève, dans le plan de mesure, à des temps U échelonnés, un petit volume connu de la suspension. Pour chaque prélèvement, on pèse le résidu solide après évaporation du liquide.

L'analyse granulométrique est effectuée sur les échantillons de sédiments tamisés à 2mm ; elle a porté sur deux séries de prélèvement pour comparer les résultats.

✚ Technique d'extraction et dosage des éléments traces métalliques (ETM) contenus dans le sédiment

La méthode d'extraction des ETM de la matrice sédiment a été retenue suite à un protocole de validation d'une technique d'extraction ; cette démarche permet de sélectionner une méthode de référence interne au laboratoire et qui doit déterminer avec le maximum de précision les polluants métalliques contenus dans différents échantillons environnementaux. A cette fin trois techniques d'extraction des ETM sont mises en œuvre à titre comparatif. Un gramme de sédiment sec de l'échantillon certifié (SED LAKE1) est pesé avec précision et utilisé à cette fin.

➤ **Méthode A** : La méthode conventionnelle est une digestion humide à l'eau régale (aqua regia), mélange d' HNO_3 (Suprapur 69%) et d' HCl (Suprapur 37%) dans les proportions 1:3 (v/v) respectivement (FAO, 1975).

Dans un creuset 10 ml d'un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique concentré sont ajoutés à 1 g de sédiment sec. Le mélange est fixé sous réfrigérant à reflux et chauffé jusqu'à ébullition durant 15 minutes. Après refroidissement et rinçage du réfrigérant avec de

l'eau déminéralisée, le liquide obtenu est transféré par filtration dans une fiole de 50 ml et complétée avec de l'eau déminéralisée.

- **Méthode B :** La seconde méthode est celle décrite par Grumiaux et al. (1997).

Un gramme de sédiment sec est minéralisé dans 4 ml d'HCl (Suprapur 37%) et 10 ml d' HNO_3 (Suprapur 65%) pendant 12 heures à froid dans un bêcher recouvert d'un verre de montre. Après deux heures de chauffage à reflux à 150°C , le résidu est amené à sec (à 150°C) puis repris deux fois par 10 ml d'HCl 1 N, puis filtré sur papier Whatman 540 et complété avec de l'eau déminéralisée jusqu'à un volume final de 50 ml.

- **Méthode C:** La troisième méthode est une combinaison de deux techniques d'extraction. C'est une minéralisation par calcination à 450°C en présence de nitrate d'ammonium (Rodier et al, 1984) suivie d'une solubilisation des métaux par deux acides oxydants, l'acide nitrique (HNO_3) et l'acide chlorhydrique (HCl) (Grumiaux et al., 1997).

Dans un creuset en porcelaine, 2 ml de solution de nitrate d'ammonium à 1% sont ajoutés à 1 g de sédiment et le mélange séché dans une étuve à 110°C . La calcination s'effectue dans un four à moufle en augmentant la température progressivement pour éviter les inflammations brutales de l'échantillon: 150°C pendant une heure, 300°C pendant une heure et enfin 450°C pendant deux heures. La solubilisation des ETM se fait en ajoutant 4 ml d'HCl et 10 ml d' HNO_3 pendant deux heures à 150°C sur bain de sable.

Le résidu sec est repris deux fois par de l'HCl 1N, et transféré par filtration (papier Whatman 540 sans cendres) dans une fiole de 50 ml et ajusté par de l'eau déminéralisée à son volume final.

Tous les extraits sont conservés dans des flacons en polypropylène rincés préalablement par de l'acide nitrique (5N) et l'eau déminéralisée afin d'éviter les éventuelles contaminations, et conservés au réfrigérateur à 4°C jusqu'à leur analyse.

L'efficacité du processus d'extraction est contrôlée à l'aide de l'analyse d'un échantillon de référence (matériau de référence certifié). Il s'agit d'un sédiment d'un lac canadien (Lake Sédiment N°LKSD1) provenant de CANMET dont les teneurs certifiées en ETM ont été déterminées après extraction à l'eau régale.

Les dosages du manganèse, du zinc, du plomb, du nickel, du chrome, du cuivre et du cadmium sont effectués par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (Perkin Elmer Analyst 100).

4-3- Traitement des moules

- ✚ La minéralisation est effectuée selon la méthode décrite par André, (1988) ; Ce dernier prend 0,5 g de poids sec (p.s) d'échantillon provenant de l'homogénéat de toute la partie molle d'une moule et le met dans un creuset auquel il ajoute de l'acide nitrique; l'ensemble est porté à une température de 95°C ; ensuite après refroidissement on ajuste le contenu par de l'eau bi distillée.

Cette minéralisation des échantillons est accompagnée d'une part par celle des blancs (solutions ne contenant que de l'acide nitrique) et d'autre part par des échantillons standards (thon de méditerranée code 350 livré par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique «AIEA»).

Le dosage a été réalisé à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique (de type UNICAM N° 929., Perkin Elmer Analyst 3100) à flamme ou à four graphite, avec calculateur intégré pour le traitement des résultats. :

Les éléments quantifiés sont le plomb, cadmium, le mercure, le zinc, le cuivre, le nickel, le chrome, le manganèse et le fer. Les dosages de cadmium et de plomb sont réalisés à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à four graphite et ceux du zinc, cuivre,

nickel, chrome, manganèse et fer à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme (selon la méthode UNEP/IAEA/ FAO (1984);

Le dosage du mercure est effectué selon la méthode IAEA/UNEP (1984) par fluorescence atomique après formation de vapeurs froides en présence de chlorure stanneux (CHIFFOLEAU al., 2003).

La précision des méthodes analytiques utilisées pour les métaux se situe entre 5% et 10%.

5- Evaluation de l'indice de contamination

L'Indice de Contamination (I.C.) représente le rapport entre la valeur guide de l'élément trace considéré (en référence aux valeurs guides admises par l'Agence du bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 1991) et sa teneur dans le sédiment étudié. Si l'IC est inférieur à 3, le sédiment est considéré de classe 1 donc non contaminé ; si l'IC est compris entre 3 et 10, le sédiment est de classe 2 donc pollué et si l'IC est supérieur à 10, le sédiment est de classe 3 et représente un risque.

6- Analyses statistiques :

▣ Analyses statistiques univariées :

○ Description des données :

Pour mieux décrire les différentes variables qui caractérisent les données obtenues pour l'ensemble des stations et des saisons, nous avons calculé certains paramètres statistiques de base tels que la moyenne arithmétique \bar{x} , l'écart type, les valeurs minimales et maximales et l'effectif des données.

○ L'analyse de la variance à un critère de classification (ANOVA) :

La comparaison entre saisons concernant la distribution des teneurs de chaque métal est réalisée à l'aide de l'analyse de la variance à un facteur contrôlé (saison) (P.Dagnellie, 2000)..

- ▣ Si $p > 0.05$: il n'existe pas des \neq significatives entre les saisons. NS.
- ▣ Si $p \leq 0.05$: il existe des \neq significatives entre les saisons. *
- ▣ Si $p \leq 0.01$: il existe des \neq hautement significatives entre les saisons **
- ▣ Si $p \leq 0.001$: il existe des \neq très hautement significatives entre les saisons ***

L'AV1 est utilisée dans l'étude de la distribution des teneurs en métaux lourds dans les eaux et les sédiments superficiels du fait que le nombre de prélèvements est assez représentatif.

ACP : Test de l'analyse en composantes principales est utilisé uniquement dans l'étude de la distribution des teneurs en métaux lourds relevées dans la chair du bivalve *Perna perna*.(annexes).

1. Distribution des métaux lourds dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Les résultats du dosage de 9 métaux lourds (Fe, Cu, Zn, Cr, Mn, Ni, Pb, Cd, Hg) contenus dans le sédiment superficiel prélevé à partir de 8 stations localisées dans le golfe et d'une station située en dehors du golfe font apparaître, selon le métal considéré des différences de concentration d'une station à l'autre.

Tableau 15 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en métaux lourds relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba.

Stations	Fe	Cu	Zn	Cr	Mn	Ni	Pb	Cd	Hg
Sation 1 (Sidi Salem)	4590	60.32	301	120	425	51.55	186	2.60	0.1
Station 2 (lever de l'aurore)	1750	90.21	90.20	415	220	44.60	175	1.50	0.001
Station 3 (Saint Cloud)	1420	15	75.20	390	175	42.10	98	0.90	traces
Station 4 (Hors golfe)	1300	00	190	90	101	17	10	00	00
Station 5 (Sidi-SalemII)	17790	14	284,4	420	382,2	52,8	68,2	1,9	0,1
Station 6 (Boukhmira)	10530	7,2	112,6	220	244,8	38,8	67,4	1,8	0,09
Station 7 (Bettah)	10000	6,8	100	100	135,70	24	66	1,75	0,05
Station8 Hennaya	9000	5	90	70	50	20	14	0,14	00
Station 9 (CapRosa)	8500	4	70	40	10	18	13	0,13	00
Valeurs guides	2000	26	88	400	45	45	22	0,6	

1.1 Teneurs en fer

Le fer contenu dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba est à des teneurs comprises entre 1300 et 17790 mg.kg⁻¹ de poids sec ; Les teneurs en fer montrent une décroissance relativement plus importante dans la partie Ouest du Golfe (dans le sens Sidi Salem-Cap de Garde) que dans la partie Est (dans le sens Sidi Salem-Cap Rosa) ; nous notons, en effet, que dans la partie Est les valeurs restent assez élevées car elles représentent 60% à 47% de la valeur maximale relevée à Sidi Salem II, contrairement à celle relevées dans la partie Ouest où les teneurs en fer font 26% à Sidi Salem I pour ensuite chuter à moins de 10% dans le reste des autres stations (tab.15).

Tableau 16 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en fer relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Stations	Cap de Garde (St1)	Saint Cloud (St2)	Lever de l'aurore (St3)	Sidi Salem I (St4)	Sidi Salem II (St5)	Boukhmira (St6)	Bettah (St7)	Hennaya (St8)	Cap Rosa (St9)
Teneurs en Fer	1300	1420	1750	4590	17790	10530	10000	9000	8500

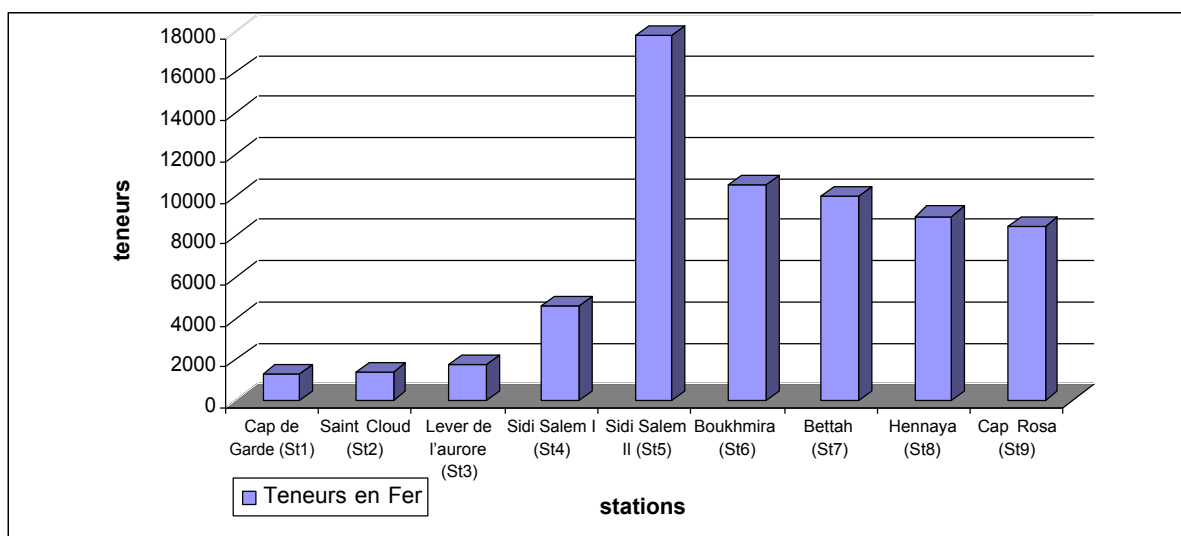


Figure 22 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en fer relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

1.2 Teneurs en cuivre

Le sédiment du golfe d'Annaba contient des teneurs en cuivre variant de 0 à 90 mg.kg⁻¹ de poids sec. (tab15). Ce métal montre les teneurs les plus élevées dans le sédiment superficiel du lever de l'aurore (90 mg.kg⁻¹ de poids sec) et Sidi Salem I (60 mg.kg⁻¹ de poids sec); la teneur en cuivre du sédiment baisse de 6 fois, à Saint Cloud et Boukhmira pour continuer à décroître à l'approche des 2 caps (fig.23).

Tableau 17 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en cuivre relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Stations	Cap de Garde (St1)	Saint Cloud (St2)	Lever de l'aurore (St3)	Sidi Salem I (St4)	Sidi Salem II (St5)	Boukhmira (St6)	Bettah (St7)	Hennaya (St8)	Cap Rosa (St9)
Teneurs en cuivre	00	15	90,21	60,32	14	7,2	6,8	5	4

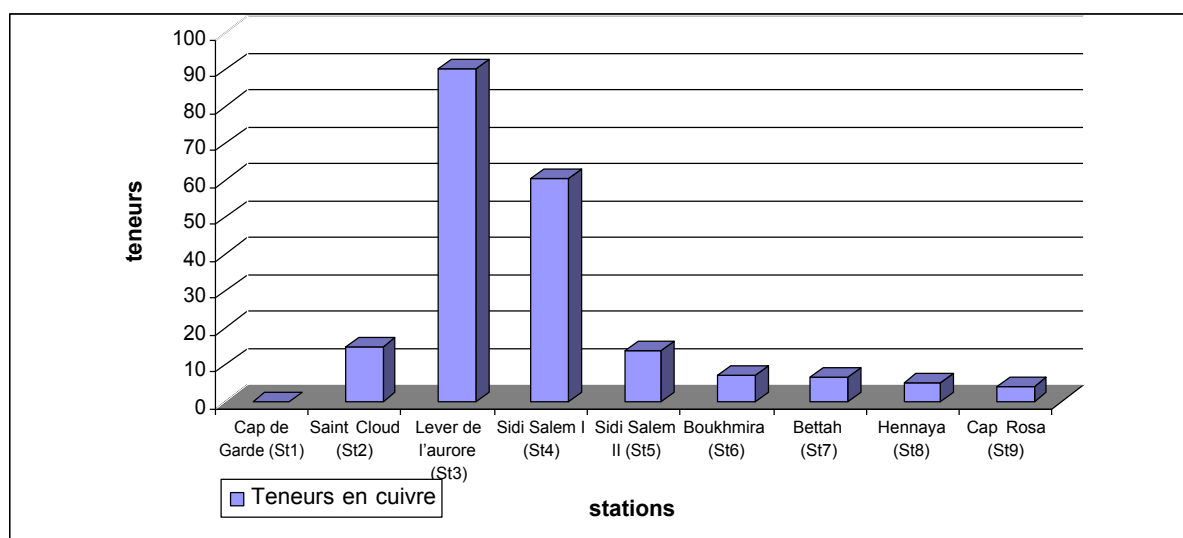


Figure 23 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en cuivre relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

1.3 Teneurs en zinc

Les teneurs en zinc contenues dans le sédiment du littoral d'Annaba varient de 70 à 301 mg.kg⁻¹ de poids sec (tab.18). Les teneurs en zinc sont maximales dans les 2 stations de Sidi Salem puis chutent pour atteindre le 1/3 et le 1/4 dans les stations éloignées, à l'exception du Cap de Garde où la teneur relevée reste assez élevée, représentant ainsi plus de 63% de la valeur maximale (fig.24).

Tableau 18 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en zinc relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Stations	Cap de Garde (St1)	Saint Cloud (St2)	Lever de l'aurore (St3)	Sidi Salem I (St4)	Sidi Salem II (St5)	Boukhmira (St6)	Bettah (St7)	Hennaya (St8)	Cap Rosa (St9)
Teneurs en zinc	190	75,2	90,2	301	284,4	112,6	100	90	70

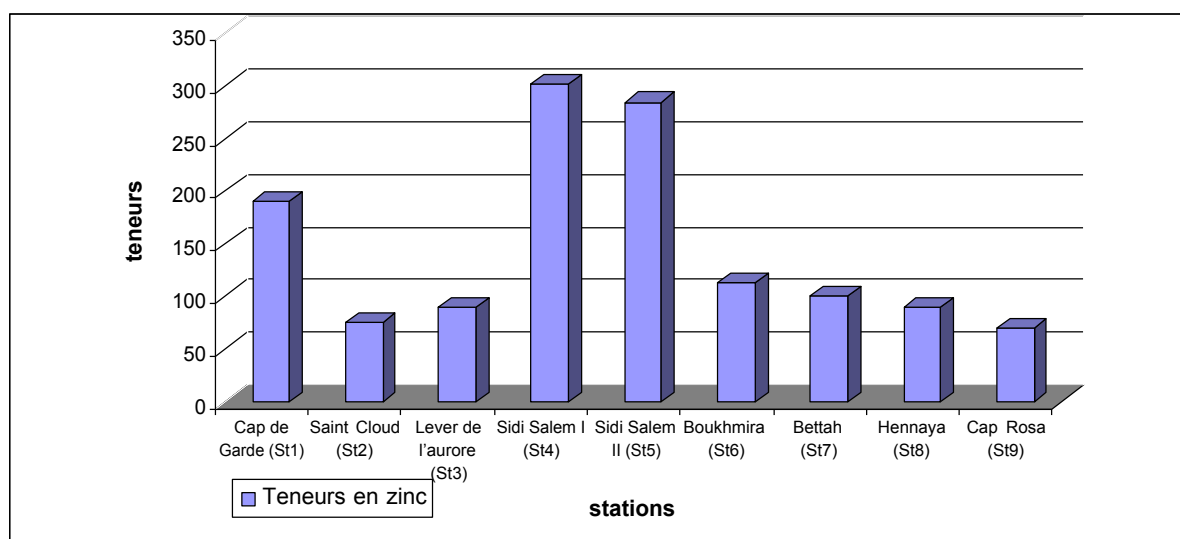


Figure 24 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en zinc relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

1.4 Teneurs en chrome

Les teneurs en chrome relevées dans le sédiment du littoral d'Annaba sont comprises entre 18 mg.kg⁻¹ de poids sec (au Cap Rosa) et 415 mg.kg⁻¹ de poids sec (au lever de l'aurore) ; l'écart entre la valeur minimale et maximale étant de 397 (tab.19). Les teneurs en chrome relevées dans la partie Est du littoral sont relativement plus basses que celles notées dans la partie Ouest ; nous notons, en effet, que la valeur relevée au Cap de Garde (90 mg.kg⁻¹) fait 5 fois celle enregistrée au Cap Rosa (fig.25).

Tableau 19 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en chrome relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Stations	Cap de Garde (St1)	Saint Cloud (St2)	Lever de l'aurore (St3)	Sidi Salem I (St4)	Sidi Salem II (St5)	Boukhmira (St6)	Bettah (St7)	Hennaya (St8)	Cap Rosa (St9)
Teneurs en chrome	90	390	415	120	52,8	38,8	24	20	18

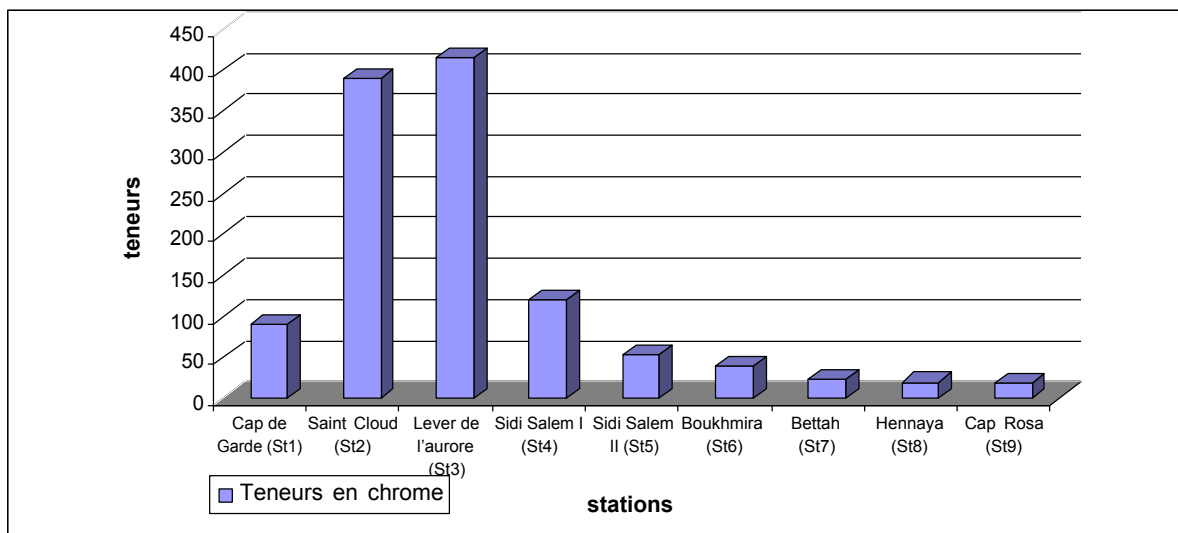


Figure 25 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en chrome relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

1.5 Teneurs en manganèse

Le manganèse est présent dans le sédiment à des teneurs comprises entre 40 et 425 mg.kg⁻¹ de poids sec respectivement au Cap Rosa et Sidi Salem I (tab.20). Les teneurs en cet élément chutent presque de moitié dans les stations relativement proche telles que Lever de l'aurore et Boukhmira ; cette décroissance est néanmoins moins accentuée dans la partie Ouest du littoral où les valeurs relevées sont 2,5 fois plus élevées que celles enregistrées à Hennaya et Cap Rosa (fig.26).

Tableau 20 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en manganèse relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Stations	Cap de Garde (St1)	Saint Cloud (St2)	Lever de l'aurore (St3)	Sidi Salem I (St4)	Sidi Salem II (St5)	Boukhmira (St6)	Bettah (St7)	Hennaya (St8)	Cap Rosa (St9)
Teneurs en manganèse	101	175	220	425	420	220	100	70	40

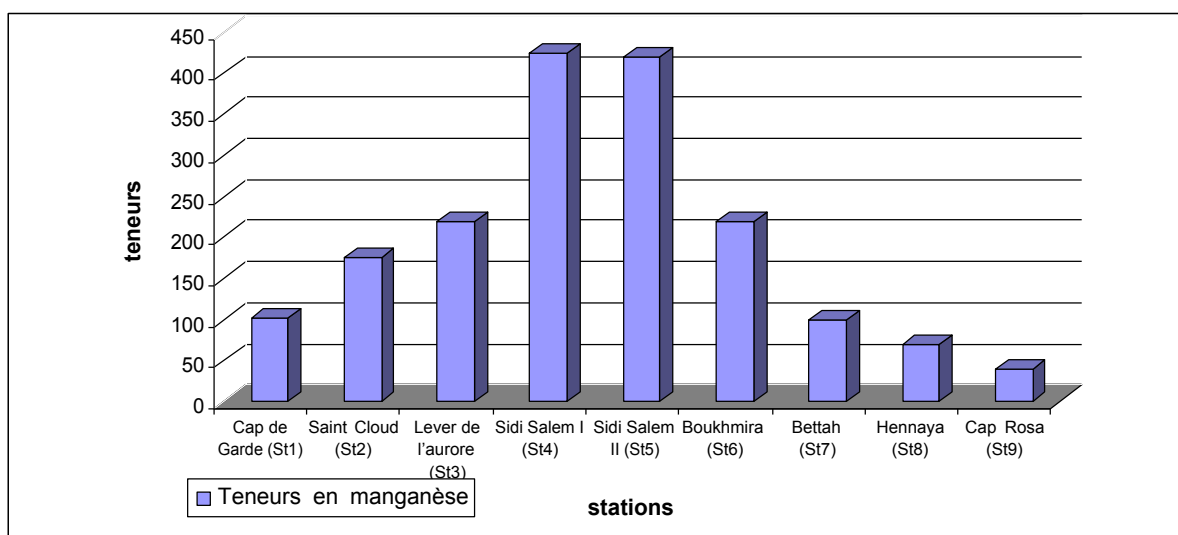


Figure 26 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en manganèse relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

1.6 Teneurs en nickel

Dans le sédiment superficiel du golfe d'Annaba, le nickel est présent à des teneurs variant entre 10 et 382,2 mg.kg⁻¹ de poids sec respectivement au Cap Rosa et à Sidi Salem II (tab.21). Les teneurs les plus élevées sont rencontrées dans la partie Est du littoral ; nous notons que dans la partie Ouest, à l'exception du Cap de Garde, l'écart entre les stations n'est pas important (proche de 10) et les teneurs notées ne représentent pas plus de 13% de la valeur maximale. C'est en revanche dans la partie Est du littoral que les teneurs en nickel restent assez élevées et représentent 63 et 35% de la valeur maximale respectivement à Boukhmira et Bettah (fig.27).

Tableau 21 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en nickel relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Stations	Cap de Garde (St1)	Saint Cloud (St2)	Lever de l'aurore (St3)	Sidi Salem I (St4)	Sidi Salem II (St5)	Boukhmira (St6)	Bettah (St7)	Hennaya (St8)	Cap Rosa (St9)
Teneurs en nickel	17	42,10	44,60	51,55	382,2	244,8	135,70	50	10

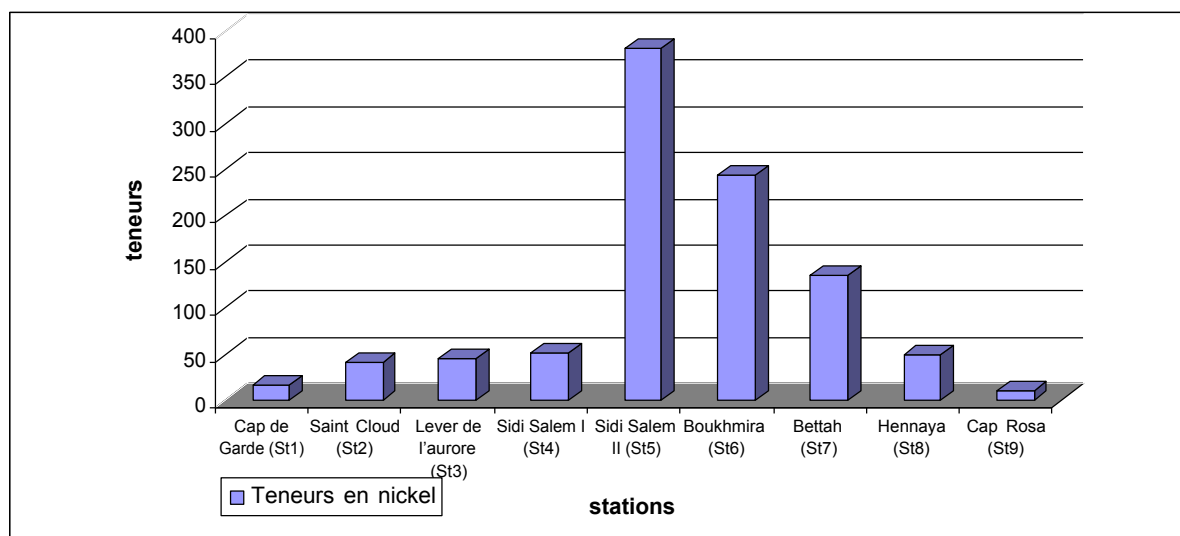


Figure 27 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en nickel relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

1.7 Teneurs en plomb

Les teneurs en plomb relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba fluctuent entre 10 et 186 mg.kg⁻¹ de poids sec ; à l'exception des 2 caps et Hennaya où les teneurs notées ne dépassent pas 14 mg.kg⁻¹ de poids sec le reste des stations échantillonnées abritent de 66 à 186 mg.kg⁻¹ de poids sec (tab.22). Nous notons, par ailleurs, que les teneurs en plomb enregistrées dans la partie Est sont relativement assez homogènes et plus basses que celles relevées dans la partie Ouest ; ces dernières sont 1,5 à 2,5 fois plus élevées (fig.28).

Tableau 22 : Distribution des teneurs (en mg.kg^{-1} de poids sec) en plomb relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Stations	Cap de Garde (St1)	Saint Cloud (St2)	Lever de l'aurore (St3)	Sidi Salem I (St4)	Sidi Salem II (St5)	Boukhmira (St6)	Bettah (St7)	Hennaya (St8)	Cap Rosa (St9)
Teneurs en plomb	10	98	175	186	68,2	67,4	66	14	13

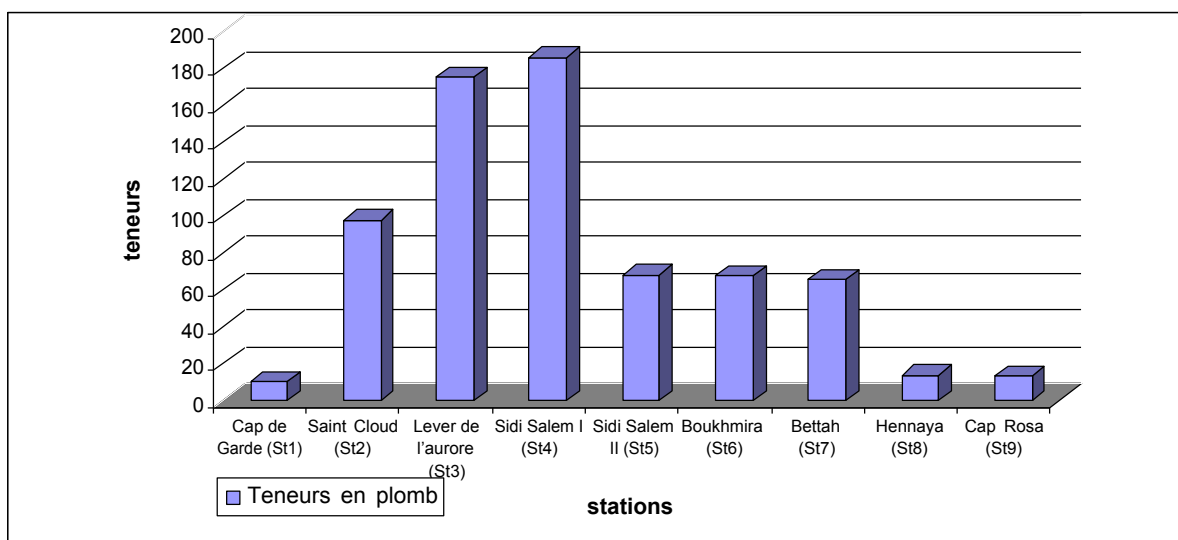


Figure 28 : Distribution des teneurs (en mg.kg^{-1} de poids sec) en plomb relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

1.8 Teneurs en cadmium

Dans le sédiment du littoral d'Annaba, le cadmium est présent à des teneurs comprises entre $0,90$ et $2,60 \text{ mg.kg}^{-1}$ de poids sec à l'exception des stations Cap de Garde, Hennaya et Cap Rosa où les valeurs relevées ne dépassent pas $0,14 \text{ mg.kg}^{-1}$ de poids sec (tab.23). Les teneurs en cadmium relevées dans la partie Est du littoral restent plus élevées que celles de la partie Ouest ; nous notons, en effet, que les teneurs notées au Lever de l'aurore et Saint Cloud ne représentent que 57 et 34% de la valeur maximale contrairement à celles enregistrées à Sidi Salem II (73%), Boukhmira (69%) et Bettah (67%) (fig.29).

Tableau 23 : Distribution des teneurs (en mg.kg^{-1} de poids sec) en cadmium relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Stations	Cap de Garde (St1)	Saint Cloud (St2)	Lever de l'aurore (St3)	Sidi Salem I (St4)	Sidi Salem II (St5)	Boukhmira (St6)	Bettah (St7)	Hennaya (St8)	Cap Rosa (St9)
Teneurs en cadmium	00	0,90	1,50	2,60	1,9	1,8	1,75	0,14	0,13

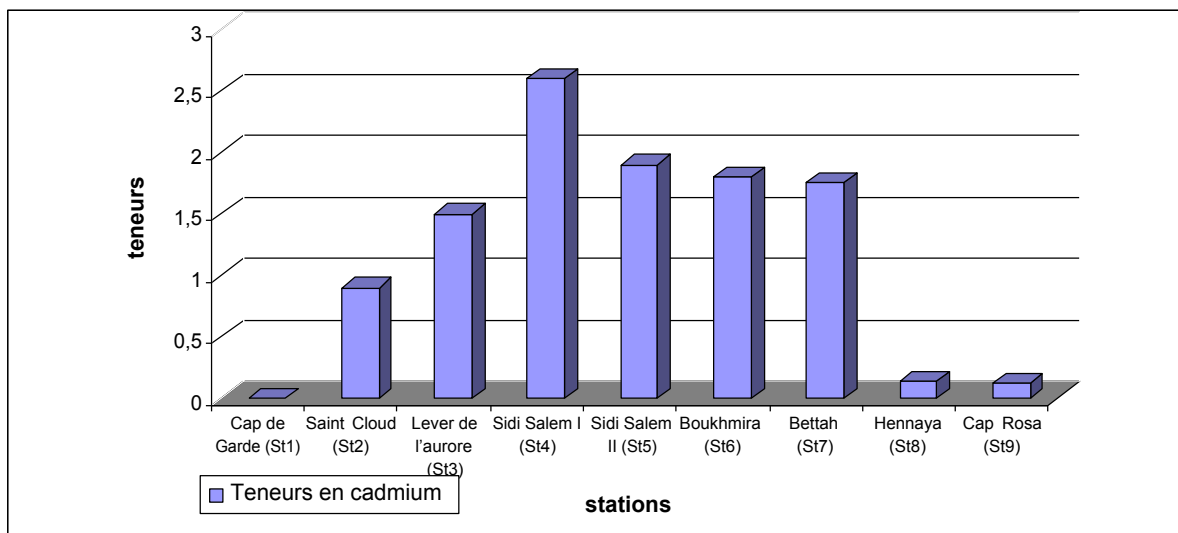


Figure 29 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en cadmium relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

1.9 Teneurs en mercure

Le mercure est présent, dans le sédiment du littoral d'Annaba, à des teneurs comprises entre 0,1 et 0,001 mg.kg⁻¹ de poids sec ; sa présence se limite au secteur délimité par Lever de l'aurore et Bettah ; il est absent dans le sédiment des 2 Caps et à Hennaya et il n'est rencontré qu'à l'état de traces à Saint Cloud (tab.24). La présence de cet élément est plus marquée dans la partie Est du littoral ou la teneur la plus faible relevée à Bettah (0,05 mg.kg⁻¹ de poids sec) est 50 fois plus élevée que celle du Lever de l'aurore (0,001 mg.kg⁻¹ de poids sec) (fig.30).

Tableau 24 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en mercure relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Stations	Cap de Garde (St1)	Saint Cloud (St2)	Lever de l'aurore (St3)	Sidi Salem I (St4)	Sidi Salem II (St5)	Boukhmira (St6)	Bettah (St7)	Hennaya (St8)	Cap Rosa (St9)
Teneurs en mercure	00	traces	0,001	0,1	0,1	0,09	0,05	00	00

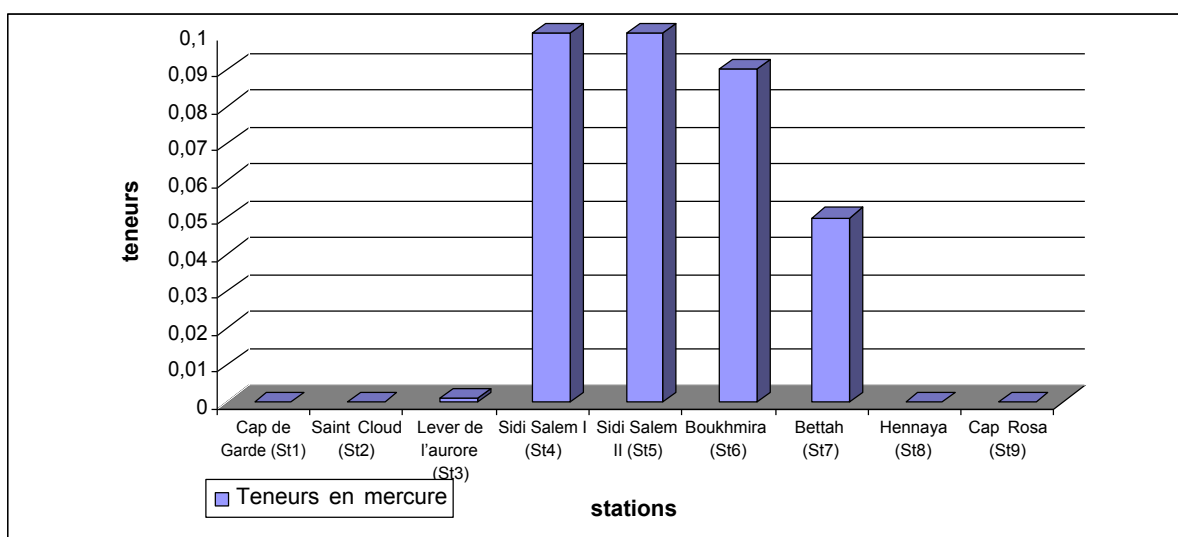


Figure 30 : Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en mercure relevées dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

2. Détermination du niveau de contamination du sédiment par les métaux lourds :

Tableau 25: Indice de contamination (IC) de chaque métal lourd dosé dans le sédiment du littoral d'Annaba.

Teneurs en métaux		Fe	Cu	Zn	Cr	Mn	Ni	Pb	Cd	Hg
Valeurs guides (mg. kg ⁻¹)		2000	26	88	45	400	45	22	0,6	0,2
IC par métal et par station	St1	2.29	2.32	3.42	2.66	1.06	1.14	8.45	4.33	0.50
	St2	0.87	3.46	1.02	9.22	0.55	0.99	7.95	2.50	0.005
	St3	0.71	0.57	0.85	8.66	0.43	0.93	4.45	1.50	traces
	St4	0.65	0.00	2.15	2	0.25	0.37	0.45	0.00	0.00
	S5	8,89	0,53	3,23	1,05	8,49	1,17	3,1	3,1	0,5
	S6	5,26	0,27	1,27	0,55	5,44	0,86	3,06	3	0,45
	S7	5	0,26	1,13	0,25	3	0,53	3	3	0,25
	S8	4,5	0,19	1,02	0,17	1,11	0,44	0,63	0,23	00
	S9	4,25	0,15	0,79	0,10	0,22	0,4	0,59	0,21	00

St1 : Sidi Salem I ; St2 : Lever de l'aurore ; St3 : Saint Cloud ; St4 : Cap de Garde ; S5 : Sidi Salem II ; S6 : Boukhmira ; S7 : Bettah ; S8 : Hnnaya ; S9 : Cap Rosa

Le calcul de l'indice de contamination de chaque élément dosé dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba montre qu'à l'exception du nickel et du mercure, dont les valeurs sont inférieures à 3, les 7 autres éléments dosés présentent une à six valeurs comprises entre 3 et 10 (tab.25).

- Dans la station « Cap de Garde » le sédiment superficiel semble être indemne de toute contamination par les ETM dosés du fait que les valeurs des indices de contamination obtenues sont inférieures à 3.

- A « Saint Cloud » le sédiment présente une forte contamination par le chrome dont la valeur de l'IC est égale à 8,66 et le plomb (IC = 4,45) ;

- Au « Lever de l'aurore », trois ETM montrent des valeurs des IC supérieures à 3 ; ce sont le chrome (IC = 9,22), le plomb (IC= 7,95) et le cuivre IC= 3,46);

- A « Sidi Salem I », nous notons la présence de 3 ETM dont les valeurs de l'IC sont supérieures à 3 : le plomb (IC=8,45), le cadmium (IC=4,33) et le zinc (IC=3,42) ;

- Le sédiment de « Sidi Salem II » est le plus contaminé de tous du fait que 5 des 9 éléments traces métalliques dosés présentent des valeurs de l'IC supérieures à 3 ; Dans cette station, de fortes contaminations par le fer et le manganèse sont notées du fait que ces derniers enregistrent des valeurs de l'IC respectives de 8,89 et 8,49. Les 3 autres ETM sont le zinc (IC = 3,23), le plomb (IC = 3,1) et le cadmium (IC=3,1).

- A « Boukhmira » le sédiment abrite 4 ETM dont les IC dépassent la valeur 3 ; ce site est assez fortement contaminé par le nickel (IC = 5,44) et le fer (IC = 5,26) du fait que les valeurs des IC obtenues dépassent la valeur 5 ; nous notons, par ailleurs, une contamination par le plomb et le cadmium dont les valeurs de l'IC sont respectivement 3,06 et 3.

- A « Bettah », nous retrouvons les mêmes ETM que ceux observés à « Boukhmira », c'est-à-dire le fer, le nickel, le plomb et le cadmium ; c'est le fer qui montre la valeur de l'IC la plus élevée (IC = 5), les 3 autres ETM montrent des valeurs de l'IC juste égales à 3 ;
- A « Hennaya » et le « Cap Rosa » la seule contamination observée est due au fer dont l'IC est égale à 4,5 et 4,25 respectivement.

Conclusion

Il ressort de cette étude de la distribution spatiale des métaux lourds contenus dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba que :

La contamination par le fer commence à « Sidi Salem » et s'étale, selon un gradient de concentration décroissant, sur toute la partie Est du littoral de « Boukhmira » au « Cap Rosa » ;

Le plomb couvre le secteur délimité par « Bettah » à l'est et « Saint Cloud » à l'ouest ; C'est toutefois en zone « peri-urbaine », c'est à dire Sidi Salem I, Lever de l'aurore et Saint Cloud que les valeurs de l'IC sont les plus élevées ;

La contamination par le cadmium commence à Sidi Salem I pour s'étaler de Sidi Salem II à Bettah contaminant ainsi une bonne partie du sédiment de la partie Est du littoral ;

La contamination par le nickel touche fortement Sidi Salem II et s'étend par la suite à Boukhmira et Bettah occupant ainsi la même partie de l'Est du littoral que le cadmium ;

Une assez forte contamination par le chrome localisée au Lever de l'aurore et Saint Cloud qui représente une bonne partie de la zone « péri urbaine » du littoral ;

Des contaminations assez bien localisées du zinc et du cuivre ; le premier est fortement présent à Sidi Salem I et II et le second au Lever de l'aurore.

3. Les métaux lourds dans le sédiment Superficiel du port d'Annaba.

Parmi les stations échantillonnées dans le port d'Annaba, c'est la station 1, située dans la petite darse à proximité de la gare, qui montre les teneurs les plus fortes en ETM. Tous les éléments dosés dans le sédiment de la petite darse dépassent les valeurs guides.

Le **fer** montre une légère baisse dans la station 2, localisée dans la grande darse à 500 m de la première, puis chute de plus de la moitié dans la station 3, à proximité du port de pêche, pour ensuite atteindre sa valeur minimale en dehors du port (station 4).

La teneur en **cuivre** contenu dans le sédiment de la petite darse fait 7 fois la valeur guide ; cette valeur baisse de moitié dans la grande darse et plus de 60% dans la station 3 pour tendre à la valeur minimale dans la station située à l'entrée du port.

Dans le sédiment de la petite darse, la teneur en **zinc** relevée représente plus de 11 fois la valeur guide admise ; les teneurs de cet élément baissent de 40% dans le sédiment de la grande darse et des 2/3 dans celui du port de pêche pour enfin atteindre la valeur minimale en dehors du port.

Les teneurs en **manganèse** relevées dans le port ne sont pas trop élevées et ne dépassent pas la valeur guide à l'exception du sédiment de la petite darse ou la valeur notée dépasse légèrement la valeur retenue.

Le **nickel** est fortement présent dans le sédiment de la petite darse ou il dépasse légèrement la valeur guide ; cet élément chute de moitié et plus dans la grande darse et le port de pêche.

Le **chrome** enregistre sa valeur maximale dans le sédiment de la petite darse puis entame une légère baisse dans la grande darse pour ensuite chuter de plus de 60% dans le port de pêche et à l'entrée du port.

Le **plomb** contenu dans le sédiment du port d'Annaba est, selon la station, à des teneurs égales à 11 à 20 fois la valeur guide. La baisse de la teneur en plomb se fait selon un gradient allant de la petite darse à l'entrée du port ou la teneur reste tout de même plus élevée que celle de la valeur guide.

Les teneurs en **cadmium** du sédiment de la petite darse font 7 fois les valeurs guides admises ; Dans la grande darse les teneurs en cadmium chutent de presque 50% et poursuivent leur baisse dans le port de pêche et jusqu'à l'entrée du port.

Le **mercure** enregistre des valeurs très élevées allant de 5 à 20 fois la valeur guide selon la station ; c'est toutefois dans le sédiment de la petite darse que les teneurs maximales sont relevées; les teneurs en mercure montrent une baisse selon un gradient allant de la petite darse à l'entrée du port ou les teneurs restent relativement assez élevées par rapport à la valeur guide.

Tableau 26: Distribution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en métaux lourds relevées dans le sédiment Superficiel du port d'Annaba.

Métaux	Fe	Cu	Zn	Mn	Ni	Cr	Pb	Cd	Hg
ST1(100)	7210	204	985	610	82	190	450	4,2	3,8
ST2(500)	6120	112	590	290	42	123	335	2,5	2,4
ST3(1000)	2910	80	340	210	37	73	260	1,7	1,1
ST4(1500)	1500	20	65	115	32	40	35	0,49	0,17

3.1. Détermination du niveau de contamination du sédiment par les métaux lourds :

Le calcul de l'indice de contamination par les métaux lourds du sédiment superficiel du port fait apparaître qu'à l'exception du manganèse et le nickel les 7 autres éléments dosés présentent des valeurs de l'IC supérieures à 3 ; nous notons, par ailleurs, que parmi ces 7 éléments le plomb, le mercure et le zinc enregistrent des valeurs de l'IC le plus souvent supérieure à 10 rendant le site à risque.

Il ressort du tableau 27 que c'est dans la petite darse que le sédiment abrite 4 métaux lourds dont l'IC est compris entre 3 et 10 (le fer, le cuivre, le chrome et le cadmium), 2 autres dont l'IC est compris entre 10 et 20 (le zinc et le mercure) et le plomb dont l'IC dépasse la valeur 20. Les valeurs relevées dans le sédiment de la petite darse rendent cette station non seulement contaminée mais à grand risque.

Dans le sédiment superficiel de la grande darse le chrome ne fait plus partie de la liste des 7 ETM notés dans la petite darse ; Nous notons toutefois que le plomb et le mercure présentent toujours des valeurs de l'IC supérieures à 10 ; quant au zinc, le cuivre et le fer les valeurs de l'IC restent comprises entre 3 et 10. Le nombre d'éléments rencontrés dans le sédiment de la grande darse et les valeurs des IC obtenus caractérisent ce dernier comme pollué et à risque.

Dans le sédiment du port de pêche nous retrouvons une contamination par le cuivre, le zinc, le plomb et le mercure ; parmi ces 4 ETM c'est le plomb qui conserve une valeur de l'IC supérieure à 10 rendant ainsi ce site pollué et à risque.

Dans la station située à proximité de l'entrée du port le sédiment superficiel serait indemne de contamination par les 9 métaux lourds dosés du fait que les valeurs des IC obtenues restent bien inférieures à 3.

Tableau 27: Indice de contamination (IC) de chaque métal lourd dosé dans le sédiment du port d'Annaba.

Teneurs en métaux		Fe	Cu	Zn	Cr	Mn	Ni	Pb	Cd	Hg
Valeurs guides (mg. kg ⁻¹)		2000	26	88	45	400	45	22	0,6	0,2
IC par métal et par station	St1	3,60	7,84	11,19	4,22	1.52	1.82	20,45	7	19
	St2	3,06	4,30	6,70	2,73	0,72	0,93	15,22	4,16	12
	St3	1,45	3,07	3,86	1,62	0,52	0,82	11,81	2,83	5,50
	St4	0,75	0,76	0,73	0,88	0,28	0,71	1,59	0,81	0,85

4. Discussion :

Niveaux de contamination du sédiment superficiel du port d'Annaba

Dans le sédiment superficiel du port d'Annaba nous relevons la présence de 7 métaux lourds, sur les 9 dosés, qui montrent un indice de contamination égal ou supérieur à la valeur 3 ; ces éléments sont le plomb, le mercure, le cuivre, le zinc, le cadmium, le chrome et le fer ; le manganèse et le nickel étant les 2 seuls métaux lourds à avoir un indice de contamination qui ne dépasse pas la valeur 3.

En ce qui concerne la distribution spatiale des métaux dosés et plus particulièrement leurs teneurs dans le sédiment superficiel de différents secteurs du port retenus dans le cadre de cette étude, nous notons que les valeurs des indices de contamination et de ce fait les teneurs de chaque élément varient d'un secteur à l'autre. La zone portuaire la plus contaminée est la petite darse (station 1) ; elle abrite 7 métaux à indice de contamination supérieur à la valeur 3 parmi lesquels le plomb, le mercure et le zinc montrent des indices dont la valeur dépasse largement 10 ; la présence de cet ensemble de métaux à des teneurs aussi élevées nous amène à considérer le sédiment de cette partie du port d'Annaba de classe 3 à très grand risque.

Dans la grande darse (station 2) les métaux à indice de contamination égal ou supérieur à 3 sont au nombre de 6 ; certains de ces éléments, tels que le fer, le zinc et le cadmium, ont un indice de contamination compris entre 3 et 10 mais, en revanche, le mercure et le plomb persistent à avoir des indices dont la valeur dépasse 10. La présence d'un nombre aussi important de métaux lourds à des teneurs aussi élevées caractérise un sédiment de classe 2 et 3 qui serait considéré comme zone à risque.

Dans la station 3, située à proximité du port de pêche, seuls 4 métaux, présentent des indices de contamination dont la valeur est égale ou supérieure à 3 ; parmi ces métaux seul le plomb à un indice de contamination élevé (supérieur à 10) ; les indices de contamination des 3 autres éléments varient entre la valeur 3 et 10. Pareilles teneurs caractérisent un sédiment de classe 2 et 3 et rendent le sédiment superficiel de ce secteur du port comme zone à risque.

Dans la station 4, localisée en dehors du port d'Annaba, les métaux dosés enregistrent des indices de contamination qui ne dépassent pas la valeur 3 ; ceci signifie que le sédiment superficiel de cette zone, bien que située à proximité de l'enceinte portuaire, présente des teneurs relativement faibles en métaux lourds et serait considéré comme non contaminé par les 9 éléments dosés, donc de classe 1.

Cette forte contamination du sédiment superficiel prélevé dans l'enceinte du port se fait selon un gradient de concentration décroissant allant de la station 1 (petite darse) à la station 3 (port de pêche) et hors de l'enceinte portuaire ; ce gradient est noté aussi bien pour le nombre de métaux à indice de contamination supérieur à 3 et même 10, qui passe de 7 à 4 de la station 1 à 3, que les teneurs de ces mêmes éléments qui marquent une baisse graduelle allant de la station 1 à la station 4. Ces résultats suggéreraient que la petite darse du port est le réceptacle de sources potentielles de contamination du sédiment superficiel représentées par les égouts de la ville d'Annaba, par la présence de bateau en rade et tout ce que cela représente comme apports (carburant, peinture...), eaux de ruissellement et lessivage des quais (à conteneur et à phosphate du groupe Fertial), la proximité d'une zone de la ville à forte activité (circulation intense et forte pollution atmosphérique) sans oublier la centrale électrique située dans l'enceinte du port et dont les rejets se font probablement dans les eaux de cette structure...). Cette forte présence de métaux lourds à des teneurs aussi élevées serait favorisée par les conditions hydrodynamiques particulières propres à cette partie du port ; la faible circulation de courants d'eau favoriserait ainsi une sédimentation importante de matières organiques et de métaux lourds qui dans certaines conditions environnementales entretiendraient des liens étroits.

Dans le port Ouest d'Alexandrie, en Egypte, les teneurs en cuivre contenues dans le sédiment sont de l'ordre de 1890 µg/g p.s. En ce qui concerne le cadmium, les sédiments du port d'Alexandrie contiendraient des teneurs variant de 7 à 64 µg/g p.s. (Saad et al., 1981).

Distribution spatiale des métaux lourds dans le sédiment superficiel du littoral d'Annaba

Les plus forte teneurs en **fer** sont relevées dans le sédiment de la partie Est du golfe. L'évaluation des indices de contamination du sédiment par le fer montre que le sédiment de toute la partie du Golfe située à l'Est de Sidi salem II est de classe 2, caractérisée par une contamination par ce métal. La contamination par cet élément, est forte dans la zone de Sidi Salem II puis s'étend à toute la partie Est du Golfe selon un gradient illustré par une décroissance des teneurs en fer dans le sens Sidi Salem II > Boukhmira > Bettah > Hennaya > Cap Rosa ; en ce qui concerne la partie Ouest du Golfe, les teneurs en fer relevées dans le sédiment sont plus faibles que celles de la partie Est ; mais les teneurs relevées sont réparties selon un gradient d'Est en Ouest illustré par des teneurs en fer de plus en plus faible au fur et à mesure qu'on s'éloigne de Sidi Salem (Sidi Salem II > Sidi Salem I > Lever de l'aurore > Saint Cloud > Cap de Garde).

Cette distribution particulière de la contamination du sédiment par le fer trouve son explication dans les rejets urbains, agricoles et industriels que les oueds Seybouse et Bedjima charrient vers le point d'impact représenté par la zone de Sidi Salem ; en ce qui concerne la distribution particulière de la contamination du sédiment par le fer sur toute la partie Est du Golfe, elle trouve son explication, d'une part, dans la direction des vents dominants (d'ouest en Est) qui transportent les émanations de poussières de produits ferreux produits par l'usine sidérurgique vers la partie Est de la région d'Annaba et, d'autre part, à l'hydrodynamisme particulier à cette partie du golfe qui reçoit les courants de Nord Est et favoriserait ainsi la dissémination du fer jusqu'au Cap Rosa.

Selon certains auteurs, ces teneurs élevées en fer ne sont pas obligatoirement un signe de pollution, mais peuvent être liées aux conditions hydrodynamiques et physico-chimiques du milieu (Burton, 1976 ; Rodier et al., 1996). La température et les houles provoqueraient une bonne oxygénation de l'eau qui, selon Copin-Montegut (1996), favoriserait la précipitation des oxydes de fer. Nos données sont en accord avec celles rapportées par Gharsallah (2002) qui signale la présence de fer à des teneurs proches de 1500 mg/kg ; nous notons toutefois que les valeurs relevées dans la région de Skikda sont 4 à 10 fois plus élevées que celles que nous obtenons dans le golfe d'Annaba (Gueddah, 2003).

Le **cuivre** est fortement présent dans le sédiment des stations Lever de l'aurore et Sidi Salem I ; la forte présence de cuivre localisée au « lever de l'aurore » suggèrerait que la source principale en cet élément serait localisée dans cette zone du littoral et aurait une origine tellurique, liée à la géologie du sol, ou bien anthropogène, liée à l'activité humaine (rejets domestiques et industriels, proximité du port et circulation des bateaux, réserve de carburant proche...) ; quant à l'accumulation de cuivre dans cette station, elle serait favorisée par la localisation particulière de cette zone qui jouirait d'un hydrodynamisme particulier. Dans le sédiment du golfe d'Annaba, Hariti et Laroussi., (2000) et Gharsalah (2002) rapportent des teneurs en cuivre proches du double de ce que nous relevons dans la présente étude. Par ailleurs, les valeurs relevées dans la région de Skikda (LEM, 1998 ; Gueddah, 2003) sont un peu plus proches de celles que nous obtenons dans la présente étude.

Au Maroc Sabhi et al.,(2000) trouvent dans le sédiment du littoral méditerranéen des teneurs en cuivre variant de 1,2 à 6,7 $\mu\text{g/g p.s.}$ Dans le littoral espagnole, De Léon et al. (1985) enregistrent des teneurs en cuivre de l'ordre de 226 $\mu\text{g/g p.s.}$ à Cartagena et de 118 $\mu\text{g/g p.s.}$ à Valence. Dans le littoral français, Nolting (1990) signale, dans le Golfe du Lion, des teneurs en cuivre comprises entre 50 et 200 $\mu\text{g/g p.s.}$; Les teneurs en cuivre relevées par Roussiez et al., (2005) dans le sédiment du Golfe du Lion sont de l'ordre de 22,7 mg/kg p.s. . En Italie, Majori et al, (1979) enregistrent des teneurs variant de 9 à 139 $\mu\text{g/g p.s.}$. En Grèce, Angelidis et al. (1995) trouvent, dans le sédiment du Golfe de Saronokis des teneurs moyennes de l'ordre de 364 $\mu\text{g/g p.s.}$. Dans le sédiment de la baie d'Izmir, en Turquie, Yamaraz et al, (1990) signalent des teneurs variant de 33 à 866 $\mu\text{g/g p.s.}$ Dans le delta du Rhone (France), les teneurs en cuivre relevées dans le sédiment varient de 20 à 55 $\mu\text{g/g p.s.}$ (Added et al, 1981).

Le **zinc** montre une forte présence dans le sédiment des 2 stations de Sidi Salem ou les indices de contamination dépassent la valeur 3 pour ensuite se répartir selon un gradient décroissant aussi bien du côté Est (Sidi Salem en direction du Cap Rosa) que du côté Ouest du Golfe (Sidi Salem en direction du Cap de Garde) ; cette présence en zinc, localisée à cette partie du golfe, aurait un lien avec la proximité de cette zone des embouchures d'oueds (Seybouse et Bedjima) et des rejets de Fertil.

Nous notons, par ailleurs, que les valeurs rapportées par Hariti et al., (2000) et Gharsallah (2002) sont légèrement plus élevées que celles de la présente étude ; mais en revanche, à Skikda, les valeurs rapportées dans l'ancien port et le port de pêche sont nettement plus basses que celles relevées dans le littoral d'Annaba (LEM, 1998 ; Gueddah, 2003). Les deux éléments traces, cuivre et zinc font partie des oligo-éléments indispensables pour les organismes vivants et de ce fait leurs teneurs varieraient en fonction de certaines activités biologiques, telles que la maturation sexuelle chez certaines espèces de poissons et la respiration chez la moule (Lafaurie *et al.*, 1980).

Dans le littoral marocain de Méditerranée, les teneurs en zinc notées dans le sédiment varient de 9,2 à 37,7 $\mu\text{g/g p.s.}$ Dans le littoral espagnole, il est relevé jusqu'à plus de 6480 $\mu\text{g Zn/g p.s.}$ (WHO/UNEP, 1995) ; En Grèce, dans les sédiments des Golfe d'Elefsis et de Saronikos, les teneurs en zinc varient de 2100 à 2400 $\mu\text{g/g p.s.}$ (Voutsino-Taliadouri, 1983) ; Dans la baie de Kastela, en Croatie, les teneurs en zinc du sédiment sont de l'ordre de 1300 $\mu\text{g/g p.s.}$ (WHO/UNEP, 1995). En France, dans le Golfe du Lion, les teneurs en zinc relevées dans le sédiment sont de l'ordre de 102,2 mg/kg p.s. (Roussiez et al., 2005).

Le **manganèse** est un métal dont les teneurs dans le sédiment de l'ensemble du littoral ne sont pas élevées ; les valeurs des indices de contamination par le manganèse sont inférieures à 3. Nous notons, toutefois, que les teneurs les plus élevées sont localisées dans la zone de Sidi Salem (station I et II) pour ensuite décroître, comme pour le zinc, aussi bien dans la partie Ouest que dans la partie Est du Golfe. Cette répartition des teneurs en manganèse suggérerait que les sources de contaminations par le manganèse auraient une origine anthropogène liée au point d'impact des rejets dont la zone de Sidi Salem est le réceptacle. Dans le sédiment du golfe d'Annaba les valeurs rapportées par Hariti (2000) et Gharsallah (2003) sont relativement moins élevées que la valeur relevée à « Sidi Salem » mais sont néanmoins proches de la moyenne obtenue dans la présente étude.

Les plus fortes teneurs en **chrome** sont localisées en zone « périurbaine » qui englobe les stations « lever de l'aurore » et « Saint Cloud » ou les indices de contamination relevés dépassent la valeur 8 et classe le sédiment superficiel de cette partie du Golfe dans la catégorie 2, c'est-à-dire contaminé par ce métal. Les sources potentielles de cette

contamination du sédiment par le chrome seraient les rejets urbains représentés par la multitude d'égouts déversés, sans traitement préalable, dans cette partie du golfe.

Ce métal, en plus de son origine géologique (Rain et Fernex, 1981 ; Anagnostou et al., 1998 ; Bogner et al., 1998) pourrait provenir de la sédimentation d'organismes morts ; Kastmer et Chiffolleau, (1994) rapportent la présence de concentrations élevées en chrome au large et chez les Diatomées. Gharsallah (2002) signale la présence de chrome dans le sédiment du golfe d'Annaba mais à des teneurs moins élevées. Les résultats de l'analyse du sédiment des différents sites retenus à Skikda montrent la présence de cet élément mais à des concentrations nettement plus basses que celles signalées dans le littoral d'Annaba (Gueddah, 2003).

Dans le sédiment situé à proximité d'effluents drainant les rejets d'importantes agglomérations urbaines du Maroc, Sabhi et al, (2000) rapportent des teneurs en chrome variant de 0,110 à 0,517 $\mu\text{g/g p.s.}$; ces auteurs notent que ceux sont les sédiments proches des effluents de Tanger et Tetouan qui montrent les teneurs les plus élevées en chrome, 0,417 et 0,517 $\mu\text{g/g p.s.}$.

Le **nickel** montre des teneurs élevées surtout dans le sédiment de la zone délimitée par Sidi Salem II, Boukhmira et Bettah. La répartition de fortes teneurs de ce métal se fait selon un gradient décroissant dans le sens Sidi Salem II, Boukhmira, Bettah suggérant que les sources potentielles de contaminations seraient en grande partie les oueds (Seybouse et Bedjima) et les rejets domestiques des agglomérations environnantes et industriels de Fertial ; Il est, par ailleurs, noté d'assez fortes teneurs en nickel dans le sédiment de Boukhmira ; ceci serait en relation avec les rejets (urbains, agricole et industriel) que l'oued Boukhmira charrie jusqu'au golfe ; toutefois l'hypothèse que l'hydrodynamisme dans cette partie du Golfe favoriserait cette répartition n'est pas à écarter. A Skikda, Gueddah (2003) rapporte des valeurs assez proches dans le sédiment des sites retenus dans son étude. Les concentrations en manganèse et en nickel semblent être liées à la nature du sédiment ; ce qui explique que les valeurs les plus élevées sont relevées dans les sédiments sableux à proximité du rivage. Les teneurs en ces deux éléments traces restent liées aux conditions hydrodynamiques et physico-chimiques, car selon Sholokovitz (1978) les oxydes de manganèse et de nickel, comme ceux du fer, sont très sensibles aux variations du pH, de l'oxygène et donc du potentiel d'oxydo-réduction ; ces derniers les remobilisent et les font passer en solution. Le manganèse et le nickel sont susceptibles de se trouver dans le pétrole brut ; de ce fait la pollution par les hydrocarbures peut donc constituer une source de contamination par ces deux éléments traces.

Au Maroc, les teneurs en nickel relevées dans le sédiment de diverses zones du littoral varient de 0,007 à 0,110 $\mu\text{g/g p.s.}$ (Sabhi et al., 2000) ; ces mêmes auteurs rapportent que ce sont les sédiments de la zone proche du point d'impact de l'effluent de Tétouan qui enregistrent la teneur en nickel la plus élevée (0,110 $\mu\text{g/g p.s.}$).

Le **plomb** est le métal qui contamine la plus grande partie du Golfe ; il est assez fortement présent de la station « Saint Cloud » à la station « Bettah » ; ce sont, par ailleurs, les zones « périurbaines » représentées par Sidi Salem, lever de l'aurore et Saint Cloud qui abritent les teneurs les plus élevées. La distribution des teneurs en plomb se fait selon un gradient décroissant de Sidi Salem I à Cap Rosa dans la partie Est et de Sidi Salem I au lever de l'aurore dans la partie Ouest du Golfe. Ces fortes teneurs, en plomb, notées dans le sédiment des stations Sidi Salem I et lever de l'aurore plaideraient, en plus des émanations de ce métal dans l'atmosphère, en faveur de la localisation de sources potentielles en cet élément dans cette zone. L'origine de cette contamination par le plomb serait, d'une part, liée aux réserves en carburant stockées à proximité de cette zone et, d'autre part, à l'importante activité humaine (port, circulation d'engins...) qui caractérise cette partie « périurbaine » du Golfe.

Selon certains auteurs, le plomb atmosphérique aurait une origine anthropique liée à l'utilisation de carburant (Fernex et al, 1995 ; Li et al, 2003) ; Ce métal est rapidement assimilé par le phytoplancton qui brouté par le zooplancton herbivore est en grande partie transféré au sédiment. Nos valeurs semblent être, par ailleurs, légèrement plus élevées que celles rapportées dans l'ancien port et le port de pêche de Skikda ou les teneurs varient entre 118 et 145 mg/kg (LEM, 1998 ; Gueddah, 2003).

Dans le sédiment du littoral marocain, les teneurs en plomb varient de 0,175 à 0,520 µg/g p.s. Dans les sédiments de diverses parties de la méditerranée les teneurs en plomb rapportées sont de 23 à 3300 µg/g p.s. en Espagne, de 18 à 1250 µg/g p.s. à Marseille (France), 18 à 470 µg/g p.s. dans le Golfe de Trieste (en Italie), de 25 à 130 µg/g p.s. dans le Golfe de Thermaikos en Grèce (WHO/UNEP, 1995). En France, dans le sédiment du Golfe du Lion, Roussiez et al., (2005) trouvent des teneurs en plomb de l'ordre de 39,2 mg/kg p.s.

Le **cadmium** présente les plus fortes teneurs dans le sédiment superficiel de Sidi Salem I et II et s'étale plus à l'Est du Golfe couvrant la zone de Boukhmira et Bettah. La zone de Sidi Salem, réceptacle des principales sources de contaminations métalliques, du Golfe, représenterait le point d'impact de la contamination par le cadmium. Les apports en cadmium qui aboutissent jusqu'à cette partie du Golfe sont charriés par les cours d'eau qui drainent pratiquement toute la région extrême Nord Est d'Algérie dans laquelle sont implantées diverses activités aussi bien industrielles qu'agricoles auxquelles il faut ajouter le grand nombre d'agglomérations dont le volume ne cesse d'augmenter.

Certains auteurs rapportent que la réactivité du cadmium est réglée par la formation des sulfures qui permettent sa concentration dans les zones d'activité hydrothermale ; mais sa présence reste, d'une manière générale, en relation avec une influence anthropique (Solomons et Forstner, 1984 ; Cossa et Lassus, 1989). Gueddah (2003) rapporte la présence de cet élément dans le nouveau port de Skikda à des valeurs équivalentes à celles obtenues dans la station 2 « Lever de l'aurore » ; mais la présence de cet élément est en revanche rapportée à Skikda, dans l'ancien port et le port de pêche, à des teneurs assez élevées (LEM, 1998).

Dans le sédiment du littoral marocain, les teneurs en cadmium relevées varient de 0,03 à 0,253 µg/g p.s. Les teneurs en cadmium rapportées dans le sédiment marin de Méditerranée sont comprises entre 0,1 et 2,3 µg/g p.s. (UNEP, 1978). Les résultats des recherches effectués, par le Calypso, sur le sédiment côtier du pourtour de la Méditerranée, montrent que la teneur en cadmium est en moyenne égale à 0,13 µg/g p.s. (l'intervalle étant compris 0,035 à 0,56 µg/g p.s. (Whitehead et al., 1985). Dans le sédiment de la mer Egée, il est signalé des valeurs de 0,4 µg Cd/g p.s. (Voutsinou-Taliadouri, 1983). Dans les cas où les prélèvements sont effectués à proximité de rejets industriels et urbains les teneurs en cadmium peuvent atteindre des valeurs comprises entre 0,3 et 10 µg/g p.s. (Buscail et al., 1984 , 1997). Dans la baie d'Izmir en Turquie les teneurs en cadmium varient de 0,2 à 40 µg/g p.s. (Uysal et Tuncer, 1985).

Le **mercure** montre ses plus fortes teneurs dans le sédiment superficiel de la zone de Sidi Salem. La distribution de cet élément trace se fait selon un gradient décroissant aussi bien du côté Est que du côté Ouest du Golfe ; Les teneurs sont, toutefois, relativement plus élevées du côté Est que du côté ouest où il est généralement rencontré à l'état de traces ou bien non détecté. Nous notons toutefois que ces teneurs sont assez faibles comparées à celles rapportées dans le sédiment du littoral de Skikda où la valeur la plus faible représente 9 fois plus la valeur la plus élevée relevée dans le sédiment du littoral d'Annaba (LEM, 1998 ; Gueddah, 2003). Le mercure atmosphérique a une origine anthropique et sa présence est généralement liée aux activités industrielles ; Ce métal peut néanmoins avoir pour origine le pétrole brut.

Les teneurs en mercure relevées dans le sédiment de différents sites du littoral marocain varient de 0,007 à 0,120 µg/g p.s.. Des teneurs plus élevées, variant de 0,4 à 1,1 µg Hg/g p.s. ont été rapportées dans le sédiment du Golfe d'Evoikos en Grèce (Angelidis et al., 1995).

Conclusion :

Cette contamination du sédiment, par cet ensemble de métaux, s'expliquerait par l'importance des apports en métaux lourds que l'oued Seybouse draine du fait de l'importance de son bassin versant, siège d'une importante activité agricole, industrielle et urbaine, mais aussi parce qu'il reçoit comme affluent l'oued Meboudja ; cet oued draine la zone dans laquelle est implantée toute l'industrie qui caractérise la région d'Annaba tel que le complexe sidérurgique d'Arcelor mittal dont les rejets sont directement déversés dans le Meboudja ; cette région abrite aussi un important dépôt de ciment, une usine de production de pare brise de voiture, des dépôts de produits ferreux récupérés, des rejets de stations de lavage et de vente de carburants. Cet oued reçoit, en plus, les égouts des agglomérations de Sidi Amar, Chaiba et El Hadjar qui ne cessent de se développer. La zone de Sidi Salem reçoit aussi l'oued Bedjima qui draine les rejets domestiques d'une grande partie de la ville d'Annaba et sa périphérie (Bouhamra, Joannoville et son abattoir) et des rejets industriels (usine de production de bière et de soda), l'usine de récupération du plomb des batteries usagées. En plus de ces 2 oueds, la zone de Sidi Salem reçoit directement les rejets de l'usine de production d'engrais (Fertial).

En ce qui concerne la répartition des métaux lourds dans le sédiment du littoral d'Annaba, en plus des apports naturels liés à la nature des sols et à l'érosion, l'origine anthropogène est indéniable du fait que le plus fort de la contamination est enregistré dans la zone de Sidi Salem qui reçoit de nombreux oueds et rejets qui drainent une grande partie de la région Nord Est de l'Algérie ; Par ailleurs, les teneurs en métaux lourds les plus faibles sont relevées hors du Golfe; pareils résultats s'expliqueraient par l'absence de sources polluantes proche et surtout par la courantologie et l'hydrodynamisme qui caractérisent les eaux de cette zone. Ces différences de teneurs en métaux lourds entre les stations situées dans le golfe et celle se trouvant hors du golfe illustrent bien l'origine anthropique de la contamination par les métaux lourds. La distribution particulière de certains métaux lourds à certaines zones du littoral s'expliquerait, non seulement, par la proximité de la zone à la source de pollution mais serait aussi liée à d'autres paramètres environnementaux tel que les vents qui transportent sur de grandes distances divers contaminants (plomb, fer, cadmium...).

5. Evolution des teneurs en métaux lourds dans la chair de moules

5.1 Le plomb

La distribution des teneurs en plomb suit un gradient décroissant d'Est en Ouest ; Les teneurs en plomb contenues dans la chair de moules de la station 1 sont 50 fois plus élevées que celles relevées dans les stations 4 et 2 à 3 fois plus élevées que celles notées dans les stations 2 et 3 respectivement (fig. 31).

Nous relevons, par ailleurs, que dans l'ensemble des 4 stations, c'est dans la chair de moules prélevées en novembre que les teneurs en plomb sont les plus élevées (tab.28).

Tableau 28 : Evolution des teneurs (en mg.kg^{-1} de poids sec) en plomb relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations.

Stations	St1	St2	St3	St4
Prélèvement du 28-05-06	1,50	0,70	0,50	0,03
Prélèvement du 27-08-06	1,60	0,75	0,52	0,03
Prélèvement du 29-10-06	1,70	0,80	0,56	0,03
Prélèvement du 26-11-06	1,90	0,90	0,70	0,03
Prélèvement du 28-01-07	1,70	0,80	0,60	0,03
Moyenne N=5	1,68	0,79	0,576	0,03
Écart type	0,14	0,07	0,08	0,002

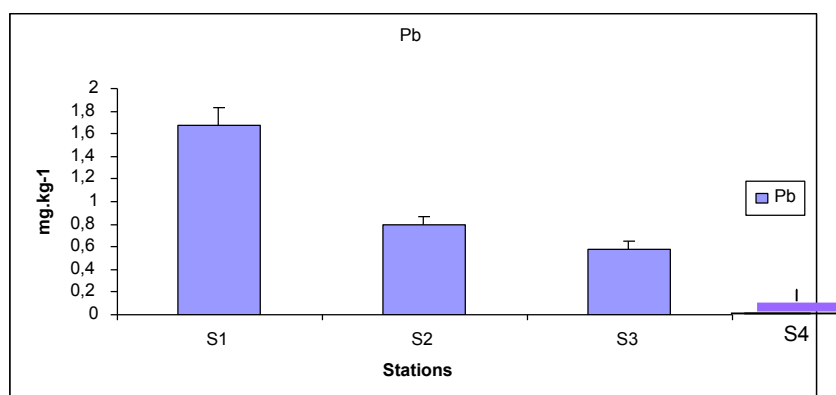


Figure 31 : Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg^{-1} de poids sec) en plomb relevées dans la chair de moules.

L'analyse statistique fait apparaître l'existence d'une différence « très hautement significative » des teneurs en plomb contenues dans la chair de moules, d'une station à une autre ; par ailleurs, cette différence est « très significative » entre les saisons (Annexe II).

5.2. Le mercure

C'est dans la station 1 que sont relevées les teneurs maximales en mercure ; les valeurs notées sont 8 et 16 fois celles enregistrées respectivement dans les stations 4, 2 et 3 (fig.32). C'est, par ailleurs, en novembre que les teneurs en mercure les plus élevées sont relevées dans l'ensemble des stations (tab.29).

Tableau 29 : Evolution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en mercure relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations.

Stations	St1	St2	St3	St4
Prélèvement du 28-05-06	0,14	0,01	0,01	0,02
Prélèvement du 27-08-06	0,15	0,012	0,01	0,02
Prélèvement du 29-10-06	0,16	0,02	0,01	0,02
Prélèvement du 26-11-05	0,22	0,04	0,01	0,02
Prélèvement du 28-01-07	0,15	0,01	0,01	0,02
Moyenne (N=5) écart type	0,16 ± 0,03	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,001	0,02 ± 0,001

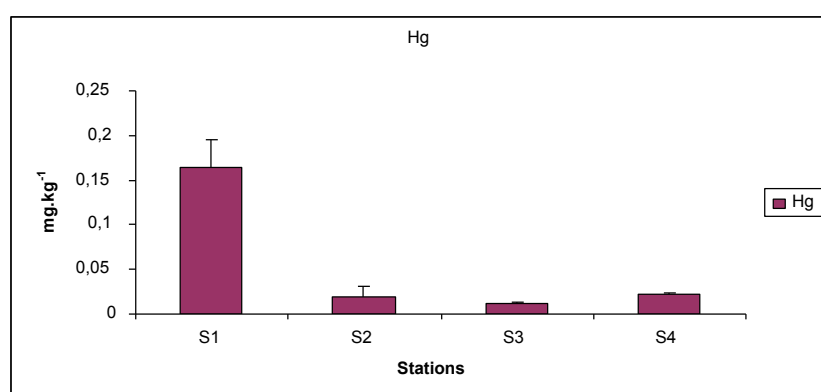


Figure 32 : Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en mercure relevées dans la chair de moules.

Nos données statistiques, concernant les teneurs en mercure relevées dans les moules, montrent l'existence d'une différence « très hautement significative » d'une station à une autre mais l'absence de différence entre les saisons (Annexe I I).

5.3. Le Cadmium

La distribution du cadmium suit un gradient décroissant d'Est en Ouest ; Les moules de la station 1 montrent une teneur moyenne en cadmium 463 fois plus importante que celle relevée dans la chair de moules de la station 4; ces teneurs baissent de moitié dans les stations 2 et 3 (fig.33). Les teneurs maximales en cadmium sont relevées, dans l'ensemble des stations échantillonnées, en novembre (tab.30).

Tableau 30: Evolution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en cadmium relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations.

Stations	St1	St2	St3	St4
Prélèvement du 28-05-06	0,40	0,20	0,20	0,001
Prélèvement du 27-08-06	0,45	0,22	0,20	0,001
Prélèvement du 29-10-06	0,50	0,22	0,23	0,0013
Prélèvement du 26-11-0	0,70	0,25	0,24	0,0015
Prélèvement du 28-01-07	0,50	0,22	0,22	0,0011
Moyenne N=5 Ecart type	0,51 ± 0,11	0,22 ± 0,017	0,22 ± 0,02	0,001 ± 0,0002

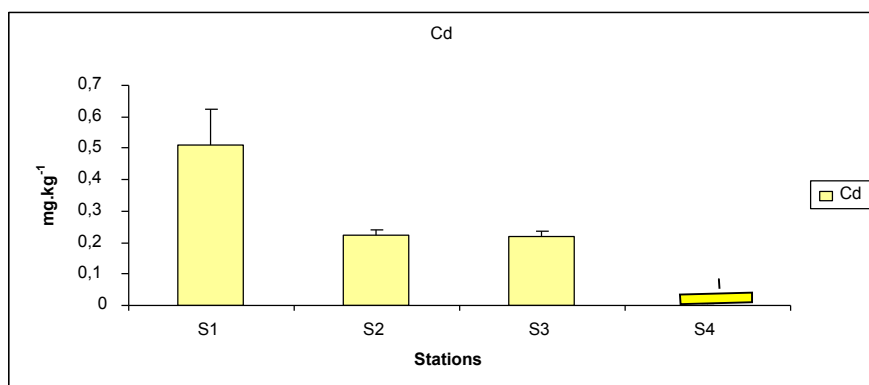


Figure 33 : Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en cadmium relevées dans la chair de moules.

L'analyse statistique révèle que les teneurs en cadmium contenues dans la chair de moules montrent l'existence d'une différence « très hautement significative » et « significative » d'une station à une autre et d'une saison à l'autre respectivement (Annexe II).

5.4 Le zinc

Dans la station 1, les teneurs en zinc sont 2 à 3 fois plus élevées que celles relevées dans les 3 autres stations (fig.34). C'est en période automnale que, dans l'ensemble des stations, les teneurs maximales en zinc sont relevées (tab.31).

Tableau 31 : Evolution des teneurs (en mg/kg⁻¹ de poids sec) en zinc relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations.

Stations	St1	St2	St3	St4
Prélèvement du 28-05-06	35	15	18	12
Prélèvement du 27-08-06	36	15	18	13
Prélèvement du 29-10-06	36,50	16	18,5	13
Prélèvement du 26-11-06	36	17	19	14
Prélèvement du 28-01-07	36	16	18,50	13,50
Moyenne N=5	35,90	15,80	18,4	13,1
écart type	± 0,54	± 0,83	± 0,42	± 0,74

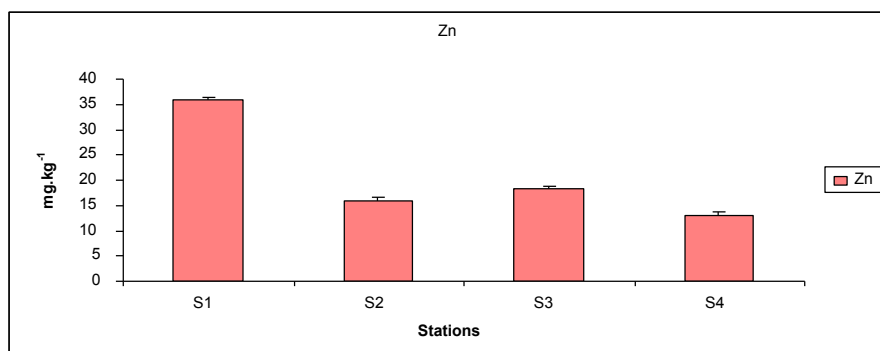


Figure 34 : Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en zinc relevées dans la chair de moules.

Les données statistiques montrent que les teneurs en zinc relevées dans les moules diffèrent d'une station à une autre d'une manière « très hautement significative » ; mais cette différence est « très significative » d'une saison à l'autre (Annexe II).

5.6. Le cuivre

Les teneurs moyennes en cuivre rencontrées dans la chair de moules provenant du littoral d'Annaba varient entre 2,67 et 0,61 mg.kg⁻¹ de poids sec (fig. 35); les teneurs maximales étant enregistrées en novembre dans la station 1 et les minimales dans la station 4 en mai (tab.32). Les teneurs en cuivre montrent une décroissance selon un gradient d'Est en Ouest. Nos données montrent que les teneurs maximales sont relevées en novembre dans l'ensemble des stations (tab.32).

Tableau 32: Evolution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en cuivre relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations

Stations	St1	St2	St3	St4
Prélèvement du 28-05-06	2,50	1,6	2	0,5
Prélèvement du 27-08-06	2,53	1,65	1,95	0,6
Prélèvement du 29-10-06	2,54	1,80	2,1	0,6
Prélèvement du 26-11-06	3,10	2	2,2	0,7
Prélèvement du 28-01-07	2,70	1,90	2,2	0,65
Moyenne	2,674	1,79	2,09	0,61
	±	±	±	±
écart type	0,250	0,167	0,114	0,074

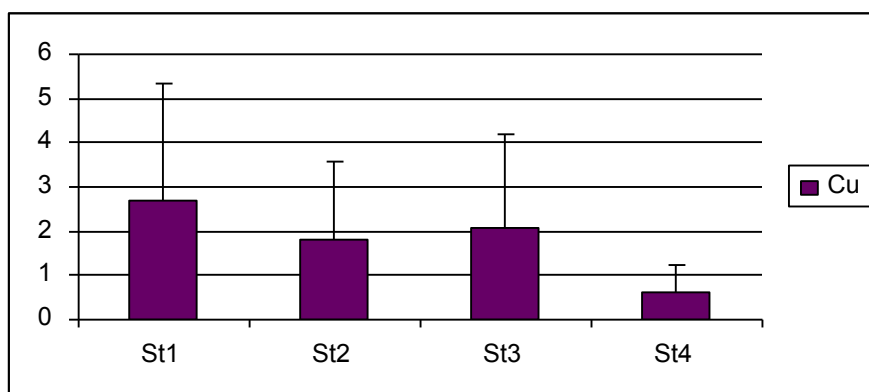


Figure 35 : Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en cuivre relevées dans la chair de moules

Les données statistiques révèlent que les teneurs en cuivre relevées dans la chair des moules diffèrent de manière « très hautement significative » aussi bien entre les stations qu'entre les saisons (Annexe II).

5.6. Le nickel

La distribution des teneurs en nickel suit un gradient d'Est en Ouest ; Les teneurs en nickel baissent de 40% et plus de 60% au niveau des stations 3 et 4 (fig. 36). Les teneurs en nickel contenues dans la chair de moules de la station 1 et 2 sont 2,5 fois plus élevées que celles de la station 4 (tab. 33). C'est en novembre que, dans l'ensemble des stations, les teneurs maximales en nickel sont notées.

Tableau 33 : Evolution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en nickel relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations.

Stations	St1	St2	St3	St4
Prélèvement du 28-05-06	0,7	0,7	0,5	0,3
Prélèvement du 27-08-06	0,74	0,74	0,5	0,33
Prélèvement du 29-10-06	0,75	0,75	0,55	0,36
Prélèvement du 26-11-06	1,2	1,2	0,7	0,39
Prélèvement du 28-01-07	1,1	1,1	0,6	0,35
Moyenne	0,898	0,898	0,57	0,346
±	±	±	±	±
écart type	0,233	0,233	0,083	0,033

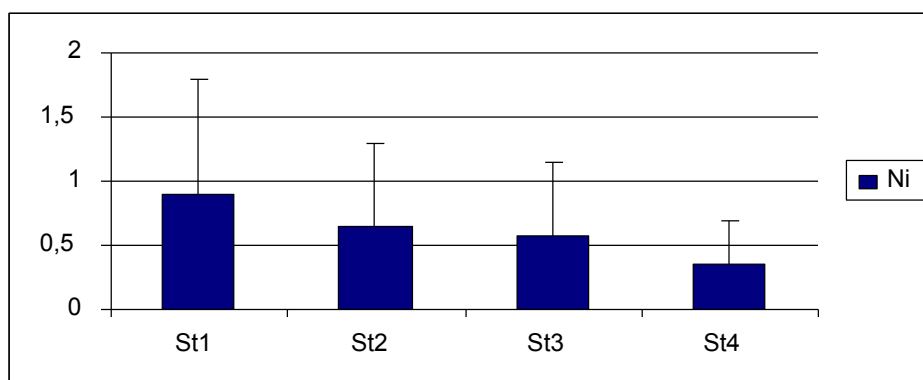


Figure 36 : Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en nickel relevées dans la chair de moules.

Les résultats de l'analyse de la variance à 2 critères de classification montrent que les teneurs en nickel enregistrées dans la chair de moules diffèrent entre les stations et entre les saisons de manière « très hautement significative » et « très significative » respectivement (annexe II).

5.7. Le chrome

Les teneurs en chrome contenues dans la chair de moules des stations 3 et 2 sont les plus élevées ; elles sont 3 fois plus élevées que celles notées dans la station 4 (fig.37). C'est en novembre que les teneurs maximales en chrome sont relevées dans l'ensemble des stations (tab.34).

Tableau 34: Evolution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en chrome relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations.

Stations	St1	St2	St3	St4
Prélèvement du 28-05-06	1,7	2,2	2,4	0,7
Prélèvement du 27-08-06	1,8	2,23	2,41	0,7
Prélèvement du 29-10-06	1,85	2,2	2,45	0,72
Prélèvement du 26-11-06	2	2,4	2,47	0,75
Prélèvement du 28-01-07	1,9	2,2	2,45	0,72
Moyenne	1,85	2,246	2,436	0,718
±	±	±	±	±
écart type	0,111	0,087	0,029	0,020

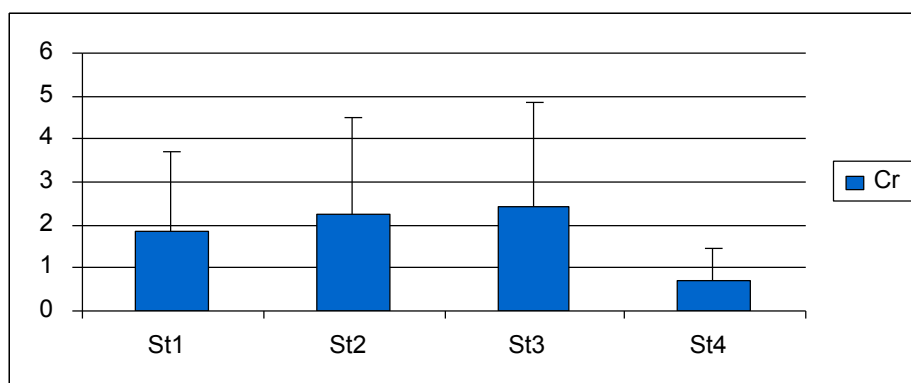


Figure 37 : Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en chrome relevées dans la chair de moules

L'analyse statistique des données fait apparaître que les teneurs en chrome contenues dans les moules montrent des différences « très hautement significative » et « très significative » d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre respectivement (annexe II).

5.8. Le manganèse

Les teneurs en manganèse de la chair de moules varient selon un gradient décroissant d'Est en Ouest ; Dans la station 1, elles sont 4 fois plus élevées que celles relevées dans la station 4 (fig.38). C'est toutefois en novembre et dans l'ensemble des stations que les teneurs maximales en manganèse sont relevées dans la chair de moules (tab.35).

Les données statistiques montrent que les teneurs en manganèse rencontrées dans les moules présentent des différences « très hautement significative » d'une station à une autre et « très significative » d'une saison à l'autre (annexe II).

Tableau 35 : Evolution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en manganèse relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations.

Stations	St1	St2	St3	St4
Prélèvement du 28-05-06	2,1	1,6	1,4	0,5
Prélèvement du 27-08-06	2,15	1,61	1,4	0,52
Prélèvement du 29-10-05	2,17	1,6	1,47	0,54
Prélèvement du 26-11-06	2,40	1,65	1,49	0,6
Prélèvement du 28-01-07	2,35	1,6	1,44	0,56
Moyenne	2,234	1,612	1,44	0,544
	±	±	±	±
Ecart type	0,132	0,021	0,040	0,038

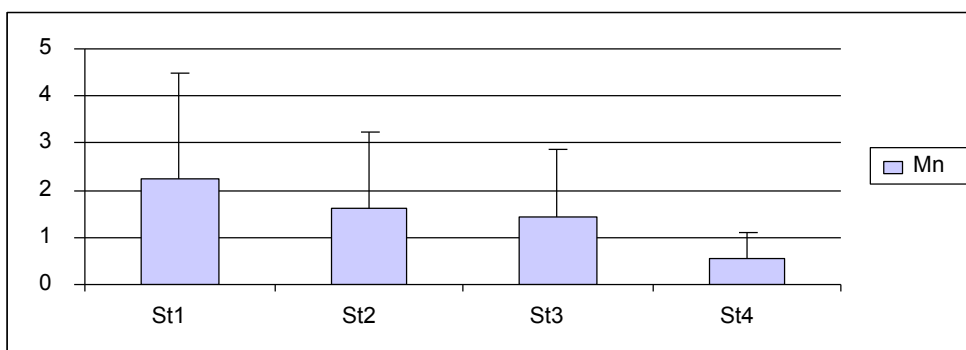


Figure 38 : Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en manganèse relevées dans la chair de moules.

5.9. Le fer

La distribution des teneurs en fer suit un gradient décroissant d'Est en Ouest (fig.39) ; les valeurs moyennes varient de 93 mg.kg⁻¹ de poids sec (dans la station 1) à 37 mg.kg⁻¹ de poids sec (dans la station 4). Dans une même station les teneurs en fer obtenues à partir des différents prélèvements montrent une certaine homogénéité; c'est toutefois en novembre et dans l'ensemble des stations que les teneurs en fer atteignent leur maximum (tab.36).

Tableau 36: Evolution des teneurs (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en fer relevées dans la chair de moules prélevées dans les 4 stations

Stations	St1	St2	St3	St4
Prélèvement du 28-05-06	92	41	45	37
Prélèvement du 27-08-06	92	41	45	37
Prélèvement du 29-10-06	94	42	45,5	37
Prélèvement du 26-11-06	95	44	46	38
Prélèvement du 28-01-07	93	43	46	37
Moyenne	93,2	42,2	45,5	37,2
±	±	±	±	±
écart type	1,303	1,303	0,5	0,447

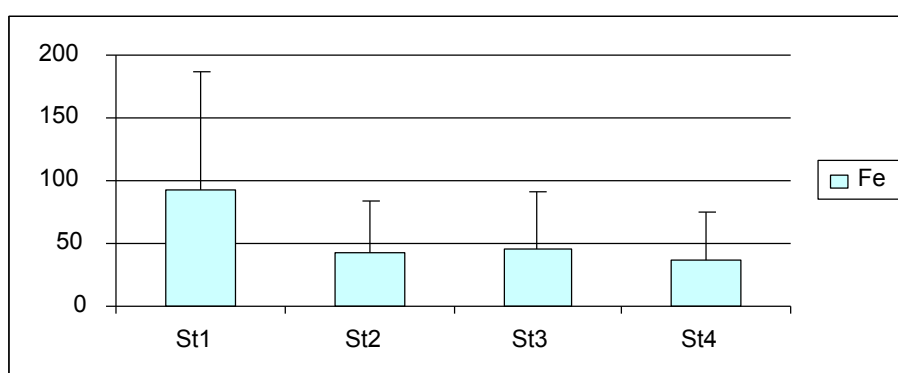


Figure 39: Distribution des teneurs moyennes (en mg.kg⁻¹ de poids sec) en fer relevées dans la chair de moules

L'analyse statistique fait apparaître, en ce qui concerne les teneurs relevées dans la chair de moules, l'existence de différences « très hautement significative » et « très significative » respectivement d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre (annexe II).

6. Discussion

Les résultats des dosages réalisés à partir de chair de moules prélevées de divers points du littoral font apparaître que les teneurs en métaux lourds présentent une distribution variable aussi bien en fonction du site qu'en fonction de la période de prélèvement.

Les teneurs en **plomb**, relevées dans la chair de moules peuplant le littoral d'Annaba, sont réparties selon un gradient décroissant d'Est en Ouest ; la teneur maximale est relevée à l'Est à proximité de l'embouchure de l'Oued Seybouse et les autres rejets (industriels et urbains) ; mais c'est hors du golfe (station 4) que la teneur minimale en plomb est notée. Les niveaux en plomb relevés dans la présente étude restent inférieurs aux normes Algériennes (Recommandations Algériennes, 1991) fixant la teneur maximale en plomb dans les bivalves à 5 mg/kg de poids sec. Taleb et al., (2007) rapportent des teneurs en plomb de l'ordre de 1,48 ppm P.S. chez la moule *Mytilus galloprovincialis* récoltée dans la baie d'Oran. Des niveaux assez élevés sont rapportés en méditerranée française (RNO 1995) ; des valeurs extrêmes sont notées dans la rade de Toulon (8,91 ppm P.S.), à Marseille (4,86 ppm P.S.), en Corse ouest (4,48 ppm P.S.) et au Roussillon (3,00 ppm P.S.). En Grèce, Catsiki et al. (2006) rapportent chez la moule *Mytilus galloprovincialis* peuplant le Golfe de Thermaikos des teneurs en plomb variant de 0,59 à 3,26 µg/g p.s. Des teneurs relativement basses sont signalées, par Augier (1994) dans la chair de moule provenant du Golfe de Fos (0,05 ppm P.S.) et par le RNO (1995) dans le littoral est de la Corse (0,63 ppm P.S.). Les doses maximales admises (DMA) chez les mollusques sont de l'ordre de 0,03 ppm P.S. ; par ailleurs, les doses toxiques pour l'homme ne devraient pas dépasser 1 mg/j (Augier, 1994)

En ce qui concerne le **mercure**, les teneurs maximales sont relevées dans la chair de moules de la station 1 ; mais les valeurs trouvées restent inférieures aux normes algériennes (Recommandations Algériennes, 1991) fixant la teneur maximale en mercure dans les bivalves à 2,5 mg/kg de poids sec. Selon les sources (RNO, 1995), des niveaux de concentration supérieurs à la médiane nationale française sont rencontrés dans les mollusques prélevés dans les secteurs de Toulon Lazaret (3,7 fois la moyenne nationale française) et dans une moindre mesure chez ceux de Pomègues (2 fois la médiane nationale française) bien que les valeurs relevées soient élevées, elles restent, toutefois, inférieures au seuil réglementaire fixé à 2,5 mg/kg (p.s).

Le **cadmium** présente les teneurs les plus élevées dans le golfe et surtout à « Sidi Salem » où les teneurs moyennes en cet élément sont 463 fois plus importantes que celles relevées dans la chair de moules vivant « hors du golfe ». Les valeurs en cadmium que nous relevons restent, néanmoins, inférieures aux normes algériennes (Recommandations Algériennes, 1991) fixant la teneur maximale en cadmium dans les bivalves à 5 mg/kg de poids sec. Dans la zone côtière de l'ouest algérien, les teneurs en cadmium relevées dans la chair de moule sont proches de 0,12 ppm P.S. Chez les moules de Méditerranée française (Marseille, Toulon, Cannes, Menton, Corse, Languedoc-Roussillon) les teneurs en cadmium relevées varient de 0,30 à 2,28 ppm P.S. ; des valeurs qui font 2,8 fois la médiane nationale française sont relevées dans le secteur d'Ajaccio (RNO, 1995). Dans le Golfe de Thermaikos, les moules montrent des teneurs en cadmium comprises entre 0,7 et 1,37 µg/g p.s. (Catsiki et al., 2006). Les doses maximales admissibles chez les mollusques sont de l'ordre de 5 ppm P.S. de cadmium et les doses toxiques pour l'homme sont de l'ordre de 30mg (Augier, 1994). Mais des niveaux encore plus élevés (5,82 mg/kg p.s.) ont été rapportés dans la lagune de Bages ; Ces teneurs en dépassant le seuil de 5 mg/kg de poids sec. fixé par le règlement CCE (CCE, 1988) n° 466-2001 ont été à l'origine de l'interdiction de commercialisation des mollusques.

Dans la station 1 « Sidi Salem », la teneur en **zinc** est 2 à 3 fois plus élevées que celles relevées dans les 3 autres stations ; Les teneurs en zinc contenues dans la chair de moules

peuplant le littoral d'Annaba sont dans l'ensemble nettement inférieures à la médiane nationale française qui fixe la teneur à 110 mg/kg p.s. Chez les moules du littoral ouest algérien, les teneurs en zinc relevées par Taleb et al. (2007) sont de l'ordre de 26,61 ppm P.S. En méditerranée française les teneurs en zinc les plus élevées sont relevées dans les secteurs à dominante portuaire tel que le golfe de Marseille, Toulon-Lazaret, port Grimaud et Ajaccio (RNO, 1995). En Grèce, les teneurs en zinc notées chez les moules du Golfe de Thermaikos varient de 49 à 87 $\mu\text{g/g}$ p.s. (Catsiki et al., 2006); ces auteurs signalent, toutefois, des teneurs de plus de 114 $\mu\text{g/g}$ p.s. dans la partie ouest du Golfe. Selon les données (RINBIO, 2000-2001), le niveau moyen de contamination se situe autour de 150 mg/kg p.s.; toutefois des teneurs en zinc de 199,3 mg/kg p.s. et 183 mg/kg p.s. sont respectivement relevées dans les étangs de Bages et du Méjean.

Les teneurs en **cuivre** relevées dans la chair de moules prélevées à « Sidi Salem » sont 5 fois plus élevées que celles obtenues « hors golfe ». Dans la station 1 « Sidi Salem », la teneur en cuivre est 2 à 3 fois plus élevée que celles relevées dans les 3 autres stations ; cette dernière reste néanmoins inférieure à la valeur médiane française qui fixe la teneur à 6,5 mg/kg p.s. En Méditerranée française une forte homogénéité des données est constatée autour d'une valeur moyenne de 4 mg/kg (p.s.) ; c'est par ailleurs dans la rade de Toulon que des teneurs égales à la médiane nationale française (6,5 mg/kg p.s.) sont relevées (RNO, 1995). Taleb et al. (2007) trouvent chez les moules du littoral ouest d'Algérie des teneurs en cuivre égales à 1,16 ppm P.S.. Catsiki et al. (2006) rapportent, chez les moules provenant du Golfe de Thermaikos, des teneurs en cuivre comprises entre 4,1 et 6,94 $\mu\text{g/g}$ p.s. L'ingestion, par l'homme, de doses en cuivre de plus de 2,5 g est mortelle ; les doses maximales admissibles chez les mollusques sont estimées à 40 ppm P.S. (Augier, 1994). En méditerranée française une forte homogénéité des données est constatée autour d'une valeur moyenne de 4 mg/kg (p.s.) à l'exception de plusieurs stations lagunaires : Bages Nord : 9,3 mg/kg p.s. qui dépasse la médiane nationale française et de la rade de Toulon : 6,5 mg/kg p.s. qui est égale à la médiane nationale Française.

Les résultats du dosage du **nickel** contenu dans la chair de moules prélevées dans le littoral d'Annaba montrent que les teneurs de ce métal évoluent de manière similaire à « Sidi Salem » et au «Lever de l'aurore ». La teneur en nickel baisse de 40 à plus de 60% respectivement à « Saint Cloud » et « Hors golfe ». Les teneurs en nickel rencontrées dans les moules du littoral d'Annaba sont inférieures à la médiane française qui fixe le seuil à 1,8 mg/kg p.s. En Grèce, les teneurs en nickel relevées chez les moules du Golfe de Thermaikos varient de 1,37 à 4,4 $\mu\text{g/g}$ p.s. et atteignent des pics de 15,66 $\mu\text{g/g}$ p.s. dans la partie ouest du Golfe (Catsiki et al., 2006).

Les teneurs en **chrome** les plus élevées sont, contrairement à la distribution des autres métaux, relevées chez les moules provenant de « Saint Cloud » et du « Lever de l'aurore » ; les moules de « Sidi Salem » semble être relativement moins contaminées par le chrome. C'est en revanche, hors du golfe que les teneurs les plus basses sont relevées. Nos données font apparaître que les teneurs en chrome rencontrées dans les moules peuplant le golfe d'Annaba sont supérieures à la médiane nationale française qui fixe le seuil à 1 mg/kg p.s. Chez les moules du Golfe de Thermaikos (en Grèce), les teneurs en chrome sont comprises entre 0,9 et 3,35 $\mu\text{g/g}$ p.s. ; c'est toutefois dans la partie ouest de ce Golfe que des teneurs comprises entre 3,52 et 9,31 $\mu\text{g/g}$ p.s. sont notées (Catsiki et al., 2006).

En ce qui concerne le **manganèse** contenu dans la chair de moules prélevées dans le littoral d'Annaba, la teneur maximale est relevée à « Sidi Salem ». Nous notons, par ailleurs, que les teneurs relevées dans chaque station sont assez homogènes. Les teneurs rencontrées dans les moules peuplant le littoral d'Annaba sont dans l'ensemble nettement inférieures à la médiane nationale française qui fixe la teneur à 110 mg/kg p.s. En Grèce, dans le Golfe de

Thermaikos, les teneurs moyennes relevées varient de 9,13 à 18,53 $\mu\text{g/g}$ p.s. ; un pic de l'ordre de 38,98 $\mu\text{g/g}$ p.s. étant enregistré dans la partie ouest du Golfe (Catsiki et al., 2006).

Les teneurs en fer les plus élevées sont relevées chez les moules provenant de « Sidi Salem ». Nous notons néanmoins une certaine homogénéité des valeurs relevées dans chaque station. Les valeurs relevées restent inférieures à la médiane française qui fixe la teneur en fer à 250 mg/kg p.s. Au Maroc, dans l'estuaire d'Oum Er Rbia, Kaimoussi et al. (2000) rapportent des teneurs de plus de 1500 mg/kg p.s. chez des bivalves provenant de ce site.

En ce qui concerne la période de prélèvement, nous relevons que dans l'ensemble des 4 stations, c'est dans la chair de moules prélevées en novembre que les teneurs en métaux lourds dosés sont les plus élevées. L'enrichissement en métaux traces au cours de la saison humide et pluvieuse a pour principale origine l'augmentation des charges polluantes métalliques dans les eaux de ruissellement des premières crues. Le caractère saisonnier de bioaccumulation des métaux lourds a été observé chez diverses espèces de mollusques filtreurs (Majori et al., 1978 ; Cossa., 1980 ; Boalch et al., 1981 ; Cossa et Rondeau, 1985 ; Bei, 1998 ; Wright, 1999 ; Kaimoussi et al., 2001 ; Orban et al., 2002 ; Khati et al., 2008)

Les variations saisonnières peuvent être causées par la combinaison de plusieurs facteurs directement corrélés au poids incluant la température, la disponibilité en nourriture, la croissance et la reproduction mais aussi d'autres facteurs indépendants tels que la modification du cycle biogéochimique et de la biodisponibilité des métaux (Widdows, 1978 ; Cossa, 1980 ; Zandee et al., 1980 ; Langston et al., 1995 ; Paez-Osuna et al., 1995 ; Carballal et al., 1998 ; Okumus et al., 1998 ; Wong et al., 1998 ; Wong et al., 2001 ; Rainbow et al., 2004 ; Casas, 2005, ; Abdenour et al., 2000 ; Boutiba, 2007 ; Nesto et al, 2007 ; Fattorini et al, 2008). L'apparition des teneurs maximales en métaux (Cd, Pb, Cu et Zn) dans les moules a lieu en hiver et au début du printemps. Parmi les facteurs abiotiques, les facteurs physico chimiques (température, salinité, oxygène dissous, pH...) du milieu jouent un rôle essentiel puisqu'ils influent à la fois sur la forme, physico chimique des métaux (état de valence, adsorption-désorption sur les matières en suspension) donc sur leur biodisponibilité, mais également sur le métabolisme des espèces (osmorégulation, respiration, reproduction, activité trophique...) dont dépendent en partie les cinétiques d'accumulation et d'excrétion des métaux (Coimbra et al., 1990 ; Grant, 1996). Ces facteurs environnementaux, sont spécifiques à un site et varient dans le temps (Karayüce et al., 2000; Wong et Cheung, 2001 ; Wang et Wong, 2003 ; Pan et Wang, 2004 ; Vlahogianni, 2007 ; Nesto, 2007). La disponibilité de la nourriture ou les variations du métabolisme au cours du cycle de reproduction sont parmi les principales causes de ce phénomène (Cossa, 1980 ; Cain, 1986). Selon Amiard (1986), ces variations sont d'assez grande amplitude (généralement de l'ordre de l'année). L'hypothèse d'une dilution des métaux au sein de l'organisme, liée à l'augmentation saisonnière du poids, a été étayée par les données de plusieurs auteurs (Bryan, 1973 ; Philips, 1976 ; Majori et al., 1978 ; Boyden, 1977 et Philips, 1993. La validité de cette hypothèse a été confirmée par Metayer, (1993) et Bei (1998), Boening, (1999) qui ont mené une étude sur des populations contrôlées de mollusques bivalves (*Mytilus edulis* et *Crassostrea gigas*) sur plus de deux cycles annuels en réalisant de fréquents prélèvements. Asso (1982) met, la fluctuation saisonnière (minimum automnal et maximum printanier) des métaux lourds dosés chez la moule *Perna perna*, en rapport avec la gamétogenèse. Certains auteurs, attribuent les teneurs maximales de printemps relevées chez *Mytilus galloprovincialis*, à l'état reproductif des moules mais aussi aux charges élevées de métaux particuliers que les eaux de ruissellement de l'hiver ont charrié vers la mer (Fowler, 1982).

Les résultats de la présente étude démontrent l'importance des apports anthropiques dans la contamination du golfe par les métaux lourds du fait que les plus fortes teneurs en métaux

lourds observées sont relevées dans la chair de moules peuplant la station 1 située à proximité des rejets industriels (usine fertial), urbains et domestiques (Bedjima, Seybouse) que le golfe reçoit sans aucun traitement préalable. Ces fortes teneurs en ETM contenues dans la chair des moules du Golfe s'expliquent par l'importance des charges polluantes charriées par les émissaires des eaux usées que sont l'oued Forcha, l'oued Sidi Harb, l'oued Edheb, l'oued Kouba, l'oued Bouhdid et l'oued Bedjima. Ces charges polluantes sont aussi générées par l'activité portuaire et routière. Quant aux basses teneurs relevées dans la station 4, elles s'expliqueraient par l'éloignement de ce site des grandes sources de contamination, mais aussi par l'hydrodynamisme et la courantologie auxquels est soumise cette zone.

Analyse statistique :

▪ Analyse en composantes principales

Les données des teneurs en métaux lourds dosées dans la chair de moules ont été traitées par une analyse en composantes principales afin de pouvoir visualiser les variables qui sont corrélées les unes aux autres ou au contraire celles qui sont dissemblables (annexes I).

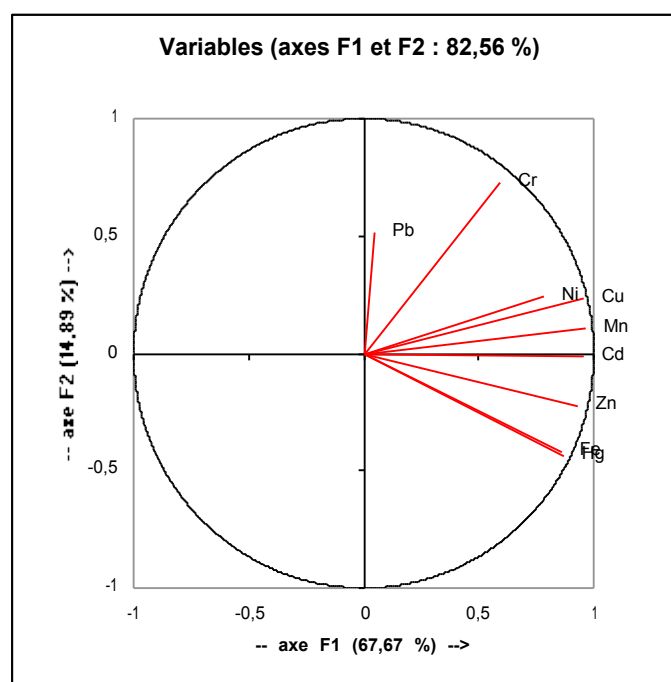


Figure 40 : ACP pour les teneurs en métaux lourds (2 campagnes)

Le cercle de l'ACP montre que sur les neuf métaux dosés, le plomb et le chrome se démarquent des autres métaux, et de ce fait ils se caractérisent par un coefficient de corrélation négatif vis-à-vis des autres métaux (Fe, Cu, Zn, Mn, Ni, Cd et Hg) qui se corrént bien entre eux (matrice de corrélation, en annexe I).

Dans le détail, on observe que l'ACP réalisée sur les deux campagnes montre une zonation par groupe d'individus correspondant aux différentes teneurs relevées dans la chair de moules, et que les deux axes F1 et F2 fournissent 82,55% de l'information c'est-à-dire ce plan factoriel à lui seul explique 82,55% de la variance totale.

L'axe F1 à lui seul explique 67,66% de la variance totale, et on le considère comme l'axe de la contamination permanente, il est défini positivement pour les 7 métaux très regroupés. Par ailleurs l'axe F2 explique 14,89% de la variance totale, caractérise la contamination par le

plomb et à un degré moindre par le chrome et qui s'opposent d'une manière partielle à celle de l'axe F2 par le fer, le cuivre, le zinc, le manganèse, le nickel, le cadmium et le mercure. Ces observations nous conduisent aux conclusions suivantes ; du fait que le plomb prend un axe à lui seul contrairement aux autres métaux, cela veut dire qu'il n'est pas corrélé, quant au chrome avec un axe perpendiculaire à l'axe F1, il est indépendant. Le plomb et le chrome sont localisés et non corrélés aux autres métaux, et de ce fait ils ont une autre origine par rapport aux autres éléments.

- L'analyse discriminante (AFD) révèle l'existence de deux groupes pour les stations.

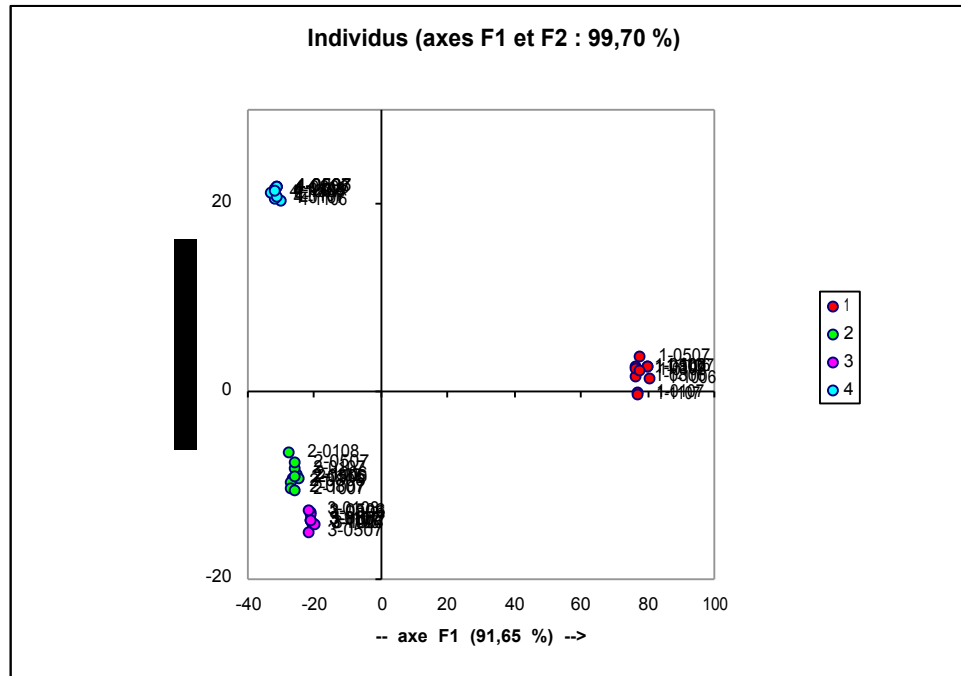


Figure 41 : AFD pour les stations

Pour mieux comprendre l'évolution des saisons, on utilise AFD, celle-ci montre l'existence de deux groupes. Les stations 2 (Lever de l'aurore) et 3 (Saint-Cloud) sont voisines et complètement identiques, formant ainsi le premier groupe, par contre les stations 1 (Sidi-Salem) et 4 (Hors golfe) sont différentes et appartiennent à deux domaines différents, formant un deuxième groupe. L'identification des groupes restent liés à l'absence ou à la présence de sources potentiellement polluantes et à la nature et la composition des rejets

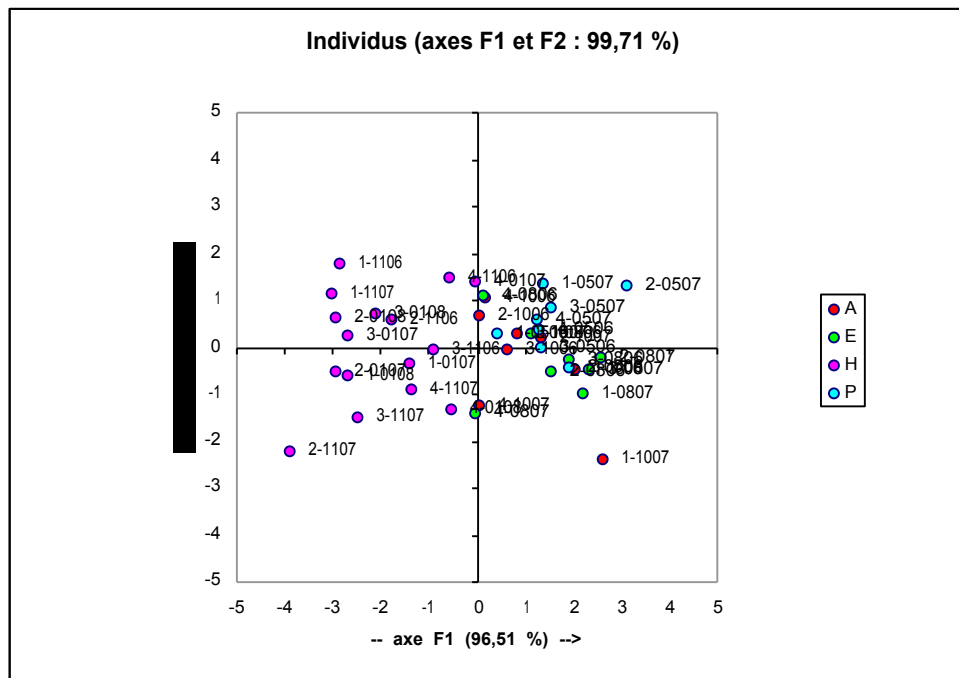


Figure 42 : AFD pour les saisons

En hiver et en été, on remarque une opposition dans la répartition des teneurs ; ceci se traduit par la formation d'un groupe anti corrélé, permettant l'identification de deux pôles opposés. L'un attribué à une forte évaporation c'est l'été, entraînant une augmentation de la charge polluante, et l'autre c'est l'hiver, lié à un apport d'une forte charge polluante drainée par les cours d'eau se déversant en mer. En revanche l'automne et le printemps, ne se démarquent pas et sont situés au centre (les valeurs sont regroupées) et forment un autre groupe.

Conclusion:

Il ressort de cette étude que les teneurs en métaux lourds relevées dans la chair des moules *Perna perna* peuplant le golfe de Annaba sont significatives et reflètent d'une manière claire les niveaux de pollution du littoral d'Annaba.

Les teneurs relevées dans nos échantillons affichent des seuils non négligeables par rapport à celles relevées en Méditerranée, en référence aux valeurs guides algériennes (**Recommandations Algériennes, 1991**) les bivalves *Perna perna* peuplant le littoral d'Annaba sont considérés comme non contaminés par les métaux lourds. Ces données nous ont permis d'avoir une vision assez juste du niveau de contamination, par les éléments traces métalliques, des diverses stations retenues dans le cadre de cette étude.

Les résultats obtenus dans cette étude confirment l'utilisation des moules comme espèce indicatrice de pollution.

1-Teneurs en métaux lourds relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse

1-1.Le fer :

Les eaux des oueds Meboudja et Seybouse présentent des teneurs en fer qui fluctuent en fonction des saisons et des stations.

Dans l'oued Meboudja, les teneurs maximales et minimales sont enregistrées respectivement en été et au printemps. Les teneurs en fer relevées en automne, hiver et printemps ne dépassent pas 2 ppm ; c'est, en revanche, en été que les teneurs en fer augmentent d'un facteur 2 en M1 et M3 et d'un facteur 5 en M4 (fig.43).

En ce qui concerne l'oued Seybouse, les teneurs en fer relevées dans les 2 stations ne présentent pas de grosses différences à l'exception de la période estivale où dans la station S6 une augmentation de plus de 50% par rapport à la station S5 est notée (fig.44). Les teneurs en fer des eaux de l'oued Seybouse restent néanmoins plus faibles que celles relevées dans les eaux de l'oued Meboudja. A l'exception de la période printanière où les teneurs en fer sont proches des valeurs guides admises par la communauté européenne (fixées à 0,2 ppm), nous pouvons affirmer que les eaux des 2 oueds sont fortement contaminées par le fer durant le reste de l'année.

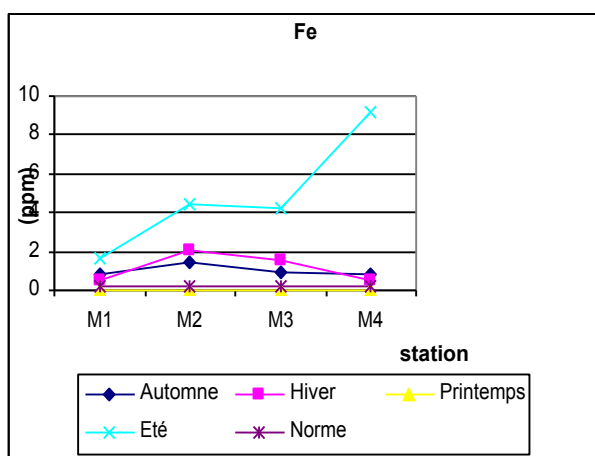


Figure 43: Teneurs (ppm) en fer relevées dans les eaux surface de l'oued Meboudja

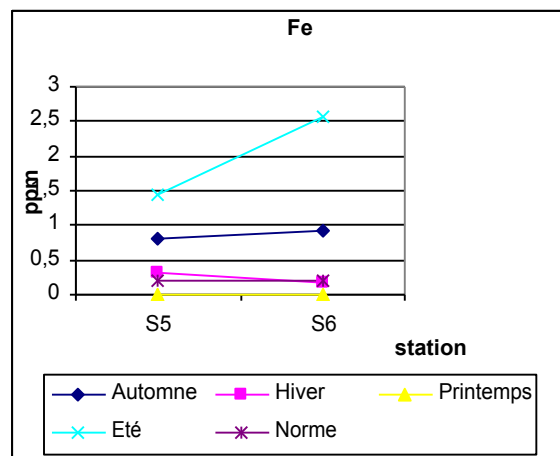


Figure 44: Teneurs (ppm) en fer relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse

Tableau 37 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en fer relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'AV1 appliquée pour le fer					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Eau	3	52,61	17,54	7,95	0,001 *

Le test AV1 montre que les teneurs en fer relevées dans les eaux de surface des 2 oueds diffèrent de manière significative d'une saison à l'autre (tab.37).

1-2.Le cuivre :

Les teneurs en cuivre relevées dans les eaux de surface des 2 oueds (Meboudja et Seybouse) montrent des variations aussi bien spatiales que temporelles. Nous notons, dans l'ensemble des stations, que les teneurs en cuivre atteignent leurs valeurs maximales en période estivale. En ce qui

concerne la distribution spatiale des teneurs de l'élément cuivre, elles sont nettement plus élevées dans l'oued Meboudja que dans l'oued Seybouse.

Dans le Meboudja les teneurs sont faibles en M1 puis augmentent en M2 (selon un facteur 4 à 10 en fonction des saisons), pour baisser progressivement en M3 et M4 (fig.45).

Dans l'oued Seybouse, la teneur en S6 est légèrement plus élevée que celle relevée en S5, surtout en période automnale.

Nous notons toutefois, que les teneurs en cuivre relevées dans les eaux des 2 oueds ne dépassent pas 0,2 ppm et restent ainsi inférieures aux valeurs admises par la communauté européenne (fixée à 1 ppm).

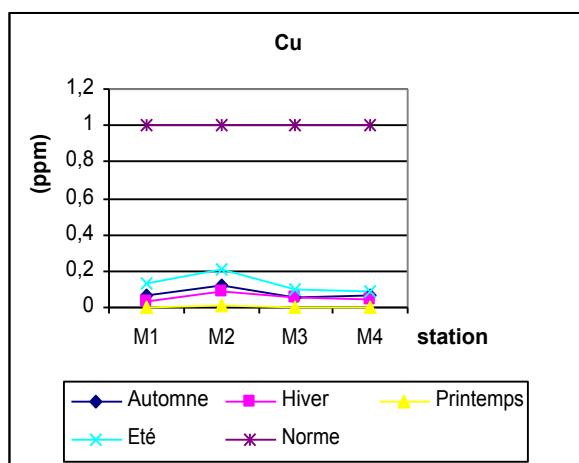


Figure 45: Teneurs (ppm) en cuivre relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja

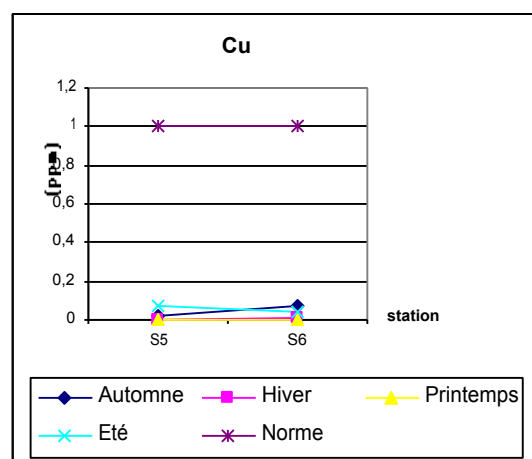


Figure 46: Teneurs (ppm) en cuivre relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse

Tableau 38 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en cuivre relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'AV1 appliquée pour le cuivre					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
eau	3	0,055	0,01183	8,38	0,001 **

L'AV1 montre l'existence de différence hautement significative entre les teneurs en cuivre relevées dans les eaux de surface des 2 oueds d'une saison à l'autre (tab.38).

1-3.Le zinc :

Les teneurs en zinc relevées dans les eaux de surface des 2 oueds (Meboudja et Seybouse) ne dépassent pas 1 ppm et restent de ce fait bien inférieures à la valeur guide fixée à 5 ppm par la CE. Les teneurs en zinc atteignent leurs valeurs maximales en période estivale et automnale surtout en M4 et en S6 (fig.47; 48).

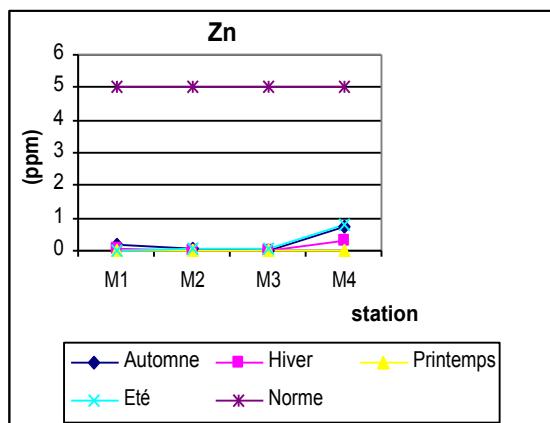


Figure 47: Teneurs (ppm) en zinc relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja

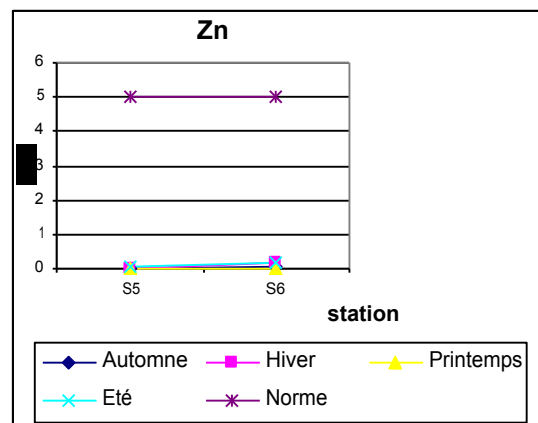


Figure 48: Teneurs (ppm) en zinc relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse

Tableau 39 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en zinc relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le zinc						
Analyse	Ddl	SCE	CM	F _{obs}	P	
Eau	3	0,0776	0,0259	1	0,413	N.S

L'AV1 montre qu'il n'existe aucune différence significative, entre les saisons et pour l'ensemble des stations, dans la distribution des teneurs en zinc relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse (tab.39).

1-4.Le manganèse :

Les teneurs en manganèse relevées dans les eaux de surface des 2 oueds sont nettement plus élevées que celles admises par la CE (fixées 0,05 ppm), à l'exception de la période printanière dans l'oued Seybouse. Dans l'oued Meboudja, les teneurs en manganèse présentent un pic en M2, durant toute l'année ; mais c'est en hiver que la teneur maximale est relevée (fig.49). Dans l'oued Seybouse, les teneurs en manganèse les plus élevées sont enregistrées dans la station S6, c'est en période hivernale que les valeurs maximales sont relevées (fig.50).

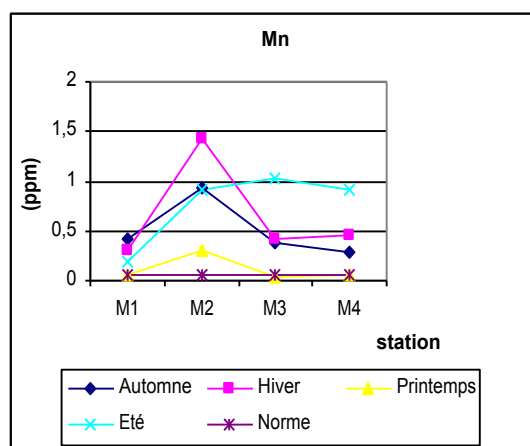


Figure 49: Teneurs (ppm) en manganèse relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja

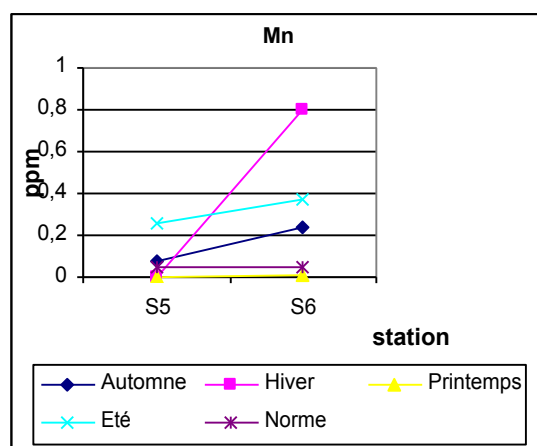


Figure 50: Teneurs (ppm) en manganèse relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse

Tableau 40 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en manganèse relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le manganèse					
analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
eau	3	1,224	0,408	3,32	0,041 *

L'AV1 montre l'existence de différence significative des teneurs en manganèse, contenues dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse, d'une saison à l'autre (tab.40).

1-5.Le nickel :

Les teneurs en nickel relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dépassent nettement la norme admise par la communauté européenne fixée à 0,05ppm. Les teneurs en nickel relevées dans les eaux de Meboudja sont faibles en M1, puis augmentent en M2 et M3 pour baisser en M4. En ce qui concerne l'évolution saisonnière, les teneurs en nickel minimales et maximales sont relevées respectivement en hiver et en été ; en revanche les valeurs intermédiaires sont observées en automne et au printemps (Fig.51). Dans l'oued Seybouse, les teneurs les plus basses sont relevées dans la station S6 ; les teneurs maximales et minimales sont observées en été et en hiver respectivement (fig.52).

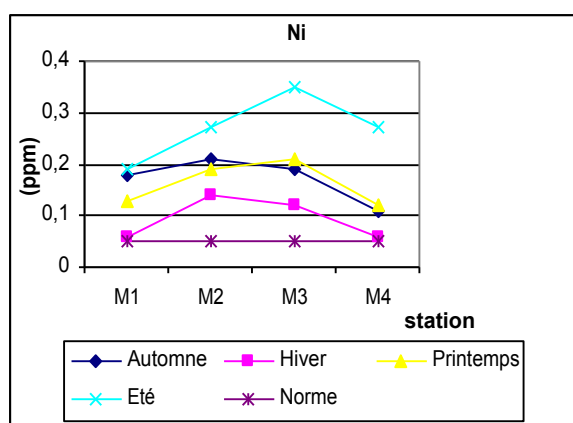


Figure 51: Teneurs (ppm) en nickel relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja

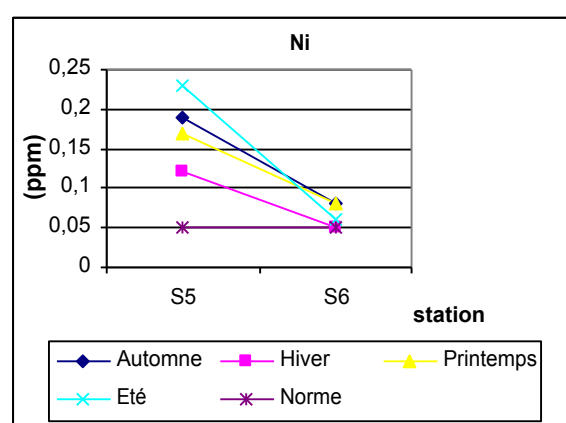


Figure 52: Teneurs (ppm) en nickel relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse

Tableau 41 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en nickel relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le nickel					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Eau	3	0,405	0,036	4,48	0,015 *

L'AV1 montre que les teneurs en nickel, relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse, diffèrent de manière significative d'une saison à l'autre (tab.41).

1-6. Le chrome

Les teneurs en chrome contenues dans les eaux de surface des 2 oueds montrent des variations d'une saison à l'autre et d'une station à l'autre. Dans le Meboudja, les teneurs en chrome les plus élevées sont enregistrées en hiver et en été dans la station M4 et en automne et au printemps dans la station M3 (fig.53); en revanche, c'est au printemps que les teneurs relevées restent inférieures à celle admise par la communauté européenne (fixée à 0,05 ppm). C'est en période automnale et dans l'ensemble des stations, que les teneurs en chrome dépassent la norme admise par la CE. Dans l'oued Seybouse, les teneurs en chrome marquent une hausse dans la station S6 et dépassent la norme admise en hiver et en été; c'est en hiver et au niveau des 2 stations que le chrome montre des valeurs supérieures à la norme admise (fig.54).

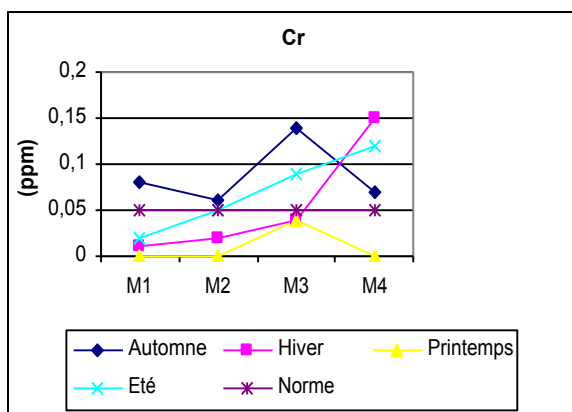


Figure 53: Teneurs (ppm) en chrome relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja

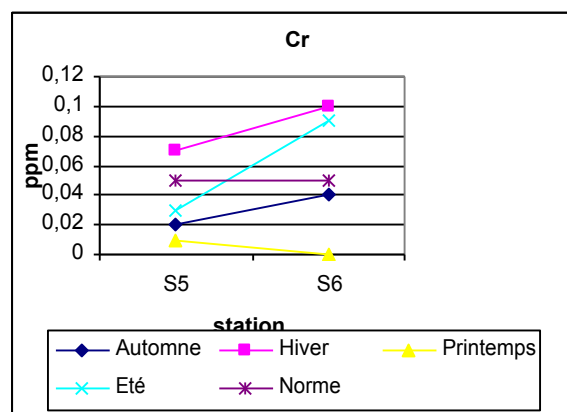


Figure 54: Teneurs (ppm) en chrome relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse

Tableau 42 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en chrome relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le chrome					
Analyse	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Eau	3	0,01535	0,00521	3,23	0,044 *

L'AV1 montre l'existence de différence significative, entre les 4 saisons, en ce qui concerne les teneurs en chrome relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse (tab.42).

1-7. Le plomb :

Les teneurs en plomb relevées dans les eaux de l'oued Meboudja sont comprises entre 0,09 (dans M2 en automne) et 1,5 ppm (en M3 en hiver). Les teneurs relevées dans les stations M3 et M4 sont nettement plus élevées que celles obtenues dans les stations M1 et M2. Nous notons, toutefois, que les teneurs en plomb relevées dans l'ensemble des stations dépassent la valeur guide retenue par la CE (fixée à 0,05 ppm). Les teneurs en plomb montrent des pics en été, hiver et printemps dans la station M3 et en automne, dans la station M4 (fig.55). Dans l'oued Seybouse, les teneurs en plomb restent assez proches des valeurs guides retenues, sauf au printemps ou ces dernières augmentent pour faire 20 à 30 fois celles relevées durant les 3 autres saisons (fig.56).

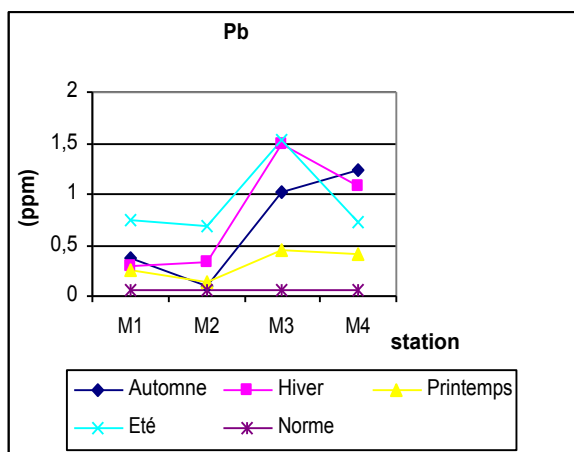


Figure 55: Teneurs (ppm) en plomb relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja

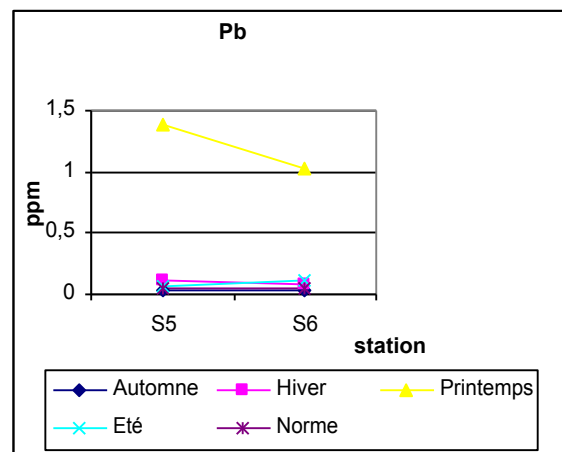


Figure 56: Teneurs (ppm) en plomb relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse

Tableau 43 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en plomb relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le plomb					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
eau	3	0,108	0,259	0,13	0,944 N.S

L'AV1 montre qu'il n'existe aucune différence significative entre les saisons et dans l'ensemble des stations concernant les teneurs en plomb relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse (tab.43).

1-8.Le cadmium :

Dans les eaux de l'oued Meboudja les teneurs en cadmium relevées dépassent les normes requises par la communauté européenne (0,005), à l'exception de la période printanière où les teneurs restent inférieures à la valeur guide. C'est dans la station M1 que sont relevées les teneurs en cadmium les plus basses. Une augmentation progressive des teneurs est observée de M2 à M3 en hiver et en été (fig.57). Dans l'oued Seybouse, les teneurs en cadmium sont faibles en période printanière et hivernale où elles ne dépassent pas les normes requises. En été, les teneurs en cadmium marquent une hausse importante ; elles passent de 0,004 ppm dans la station S5 à 0,039 ppm dans la station S6 ; mais, en revanche, en automne, les teneurs en cadmium montrent une baisse importante illustrées par des valeurs de 0,035 ppm dans la station S5 et 0,003 ppm dans la station S6 (fig.58).

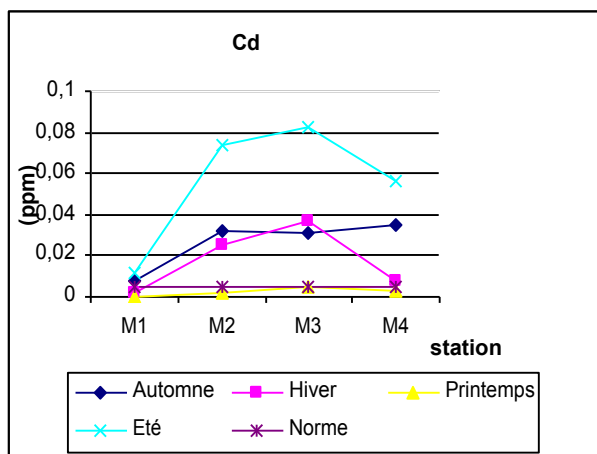


Figure 57: Teneurs (ppm) en cadmium relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja

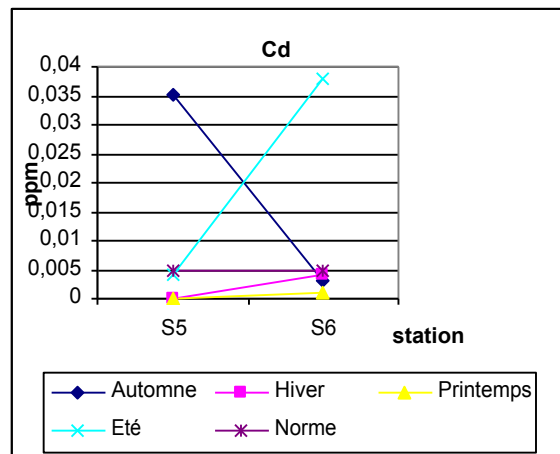


Figure 58: Teneurs (ppm) en cadmium relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse

Tableau 44 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en cadmium relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le cadmium					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
eau	3	0,05987	5,9	2,33	0,007 **

L'AV1 montre l'existence de différence hautement significative entre les 4 saisons en ce qui concerne les teneurs en cadmium relevées dans les eaux superficielles des 2 oueds (tab.44).

1-9.Le mercure :

Dans l'oued Meboudja, l'évolution saisonnière des teneurs en mercure relevées dans les eaux de surface des différentes stations montre une similitude en période hivernale et automnale. Les teneurs relevées pendant la saison printanière restent, en revanche, faibles mais assez proches de la valeur guide retenue par la CE. Les teneurs en mercure montrent une hausse progressive de M2 à M4, ou des pics sont relevés durant les 4 saisons ; C'est toutefois en automne que la valeur maximale (0,25 ppm) est observée (fig.59). Dans l'oued Seybouse, les teneurs en mercure relevées dans la station S6 restent assez proches de celles de la station S5, à l'exception de la période estivale où une hausse de plus de 50% est notée dans la station S6 (fig.60). Nous notons, toutefois, que les teneurs relevées dans les eaux de Seybouse dépassent la valeur guide admise, à l'exception des teneurs obtenues au printemps.

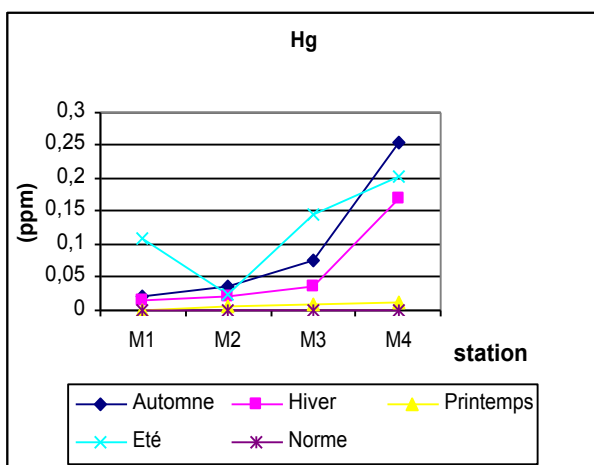


Figure 59: Teneurs (ppm) en mercure relevées dans les eaux de surface de l'oued Meboudja

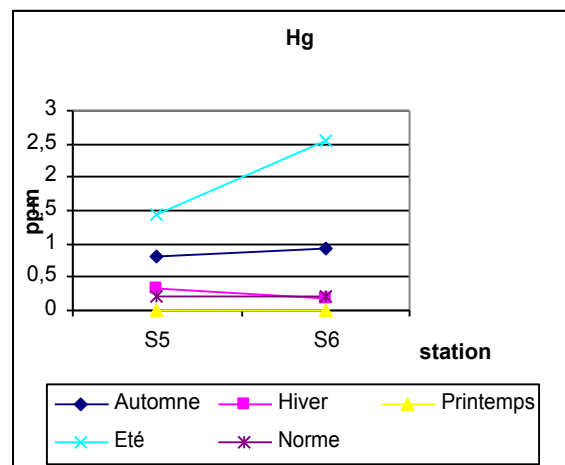


Figure 60: Teneurs (ppm) en mercure relevées dans les eaux de surface de l'oued Seybouse

Tableau 45 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en mercure relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le mercure						
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P	
Eau	3	0,02899	5,44	1,95	0,105	N.S

L'AV1 montre qu'il n'existe aucune différence significative entre les saisons pour l'ensemble des stations en ce qui concerne les teneurs en mercure relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse (tab45).

2- Les métaux lourds dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse

2-1. Le fer :

Dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja, le fer est présent à des teneurs comprises entre 29080 et 54760 mg/kg p.s; ces teneurs présentent, par ailleurs, une similitude dans leur évolution d'une station à l'autre. Les teneurs les plus élevées sont relevées dans les stations M2 et M3 (fig.61). En ce qui concerne le sédiment superficiel de l'oued Seybouse, c'est dans la station S6 que les teneurs font presque le double de celles relevées dans la station S5 en période estivale et printanière ; les teneurs relevées en automne et en hiver sont proches (fig.62).

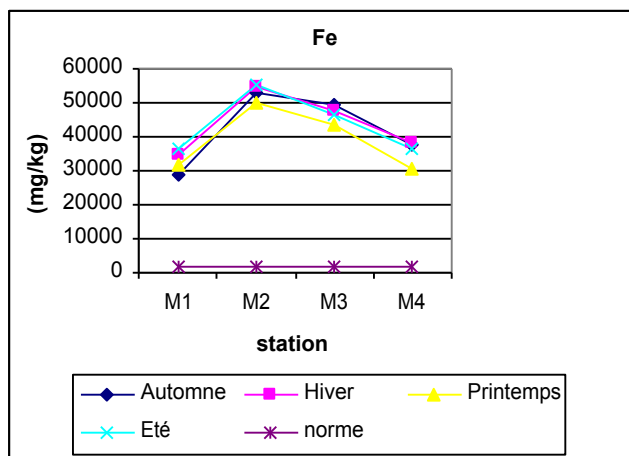


Figure 61: Teneurs en fer (en mg.kg⁻¹ de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja

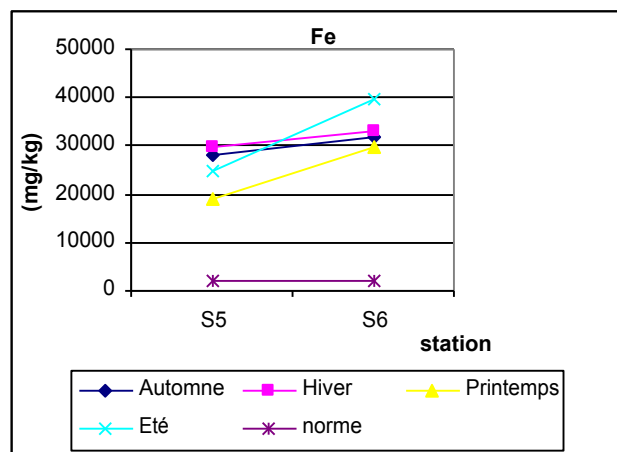


Figure 62: Teneurs en fer (en mg.kg⁻¹ de poids sec) relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse

📊 Niveaux de contamination par le fer

Le calcul de l'indice de contamination des sédiments superficiels tel que préconisé par l'agence du bassin du Rhône, montre que le fer enregistre des IC compris entre 14,54 et 27,60 au niveau de l'oued Meboudja et entre 9,93 et 16,46 au niveau de l'oued Seybouse. Du fait que ces indices de contamination soient nettement supérieurs à 10, nous pouvons conclure que les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse sont pollués et représentent des zones à risque (tab46).

Tableau 46 : Indice de contamination, par le fer, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.

Ic des Stations	Saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Été
M1	14,54	17,42	15,88	18,36
M2	26,35	27,38	24,92	27,605
M3	24,77	23,84	21,825	23,27
M4	18,94	19,06	15,215	18,265
S5	14,02	12,92	10,935	12,37
S6	15,85	16,46	12,88	14,78

La valeur guide Française retenue pour le fer est égale à 2000 mg/kg de p.s.

Tableau 47 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons de teneurs en fer relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le fer					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Sédiment	3	111540713	37180238	0,31	0,815 N.S

L'AV1 montre qu'il n'existe aucune différence significative entre les saisons pour l'ensemble des stations concernant les teneurs en fer relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse (tab47).

2-2.Le cuivre :

Dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja, les teneurs en cuivre montrent une évolution similaire d'une station à l'autre. Les teneurs en cuivre sont faibles en M1 puis augmentent progressivement en M2, pour atteindre un pic en M3 et marquent ensuite une baisse en M4. Les teneurs en cuivre les plus élevées sont enregistrées en période hivernale et estivale (fig.63). Dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse, les teneurs en cuivre ne montrent pas de grosses différences d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre (fig.64) ; mais, elles sont, en revanche, plus basses (jusqu'à 4 fois moins) que celles relevées dans le Meboudja.

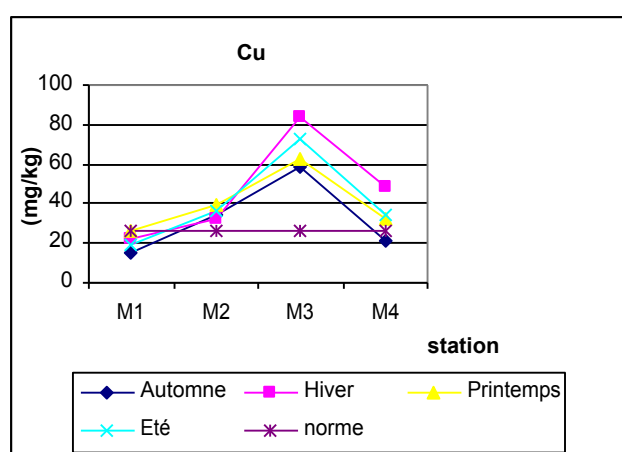


Figure 63: Teneurs (mg.kg⁻¹) en cuivre relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja

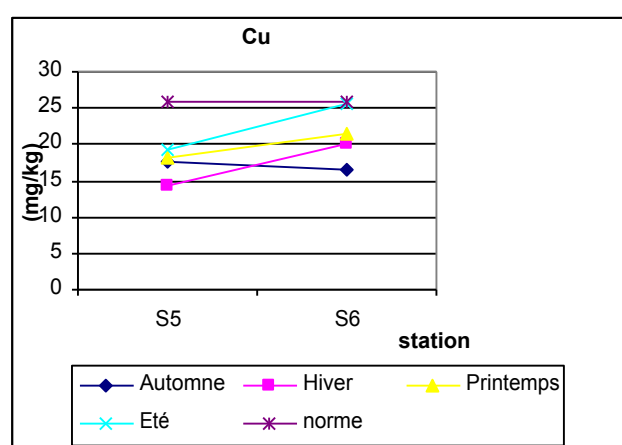


Figure 64: Teneurs (en mg.kg⁻¹) en cuivre relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse

⚠ Niveaux de contamination par le cuivre

Le calcul des indices de contamination des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse, par le cuivre, montrent que seul en M3 et en hiver l'IC par cet élément dépasse la valeur 3. Ces résultats suggèrent que les sédiments des 2 oueds sont non contaminés par le cuivre, à l'exception de la station M3 en période hivernale (tab.48).

Tableau 48 : Indice de contamination, par le cuivre, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.

Ic des Stations	Saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Été
M1	0,57	0,86	1,01	0,72
M2	1,32	1,25	1,50	1,39
M3	2,26	3,22	2,39	2,78
M4	0,81	1,85	1,26	1,32
S5	0,68	0,55	0,70	0,75
S6	0,64	0,77	0,83	0,98

La valeur guide Française retenue pour le cuivre est égale à 26 mg/kg de p.s.

Tableau 49 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en cuivre relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le cuivre					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Sédiment	3	303	101	0,25	0,860 N.S

L'AV1 montre qu'il n'existe aucune différence significative entre les saisons pour l'ensemble des stations concernant les teneurs en cuivre relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse (tab49).

2-3.Le zinc :

Les teneurs en zinc relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja présentent des fluctuations saisonnières similaires en fonction des stations ; nous notons une augmentation progressive des teneurs en zinc dans les stations M2 et M3, suivie d'une légère baisse dans la station M4. Les valeurs maximales sont enregistrées dans la station M3. C'est toutefois en période hivernale et automnale que les teneurs en zinc sont les plus élevées (fig.65). En ce qui concerne le sédiment superficiel de l'oued Seybouse, on note que la station S6 présente des teneurs en zinc doubles de celles relevées dans la station S5 en période automnale et hivernale. Les teneurs observées en été et au printemps sont proches et ne dépassent pas la valeur 100 mg/kg p.s (fig.66).

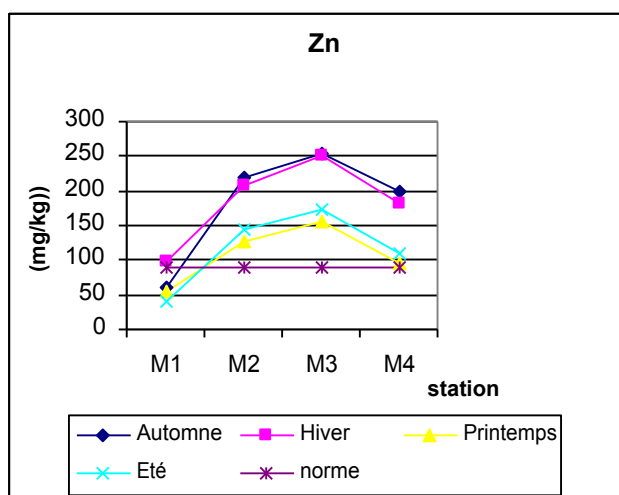


Figure 65: Teneurs (mg.kg^{-1}) en zinc relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja

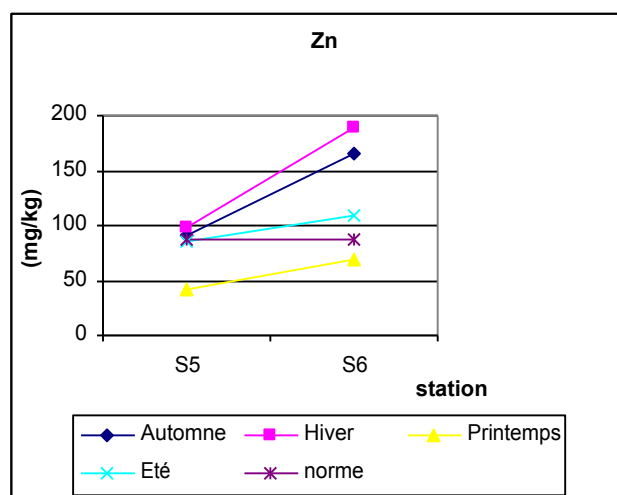


Figure 66: Teneurs (mg.kg^{-1}) en zinc relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse

🚧 Niveaux de contamination par le zinc

Le zinc, dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse, présente des indices de contamination variant de 0,45 à 2,89 et serait ainsi considéré comme un élément non contaminant des sites échantillonnés (tab.50).

Tableau 50 : Indice de contamination, par le zinc, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.

Ic des Stations	Saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Eté
M1	0,68	1,10	0,62	0,45
M2	2,50	2,37	1,45	1,65
M3	2,89	2,86	1,78	1,96
M4	2,26	2,07	1,08	1,24
S5	1,04	1,11	0,48	0,97
S6	1,88	2,14	0,79	1,24

La valeur guide Française retenue pour le zinc est égale à 88 mg/kg de p.s.

Tableau 51 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en zinc relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le zinc					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Sédiment	3	28654	9551	2,79	0,067 N.S

L'AV1 montre qu'il n'existe aucune différence significative entre les saisons pour l'ensemble des stations concernant les teneurs en zinc relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse (tab51).

2-4.Le manganèse :

Les teneurs en manganèse relevées dans les sédiments superficiels de l'oued Meboudja montrent une évolution saisonnière similaire dans l'ensemble des stations. Les teneurs basses, relevées dans la station M1, sont suivies d'une importante hausse dans la station M2, puis d'une baisse progressive dans les stations M3 et M4 (fig.67) En ce qui concerne le sédiment superficiel de l'oued Seybouse, les teneurs en manganèse relevées dans la station S6 sont proche de celles relevées en M4 (fig.68) et font moins du 1/3 de celles notées en M2 en période printanière.

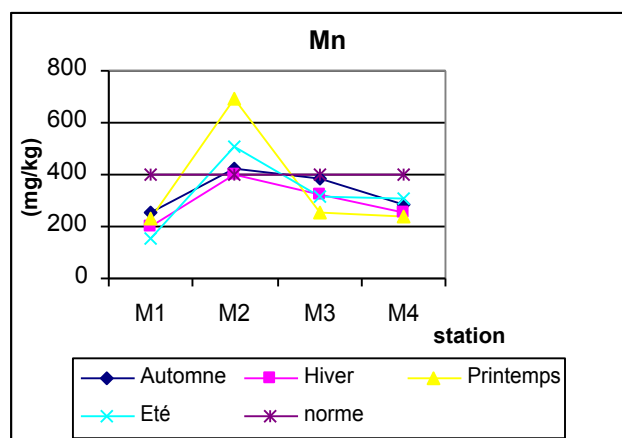


Figure 67: Teneurs (mg.kg⁻¹) en manganèse relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja

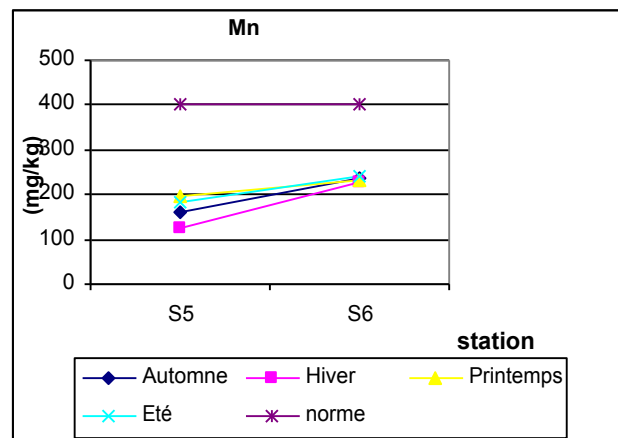


Figure 68: Teneurs (mg.kg⁻¹) en manganèse relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse

✚ Niveaux de contamination par le manganèse

L'évaluation de l'indice de contamination, par le manganèse, des sédiments superficiels de l'oued Meboudja et l'oued Seybouse montre des variations comprises dans l'intervalle 0,31 et 1,72.

Toutes les valeurs restent inférieures à 3 et de ce fait nous permettent d'affirmer que les sédiments des deux oueds sont indemnes de toute contamination par le manganèse (tab52).

Tableau 52 : Indice de contamination, par le manganèse, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.

Ic des Stations	Saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Eté
M1	0,63	0,50	0,58	0,38
M2	1,06	1,00	1,72	1,27
M3	0,96	0,80	0,63	0,79
M4	0,71	0,64	0,59	0,78
S5	0,40	0,31	0,50	0,46
S6	0,59	0,57	0,58	0,61
La valeur guide Française retenue pour le manganèse est égale à 400 mg/kg de p.s.				

Tableau 53 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en manganèse relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le manganèse					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Sédiment	3	8339	2780	0,16	0,923 N.S

L'AV1 montre l'absence de différence significative entre les saisons, pour l'ensemble des stations, concernant les teneurs en manganèse relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse (tab.53).

2-5.Le nickel :

Dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja, le nickel est présent à des teneurs comprises entre 40 et 96 mg/kg p.s ; ces fluctuations sont notées en fonction des saisons et des stations. Les teneurs en nickel augmentent en M2 et atteignent un pic en M3, puis chutent en M4 ; c'est en période estivale qu'un pic est relevé en M2, en revanche, la station M3 affiche des pics durant les 3 autres saisons. C'est toutefois au printemps que sont enregistrées les teneurs les plus basses qui ne dépassent pas la norme admise (fig.69). Dans le sédiment de l'oued Seybouse le nickel est présent à des teneurs inférieures à celle de la valeur norme. Nous notons, toutefois, une hausse des teneurs pendant la saison hivernale, dans la station S6 ; durant les autres saisons, les teneurs sont proches au niveau des deux stations. (fig.70).

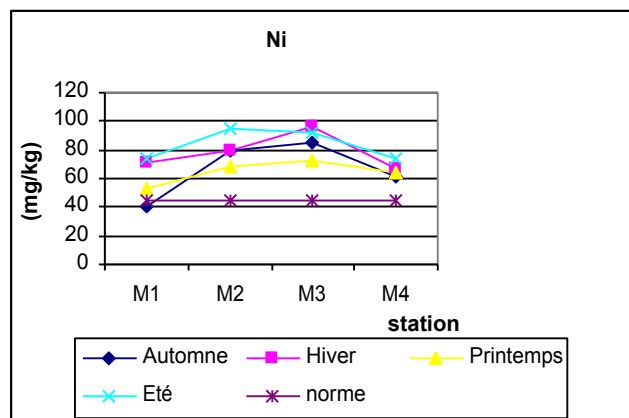


Figure 69: Teneurs (mg.kg⁻¹) en nickel Relevées dans le sédiment Superficiel de l'oued Meboudja.

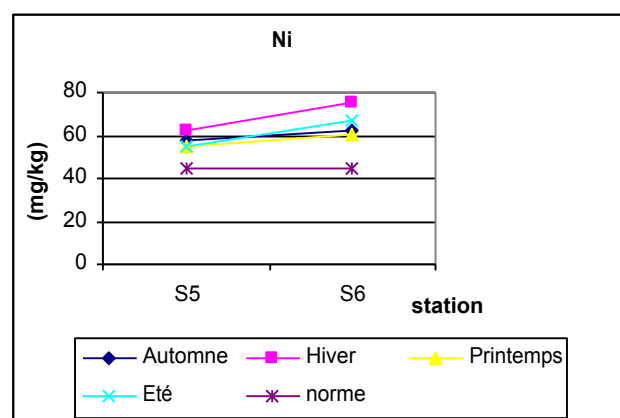


Figure 70: Teneurs (mg.kg⁻¹) en nickel relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse.

✚ Niveaux de contamination par le nickel

Les indices de contamination par le nickel, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse, varient entre 0,85 et 2,01 ; ces valeurs suggèrent que les sédiments des 2 oueds ne sont pas contaminés par ce métal et sont de classe 1 (tab.54).

Tableau 54 : Indice de contamination, par le nickel, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse

Ic des Stations	Saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Eté
M1	0,85	1,48	1,10	1,53
M2	1,65	1,64	1,42	1,98
M3	1,77	2,01	1,51	1,91
M4	1,27	1,40	1,34	1,53
S5	1,21	1,29	1,15	1,14
S6	1,31	1,57	1,26	1,40
La valeur guide Française retenue pour le nickel est égale à 45 mg/kg de p.s.				

L'AV1 montre, en ce qui concerne les teneurs en nickel relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse, qu'il n'existe aucune différence significative entre les saisons pour l'ensemble des stations (tab.55).

Tableau 55 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en nickel relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le nickel					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Sédiment	3	908	303	1,77	0,186 N.S

2-6. Le chrome :

Dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja, les teneurs en chrome montrent une évolution similaire d'une station à l'autre ; Les teneurs en chrome sont faibles en M1 puis augmentent progressivement en M2, pour atteindre un pic en M3 et marquer ensuite une baisse en M4. Les teneurs en chrome les plus élevées sont enregistrées en période hivernale et estivale (fig.71). Dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse, les teneurs en chrome ne montrent pas de grosses différences d'une station à l'autre. Nous notons, par ailleurs, que les teneurs en chrome sont proches de celles enregistrées dans les stations M4 de l'oued Meboudja durant les périodes hivernale et automnale (fig.72).

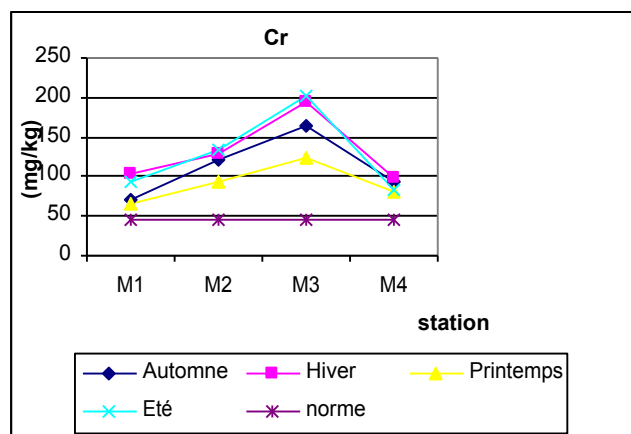


Figure 71: Teneurs (mg.kg⁻¹) en chrome relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja

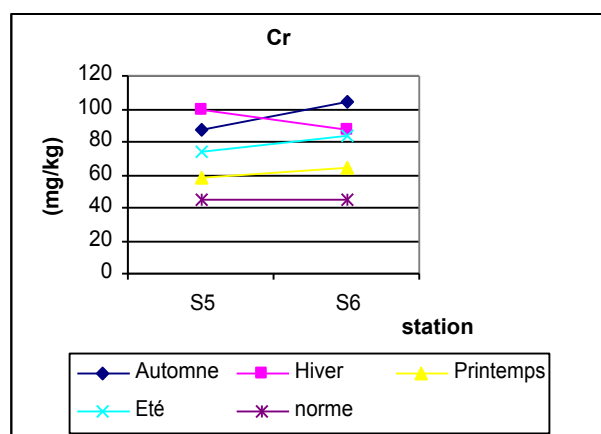


Figure 72: Teneurs (mg.kg⁻¹) en chrome relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse

✚ Niveaux de contamination par le chrome

Les indices de contamination par le chrome des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse sont compris dans l'intervalle de 1,30 à 4,48. Les valeurs de l'indice de contamination supérieures à 3 sont notées uniquement au niveau de la station M3 et de ce fait, font de cette station une zone contaminée par le chrome sauf au printemps (tab.56).

Tableau 56 : Indice de contamination par le chrome des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.

Ic des Stations	Saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Été
M1	1,55	2,29	1,43	2,08
M2	2,70	2,86	2,06	2,99
M3	3,67	4,34	2,72	4,48
M4	2,08	2,19	1,80	1,87
S5	1,93	2,22	1,30	1,63
S6	2,32	1,93	1,43	1,85
La valeur guide Française retenue pour le chrome est égale à 45 mg/kg de p.s.				

Tableau 57 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en chrome relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le chrome					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Sédiment	3	5023	1674	1,18	0,343 N.S

L'AV1 montre, en ce qui concerne les teneurs en chrome relevées dans les sédiments superficiels des deux oueds Meboudja et Seybouse, qu'il n'existe aucune différence significative entre les saisons pour l'ensemble des stations (tab.57).

2-7. Le plomb :

Les teneurs en plomb relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja présentent des fluctuations similaires d'une station à l'autre ; C'est dans la station M1 que les teneurs sont les plus faibles ; ces dernières augmentent progressivement pour atteindre un pic en M3 puis chuter en M4 C'est, par ailleurs, dans la station M3 et durant toute l'année que les teneurs en plomb dépassent la norme admise (fig.73). Les teneurs en plomb du sédiment superficiel de l'oued Seybouse montrent une distribution particulière ; durant toute l'année, les teneurs relevées en S5 restent assez proches ; mais au niveau de la station S6 les teneurs montrent des augmentations plus ou moins importantes en fonction de la saison ; elles augmentent d'un facteur 5 au printemps et d'un facteur 1,5 en automne; mais, en revanche, en période estivale et hivernale les teneurs en plomb font moins du 1/3 de celles du printemps (fig.74).

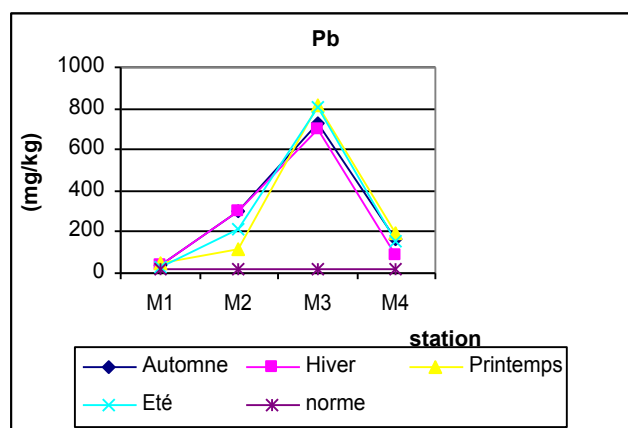


Figure 73: Teneurs (mg.kg⁻¹) en plomb relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja

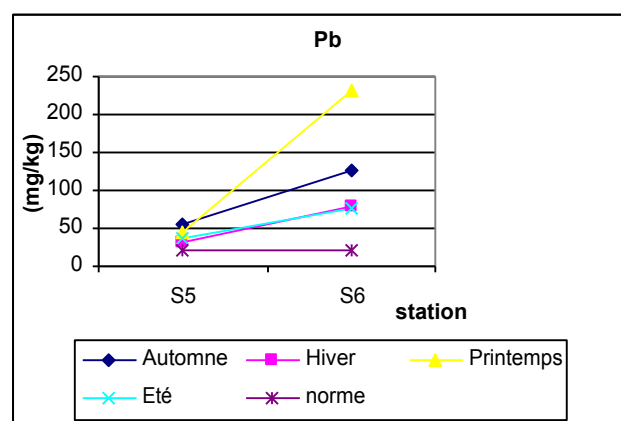


Figure 74: Teneurs (mg.kg⁻¹) en plomb relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse

🚧 Niveaux de contamination par le plomb

L'évaluation des indices de contamination, par le plomb, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse fait apparaître l'existence de plusieurs classes : la classe 1 ne concernera que les stations M1 et S5 ; la classe 2 intéressera les stations M4 et S6 et la classe 3 vise les stations M2 et M3 qui représentent ainsi des zones à risque (tab.58).

Tableau 58 : Indice de contamination, par le plomb, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.

Ic des Stations	Saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Eté
M1	1,85	1,85	2,14	1,34
M2	13,75	13,75	5,49	9,60
M3	33,02	33,02	37,20	36,55
M4	7,66	7,66	8,80	6,97
S5	2,55	2,55	2,07	1,71
S6	5,77	5,77	10,53	3,48
La valeur guide Française retenue pour le plomb est égale à 22 mg/kg de p.s.				

Tableau 59 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en plomb relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le plomb					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Sédiment	3	5480	1827	0,02	0,995 N.S

L'AV1 montre, qu'il n'existe aucune différence significative entre les saisons pour l'ensemble des stations, quant aux teneurs en plomb relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse (tab59).

2-8.Le cadmium :

Les teneurs en cadmium relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja présentent des fluctuations similaires dans l'ensemble des stations. A partir de la station M1, où les teneurs en cadmium enregistrées sont les plus faibles, une augmentation progressive est enregistrée en M2 et M3, ou un pic est atteint ; ce dernier est suivi d'une baisse en M4. Les valeurs maximales sont relevées dans la station M3 en période printanière et estivale ; nous notons, toutefois, que c'est à partir de la station M2 que les teneurs en cadmium dépassent la norme admise (fig.75). En ce qui concerne l'oued Seybouse, les teneurs en cadmium ne dépassent pas la valeur admise ; nous notons, toutefois, que dans la station S6 les teneurs font le double de celles relevées en S5 et c'est en hiver que les teneurs en cadmium sont les plus élevées (fig.76).

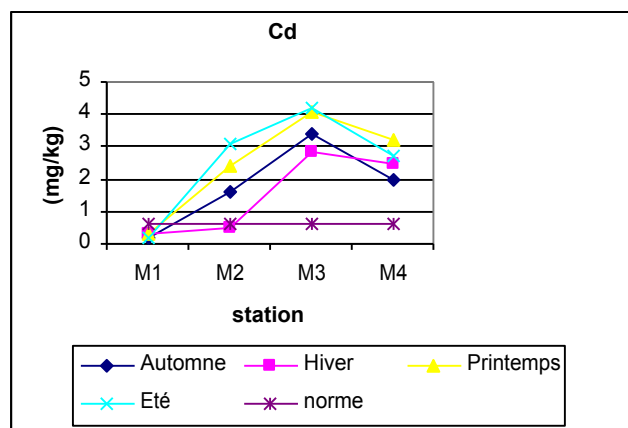


Figure 75: Teneurs (mg.kg⁻¹) en cadmium relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja.

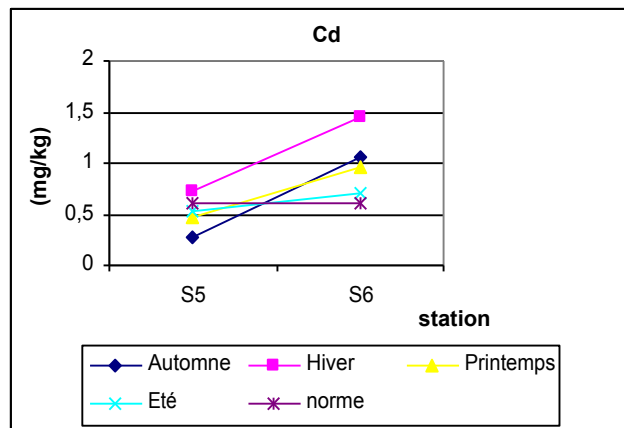


Figure 76: Teneurs (mg.kg⁻¹) en cadmium relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse

✚ Niveaux de contamination par le cadmium

L'évaluation des indices de contamination pour le cadmium dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse fait apparaître l'existence de variations allant de 0,32 à 6,80 ; Ce sont les stations M1, S5 et S6 qui semblent être indemnes de contamination par le cadmium du fait que les valeurs notées à leur niveau sont inférieures à 3. La station M2 est de classe 2 au printemps et en été ; Quant aux stations M3 et M4 elles sont de classe 2 tout le long de l'année et représentent ainsi une zone contaminée par le cadmium (tab.60).

Tableau 60: Indice de contamination, par le cadmium, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse.

Ic des Stations	Saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Eté
M1	0,32	0,52	0,52	0,35
M2	2,63	0,87	4,00	3,17
M3	5,68	4,68	6,80	5,83
M4	3,25	4,08	5,35	3,67
S5	0,45	1,22	0,80	0,97
S6	1,75	3,42	1,62	2,00

La valeur guide Française retenue pour le cadmium est égale à 0,6 mg/kg de p.s.

Tableau 61 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en cadmium relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le cadmium					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Sédiment	3	1,28	0,43	0,23	0,877 N.S

L'AVI montre, en ce qui concerne les teneurs en cadmium relevées dans les sédiments superficiels des deux oueds Meboudja et Seybouse, qu'il n'existe aucune différence significative entre les saisons pour l'ensemble des stations (tab.61).

2-9. Le mercure :

Les teneurs en mercure relevées dans les sédiments superficiels de l'oued Meboudja enregistrent un écart de 0,34 mg/kg de p.s. entre la plus petite et la plus grande valeur ; il est, par ailleurs, noté une légère augmentation des teneurs dans les stations M3 et M4 (fig.77). Dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse, les teneurs en mercure restent assez proches d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre (fig.78).

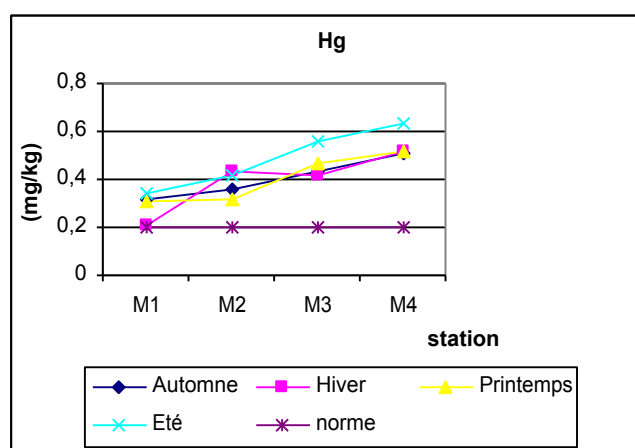


Figure 77: Teneurs (mg.kg⁻¹) en mercure relevées dans sédiment superficiel de l'oued Meboudja.

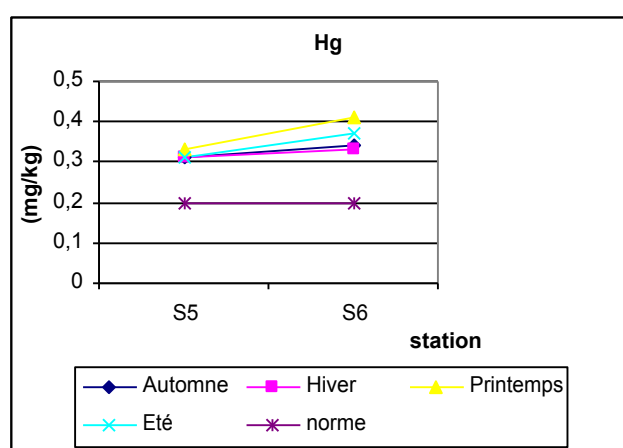


Figure 78: Teneurs (mg.kg⁻¹) en mercure relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse

🚧 Niveaux de contamination par le mercure

Les valeurs de l'indice de contamination par le mercure montrent que, mis à part la station M4 où la valeur de l'indice dépasse 3 en période estivale, les sédiments superficiels des autres stations peuvent être considérés comme non contaminés par cet élément (tab.62).

Tableau 62: Indice de contamination, par le mercure, des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse

Ic des Stations	Saisons			
	Automne	Hiver	Printemps	Été
M1	1,6	1,05	1,55	1,7
M2	1,8	2,15	1,6	2,1
M3	2,15	2,1	2,35	2,8
M4	2,55	2,6	2,6	3,15
S5	1,05	1,59	1,65	1,55
S6	1,7	1,65	2,05	1,85

La valeur guide Française retenue pour le mercure est égale à 0,2 mg/kg de p.s.

Tableau 63 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison entre les saisons des teneurs en mercure relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse dans l'ensemble des stations.

Valeurs du test de l'av1 appliquée pour le mercure					
Analyse	ddl	SCE	CM	Fobs	P
Sédiment	3	0,0167	0,0056	0,53	0,668 N.S

L'AV1 montre, qu'en ce qui concerne les teneurs en mercure relevées dans les sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse, il n'existe aucune différence significative entre les saisons pour l'ensemble des stations (tab.63)

3. Discussion :

Fer :

Les eaux des oueds Meboudja et Seybouse présentent des teneurs en fer qui fluctuent en fonction des saisons et des stations. Dans l'oued Meboudja, c'est en été que les teneurs en **fer** augmentent d'un facteur 2 en M2 et M3 et d'un facteur 5 en M4 ; Les teneurs en fer des eaux de l'oued Seybouse restent néanmoins plus faibles que celles relevées dans les eaux de l'oued Meboudja. A l'exception de la période printanière où les teneurs en fer sont proches de la valeur guide admise par la communauté européenne (fixées à 0,2 ppm), nous pouvons affirmer que les eaux des 2 oueds sont fortement contaminées par le fer durant le reste de l'année.

Louhi et al. (1998) signalent de fortes teneurs en fer, dans les eaux de Meboudja situées à proximité du complexe sidérurgique; ces teneurs élevées auraient pour origine les poussières de minerai de fer qui au contact de l'eau et dans certaines conditions oxydo réductrices donneraient du fer ferreux soluble ; avec la distance parcourue, les conditions oxydo réductrices baissent provoquant à nouveau la précipitation de Fe²⁺ sous forme d'hydroxydes.

Dans le sédiment superficiel des 2 oueds le fer est présent à des teneurs variables en fonction du plan d'eau, du site d'échantillonnage et de la saison ; nous notons, en effet, que les teneurs les plus basses sont notées dans les sites situés en amont de la zone industrielle c'est-à-dire dans la station 1 qui représente la portion antérieure de l'Oued Meboudja avant qu'il ne longe l'usine sidérurgique ; c'est par ailleurs dans les zones les plus proches de l'usine sidérurgique que les teneurs en fer les plus élevées sont enregistrées. Dans l'oued Seybouse, les teneurs sont moindres par rapport à celles relevées dans le Meboudja ; mais nous notons que c'est dans la station situé en aval (proche de l'embouchure avec la mer) que la teneur en fer des sédiments la plus élevée est enregistrée ; ceci s'expliquerait par l'importance des apports en ce métal de Meboudja qui se jette dans le Seybouse juste en amont du 2^{ème} site d'échantillonnage. Il est, par ailleurs, noté que dans l'Oued Seybouse, les plus grosses variations des teneurs en fer sont relevées au printemps et en été, mais en ce qui concerne les teneurs relevées en automne et en hiver elles sont relativement élevées mais ne présentent pas de grosses variations d'un site à l'autre.

L'évaluation de l'indice de contamination par le fer du sédiment superficiel des 2 oueds montre, en référence aux recommandations algériennes, que l'ensemble des stations retenues dans cette étude sont de classe 2 et donc polluées à l'exception de la station M2 qui est de classe 3, donc très polluée. L'application des valeurs guides admises en France dans le calcul de l'indice de contamination des sédiments par le fer montre, cependant, que les sédiments des 2 oueds sont plutôt de classe 3 et donc très pollués par ce métal. La présence de fer dans ces plans d'eau aurait une origine naturelle, par dissolution superficielle des roches, mais surtout anthropique du fait de l'importance des rejets industriels émis dans l'atmosphère par l'industrie sidérurgique (Arcelor Mittal), sous forme de fumées rousses d'oxyde de fer qui retombent à la surface de la terre avec les pluies.

Cuivre :

Les teneurs en **cuivre** des eaux de surface des 2 oueds atteignent leurs valeurs maximales en M2 et S6 ; mais elles sont nettement plus élevées dans l'oued Meboudja que dans l'oued Seybouse. L'analyse de la variance à un critère de classification montre l'existence de différence hautement significative entre les 4 saisons. Les teneurs en cuivre contenues dans les eaux restent, néanmoins, inférieures aux valeurs admises par la communauté européenne (fixée à 1 ppm).

Dans ce même cours d'eau Louhi et al., (1998) rapportent de fortes teneurs en cuivre qui dépassent largement les normes dans les différents points de prélèvement avec un pic dans la zone située à proximité du complexe sidérurgique ; cet auteur explique cela par les processus technologiques employées par la sidérurgie et par l'apport de l'oued Meboudja qui sert d'exutoire au

lac Fetzara. Dans les eaux des oueds Rhumel et Boumerzoug, Afri (2006) rapporte des teneurs en cuivre variant de 44 à 778 µg/l.

Dans les eaux, le cuivre provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68%), de la contamination par le sulfate de cuivre (13%) et des rejets d'eaux usées qui, même après traitement, contiennent encore du cuivre. En zone méditerranéenne, l'importance du ruissellement et de l'érosion est susceptible d'augmenter les transferts des produits phytosanitaires à base de cuivre vers les eaux superficielles. Dans le cas de notre zone d'étude, les principales sources naturelles d'exposition seraient les poussières de sol, les décompositions végétales et les feux de forêts. Mais les principales sources anthropiques seraient l'industrie des métaux et du bois, l'incinération d'ordures ménagères, la combustion de charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate).

Les teneurs en cuivre contenues dans le sédiment superficiel des 2 oueds montrent des variations en fonction du plan d'eau, du site d'échantillonnage et de la saison. Les teneurs les plus basses sont relevées dans le sédiment de l'oued Seybouse et la station M1 située en amont de la zone industrielle ; mais en revanche, les teneurs augmentent d'un facteur 2 dans la station M2 et d'un facteur 3 à 4 dans la station M3. Cette forte augmentation de la teneur en cuivre dans le sédiment prélevé dans ces 2 stations serait certainement en relation avec les effluents de la zone urbaine, agricole et surtout industrielle dont le Meboudja est le réceptacle. Le calcul des indices de contamination par le cuivre du sédiment superficiel des 2 oueds fait apparaître l'absence de contamination par ce métal.

Zinc :

Les teneurs en **zinc** relevées dans les eaux de surface des 2 oueds (Meboudja et Seybouse) ne dépassent pas 1 ppm et sont, de ce fait, inférieures aux valeurs admises (fixées à 5 ppm) par la CE; toutefois de légères augmentations sont relevées en M4 et en S6 où les teneurs en zinc atteignent leurs valeurs maximales en période estivale et automnale. Cette présence de zinc dans les stations situées en aval de la zone industrielle vient appuyer l'hypothèse de l'origine anthropique de la pollution par le zinc.

Dans le Meboudja, Louhi et al., (1998) rapportent que les teneurs en zinc de l'eau étaient inférieures à la marge fixée par les rejets industriels. Selon le pH du milieu, le zinc se met rapidement en solution sous forme de sulfures ou de chlorures ou bien se dépose, en milieu réducteur, sous forme de sulfure, d'oxydes ou de carbonates. Les teneurs en zinc relevées dans les eaux du Rhumel et de Boumerzoug varient, selon Afri (2006), entre 21 et 353 µg/l.

Le zinc contenu dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse présente des valeurs plus basses que celles relevées dans l'oued Meboudja. La distribution spatiale des teneurs en zinc dans chaque plan d'eau varie d'un site d'échantillonnage à l'autre ; des teneurs élevées sont relevées dans les stations M2 et M3 proches de la zone industrielle. Mais en ce qui concerne la distribution temporelle, les teneurs maximales en zinc sont relevées en période automnale et hivernale dans l'ensemble des sites échantillonnés. Les indices de contamination obtenus révèlent l'absence de contamination par le zinc de l'ensemble des plans d'eau.

Dans notre zone d'étude, le zinc proviendrait naturellement à partir du transport par le vent de particules du sol et des feux de forêts. Mais en ce qui concerne les apports anthropiques de zinc dans la zone d'étude, ils résulteraient des épandages agricoles (alimentation des animaux, lisiers), des activités urbaines (trafic routier, incinération des ordures) et de traitement de minerai, galvanisation du fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques et caoutchouc dont la zone industrielle est le siège.

Manganèse :

Les résultats de l'analyse des teneurs en **manganèse** des eaux de surface des 2 oueds montrent que les valeurs les plus basses sont relevées en M1 et S5 ; c'est, en revanche, en M2 que les teneurs maximales sont relevées. Cependant, à l'exception de la période printanière, les teneurs relevées dans la présente étude sont nettement plus élevées que celles admises par la CE (fixées à 0,05 ppm).

C'est à proximité du complexe sidérurgique que Louhi et al., (1998) rapportent les plus fortes teneurs en manganèse relevées dans les eaux du Meboudja ; les teneurs signalées dépassent largement les normes admises pour les rejets industriels et expliquent ainsi la couleur noire des eaux de Meboudja. Les teneurs signalées par Afri (2006) dans les eaux du Rhumel et Boumerzoug sont comprises entre 10 et 471 µg/l.

Dans le sédiment superficiel des 2 oueds, les teneurs en manganèse présentent des variations en fonction du plan d'eau, du site d'échantillonnage et de la saison. Les teneurs les plus basses sont notées dans l'oued Seybouse ; dans le sédiment de l'oued Seybouse, les valeurs les plus élevées correspondent à celles relevées dans la station M1 située en amont de la zone industrielle. C'est dans la station M2 que les teneurs en manganèse doublent ou triplent en fonction des saisons ; les teneurs maximales étant relevées en automne et au printemps.

L'indice de contamination par le manganèse ne dépasse pas 3 et nous permet de considérer les sédiments des 2 oueds comme non contaminés par ce métal.

Le manganèse est introduit naturellement par lessivage des sols et litières mais aussi par les conifères et autres espèces à feuilles caduques qui accumuleraient du manganèse. La principale source anthropique serait le décapage d'alliage métallique comportant le manganèse ; cette opération dissout les ions manganoux permettant ainsi leur présence dans les bains de décapage et de rinçage. D'autres introductions sont possibles à partir de batteries sèches, de glaces et céramiques, de peinture et vernis, d'encre et de colorants et d'allumettes et fusées pour les feux d'artifice. En ce qui concerne ce travail, la zone d'étude constitue le siège d'un grand nombre de ces pratiques et serait ainsi une source non négligeable de manganèse.

Nickel :

Les teneurs en **nickel** relevées dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse dépassent la norme admise (fixée à 0,05ppm) par la communauté européenne. C'est par ailleurs, en traversant la zone industrielle que les eaux du Meboudja se chargent le plus en nickel ; ce dernier proviendrait des équipements utilisés. Les résultats de l'analyse statistique des données montrent l'existence de différence significative entre les 4 saisons.

Des teneurs dépassant les normes admises sont rapportées par Louhi et al., (1998) dans les eaux de Meboudja situées au voisinage du complexe sidérurgique.

Le nickel est présent dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse à des teneurs ne dépassant pas 80 mg/kg de p.s.; Il est, par ailleurs, noté, pour un même plan d'eau, des différences de teneurs entre station d'échantillonnage et entre les saisons; elles sont élevées dans la partie du Meboudja qui traverse la zone industrielle (M2 et M3) ou des pics proches de 100 mg/kg p.s. sont enregistrés en été et en hiver. C'est, en revanche, au printemps que les valeurs les plus basses sont notées. Dans les 2 oueds l'indice de contamination est inférieur à 3 et permet de considérer le sédiment de ces plans d'eau indemne de contamination par le nickel.

Les apports naturels en nickel seraient liés à l'érosion du sol. Le nickel, en milieu urbain, se présente dans les eaux de ruissellement ; ces eaux subiraient des augmentations notables en nickel suite au salage des routes en période hivernale. Le nickel se trouve aussi dans les eaux résiduaires de fabriques d'acier, de peintures et des fonderies. Ce qui expliquerait, dans cette étude, les fortes teneurs observées dans les stations de l'oued situées en pleine zone industrielle.

Chrome :

L'analyse statistique des données montre l'existence de différence significative entre les 4 saisons illustrées par des teneurs en **chrome** en dessous des normes admises par la CE en période printanière ; c'est, en période automnale et dans l'ensemble des stations, que les teneurs en chrome dépassent la norme admise (fixée à 0,05 ppm). Ce sont les eaux superficielles des stations situées en aval de la zone industrielle qui sont les plus chargées en chrome.

La présence de chrome dans les eaux de Meboudja est rapportée par Louhi et al., (1998) ; ces derniers signalent des pics de plus de 2 mg/l en période sèche.

Les teneurs en chrome relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse sont les plus faibles et représentent la moitié de celles enregistrées dans l'oued Meboudja; c'est, par ailleurs, dans la station M3 que les teneurs en chrome sont les plus élevées. La distribution saisonnière du chrome varie d'un plan d'eau à l'autre ; un pic estival est noté dans l'oued Meboudja mais ce pic est, en revanche, automnale dans l'oued Seybouse. Les indices de contamination du sédiment des 2 oueds sont, en référence aux recommandations algériennes, de classe 1 et donc indemne de contamination par le chrome. Toutefois, le calcul de l'indice de contamination par l'application de valeurs guide de l'agence du Rhône (France), fait apparaître l'existence de pollution par le chrome du sédiment de la station M3 Meboudja en période automnale, hivernale et estivale.

Le chrome proviendrait d'un minerai (la chromite) assez répandu sur le globe (0,037% de la croûte terrestre) dans lequel le chrome est associé au magnésium sous forme de chromite de fer ou sous forme de chromite de magnésium. Plusieurs industries utilisent le chrome (couleurs et laques, films de photographie, galvanisation, bois, corrosion, cuir, pharmacie, textile, allumettes). La source de chrome dans la zone étudiée aurait pour origine probable la galvanisation, le bois, la corrosion de métaux dont la zone industrielle est le siège.

Plomb :

Les teneurs en **plomb** relevées dans les eaux des stations M3 et M4 de Meboudja sont nettement plus élevées que celles obtenues dans les stations M1 et M2. Nous notons, toutefois, que les teneurs en plomb relevées dans l'ensemble des stations dépassent la valeur guide retenue par la CE (fixée à 0,05 ppm). Dans l'oued Seybouse, à l'exception de la période printanière, les teneurs en plomb restent assez proches des valeurs guides retenues.

Dans les eaux de Meboudja, Louhi et al., (1998) trouvent des quantités en plomb bien inférieures aux normes des rejets industriels. Selon Afri (2006), les eaux du Rhumel et Boumerzoug abritent des teneurs variant de 1 à 21 µg/l.

Les teneurs en plomb relevées dans le sédiment superficiel de l'oued Seybouse représentent plus du 1/3 de celles enregistrées dans le Meboudja; C'est par ailleurs dans la station située en aval du point de jonction avec le Meboudja que les teneurs augmentent d'un facteur 2 à 5 respectivement en automne et au printemps. La distribution des teneurs saisonnières présente des similitudes illustrées par l'apparition d'un pic en période printanier dans le sédiment des 2 oueds. C'est par ailleurs dans la station M3 de l'oued Meboudja, que nous notons, durant toute l'année, les teneurs maximales. L'application de normes françaises pour l'évaluation des indices de contamination par le plomb des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse fait apparaître l'existence de sédiment de classe 1 (stations M1 et S5), de classe 2 (stations M4 et S6) et de classe 3 (stations M2 et M3 qui représentent ainsi des zones à risque).

Le plomb aurait une origine essentiellement anthropique car il est utilisé dans l'industrie, les peintures et les carburants automobiles. L'usage de plomb dans l'essence comme antidétonant est à l'origine de l'accroissement des apports anthropiques en plomb dont la voie atmosphérique représente la source principale de contamination.

Cadmium :

Dans les eaux de l'oued Meboudja les teneurs en **cadmium** relevées dépassent les normes requises par la communauté européenne (fixée à 0,005 mg /l), à l'exception de la période printanière où les teneurs restent inférieures à la valeur guide. L'analyse de la variance à un critère de classification montre l'existence de différence hautement significative entre les 4 saisons ; c'est par ailleurs en traversant la zone industrielle que les eaux du Meboudja se chargent le plus en cadmium. Dans les eaux du Rhumel et de Boumerzoug, Afri (2006) trouve des teneurs en cadmium inférieures à 0,5 µg/l.

Dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja les teneurs en cadmium relevées à partir de la station M2 dépassent la norme admise ; mais en ce qui concerne l'oued Seybouse, les teneurs en cadmium restent inférieures à la valeur guide admise. En référence aux valeurs guides françaises, l'évaluation des indices de contamination par le cadmium, révèle des sédiments de classe 2, au printemps et en hiver respectivement dans les stations M2 et S6 et tout le long de l'année dans les stations M3 et M4.

Le cadmium présent dans l'eau provient de l'érosion naturelle, du lessivage des sols (engrais phosphatés) ainsi que des décharges industrielles et du traitement des effluents industriels. Le cadmium rejeté dans l'atmosphère provient de sources naturelles et anthropiques. Le cadmium de la croûte terrestre peut être dispersé dans l'air par entraînement de particules provenant du sol ; mais les principales sources de rejet atmosphérique sont les activités industrielles (raffinages des métaux non ferreux), la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier.

Mercure :

Les teneurs en **mercure** des eaux superficielles montrent une hausse progressive de M2 à M4, ou des pics sont relevés durant les 4 saisons ; mais elles sont, en revanche, assez proches dans les 2 stations de l'oued Seybouse. Nous notons, toutefois, que les teneurs en mercure relevées dans les eaux de surface des 2 oueds dépassent la valeur guide admise par la CE, à l'exception des teneurs printanières.

C'est dans les stations M3 et M4 qu'une légère augmentation des teneurs en mercure est relevée dans le sédiment. Les valeurs de l'indice de contamination par le mercure montrent, en référence aux valeurs guides françaises, que, seul le sédiment de la station M4 et en période estivale, serait considéré comme pollué par ce métal.

Les sources principales de mercure dans l'environnement sont le dégazage naturel de l'écorce terrestre et les activités humaines. Le transfert du mercure s'effectue par volatilisation, déposition sèche et pluie, transport fluvial et sédimentation. Actuellement la principale source est la réémission de mercure anthropique déposé. En effet, la source anthropique majeure de métaux lourds dans les eaux continentales est l'activité minière, alors qu'une des activités dérivées, la métallurgie-sidérurgie, est la source anthropique principale d'introduction des métaux lourds dans l'atmosphère (Callender, 2003).

Conclusion

Les résultats des différentes investigations montrent l'impact du tissu industriel et urbain sur le niveau de contamination des sédiments superficiels et des eaux de surface par les métaux lourds au niveau des deux oueds Meboudja et Seybouse ; Les teneurs en métaux dosés dans les sédiments et les eaux évoluent différemment de l'amont vers l'aval.

L'analyse des éléments traces dosés dans les eaux de surface a fait apparaître que sur les neuf éléments recherchés sept (le fer, le manganèse, le nickel, le chrome, le plomb, le cadmium et le

mercure) présentent des teneurs supérieures aux normes admises ; ce qui caractérise les eaux polluées par ces éléments métalliques.

Ces teneurs élevées sont probablement liées aux rejets industriels (complexe sidérurgique) et à la nature des sols sans oublier les rejets urbains des agglomérations situées dans cette zone.

En ce qui concerne la distribution spatio-temporelle des teneurs en métaux lourds relevées dans les sédiments superficiels des deux oueds, la distribution des métaux ne suit pas une évolution saisonnière comme pour l'eau ; mais reste stable durant les quatre saisons. Par ailleurs les stations qui affichent une pollution sont celles situées en aval du complexe sidérurgique et à proximité de sources polluantes localisées dans la zone industrielle de Chaiba et Pont Bouchet (M2, M3 et M4).

Les valeurs de l'indice de contamination du sédiment du Meboudja montrent une pollution par le Fe, Cr, Pb et le Cd ; Le sédiment est de classe 3, donc à risque pour le fer et plomb ; mais il est de classe 2, donc seulement contaminé par le chrome et le cadmium.

I. Teneurs en métaux lourds dans l'eau et le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah:

1-1 Le fer :

Dans la lagune El-Mellah, les teneurs en fer relevées dans l'eau sont comprises entre 1,8 et 6,4 ppm ; c'est dans la station 1 que les teneurs en fer sont les plus élevées, représentant généralement le double de celles observées dans la station 2. Nous notons, par ailleurs, que les teneurs en fer varient d'une saison à l'autre ; les teneurs relevées, sont basses en hiver puis remontent légèrement au printemps pour atteindre le maximum en été et entamer une baisse en automne (fig.79).

Tableau 64: Teneurs en fer relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah

Saisons	Hiver		Printemps		Été		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	3,106	6045	6,313	6100	6,47	6500	5,446	6250
Station 2	1,826	1370	2,163	1500	3,33	1900	2,633	1725
Moyenne (Ecart-type)	2,466 ± 0,905	3707,5 ±3305,7	4,238 ±2,934	3800 ±3255,69	4,901 ±2,21	4200 ±3252,6	4,04 ±1,989	3987,5 ±3199,6

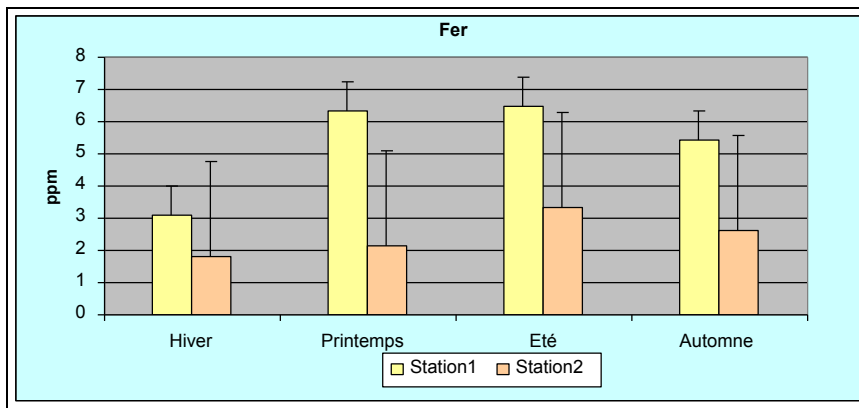


Figure 79: Distribution spatiotemporelle des concentrations en fer relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.

Dans le sédiment superficiel les teneurs en fer sont comprises entre 1370 et 6500 mg/kg; Les teneurs en fer de la station 2 font 3 fois celles relevées dans la station 1. Nous notons, par ailleurs, que les teneurs en fer ne montrent pas de grosses différences d'une station à l'autre (fig.80).

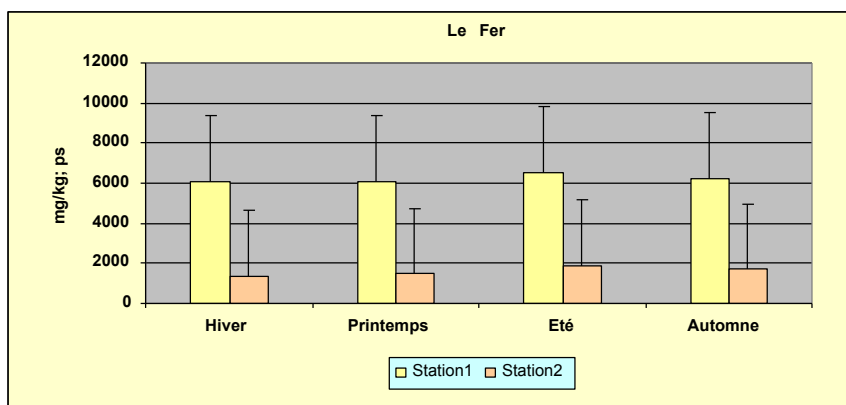


Figure 80: Distribution spatiotemporelle des teneurs en fer relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah

Tableau 65: Résultats de l'AVI appliquée dans la comparaison, des teneurs en fer, entre les saisons

Fer Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	47.92	17.65	0.72	13.51
Probabilité	0.000***	0.001***	0.45 NS	0.002**

L'AVI fait apparaître que les teneurs en fer, contenues dans les eaux de la lagune, diffèrent de manière très hautement significative d'une saison à l'autre et d'une station à l'autre (tab.65). En ce qui concerne les teneurs en fer relevées dans le sédiment superficiel de la lagune, l'AVI montre l'absence de différence significative entre les saisons dans la station 1 et l'existence de différences hautement significatives d'une saison à l'autre dans la station 2 (tab.65).

🚧 Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le fer :

En référence à la valeur guide relative aux teneurs en fer admises dans les eaux (0.2 ppm), nous pouvons considérer que les eaux de la lagune El Mellah sont polluées par ce métal du fait que l'ensemble des valeurs obtenues dépassent la valeur guide retenue.

Tableau 66: Valeurs de l'indice de contamination, par le fer, du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

Teneurs en mg/Kg p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Été	Automne
Station 1	6045	6100	6500	6250
Ic de la station 1	3.02	3.05	3.25	3.12
Station 2	1370	1500	1900	1725
Ic de la station 2	0.68	0.75	0.95	0.85
La valeur guide retenue pour le fer est égale à 2000 mg/kg p.s				

L'évaluation de l'Ic par le fer du sédiment de la lagune montre des valeurs supérieures à 3, uniquement dans la station 1 ; ceci suggérerait que cette station est contaminée par le fer et serait de classe 2 (tab.66).

1-2 Le cuivre :

L'eau de la lagune montre des teneurs en cuivre comprises entre 0,05 et 0,09 ppm; les teneurs en cuivre sont assez proches dans les 2 stations en hiver et au printemps puis montrent de légères variations en été et en automne surtout dans la station 1 (fig.81).

Tableau 67: Teneurs en cuivre relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah.

Saisons	Hiver		Printemps		Été		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,076	6,35	0,076	6	0,096	8	0,054	7,34
Station 2	0,07	6,1	0,07	4,9	0,08	8	0,076	6
Moyenne (Ecart-type)	0,073 ±0,004	6,225 ±0,176	0,073 ±0,004	5,45 ±0,777	0,088 ± 0,011	8 ± 0	0,065 ±0,016	6,67 ±0,95

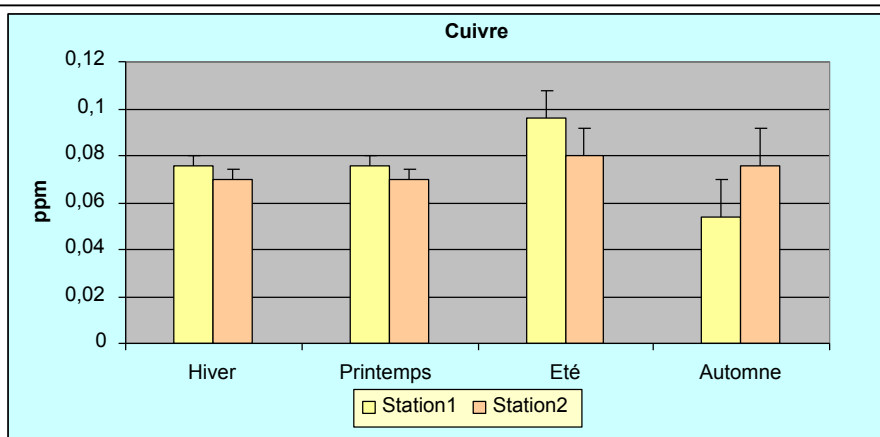


Figure 81: Distribution spatiotemporelle des concentrations en cuivre relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.

Dans le sédiment superficiel de la lagune, les teneurs en cuivre sont généralement plus élevées dans la station 1 (fig.82). C'est en été que les teneurs en cuivre atteignent, dans les 2 stations, les valeurs maximales (8 mg/kg de p.s.).

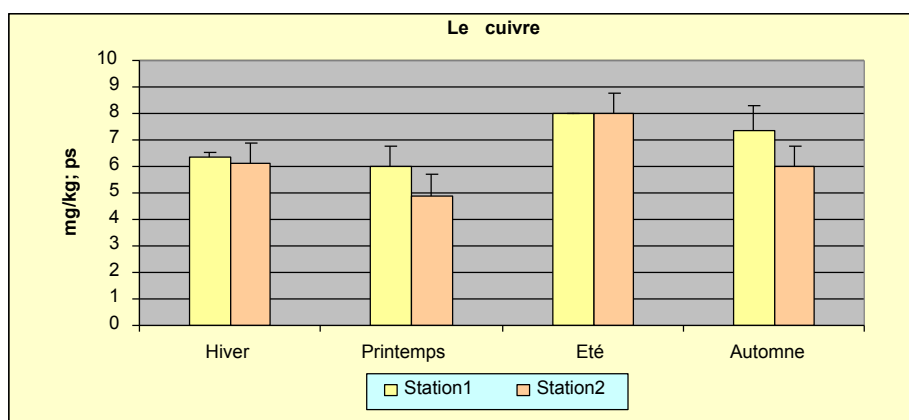


Figure 82 : Distribution spatiotemporelle des teneurs en cuivre relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

L'analyse de la variance à un critère de classification (AV1) montre, en ce qui concerne les teneurs en cuivre relevées dans les eaux, l'absence de différences significatives entre les saisons au niveau des deux stations;

Mais, en revanche, l'AV1 montre que les teneurs en cuivre notées dans le sédiment superficiel de la lagune diffèrent de manière hautement significative et très hautement significative respectivement dans la station 1 et dans la station 2 (tab.68).

Tableau 68 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en cuivre, entre les saisons

Cuivre Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	1.44	0.90	9.95	25.25
Probabilité	0.302 NS	0.48 NS	0.004**	0.000***

🚧 Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le cuivre :

En se référant à la valeur guide, relative à la teneur en cuivre admise dans les eaux (1ppm), nous pouvons dire que les eaux de la lagune ne sont pas contaminées par ce métal.

Tableau 69 : Valeurs de l'indice de contamination par le cuivre du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah

Teneurs en mg/Kg p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	6.35	6	8	7.34
Ic de la station 1	0.24	0.23	0.30	0.28
Station 2	6.1	4.9	8	6
Ic de la station 2	0.23	0.18	0.30	0.23
La valeur guide retenue pour le cuivre est égale à 26 mg/kg p.s				

Toutes les valeurs des indices, de contamination par le cuivre, obtenues sont inférieures à la valeur 3 ; ceci nous permet de considérer le sédiment de la lagune El Mellah de classe 1 non contaminé par le cuivre (tab.69).

1-3 Le zinc :

Les teneurs en zinc relevées dans l'eau varient de 0,06 à 1,6 ppm; les teneurs minimales sont relevées en hiver; durant les autres saisons les teneurs en cuivre ne montrent pas de grosses différences d'une saison à l'autre. C'est, par ailleurs, dans la station 2 que les teneurs les plus élevées sont notées (fig.83).

Tableau 70: Teneurs en zinc relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah.

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,063	35,2	1,34	79	1,4	92,2	1,376	73,7
Station 2	0,13	42,85	1,476	69,5	1,62	91,8	1,44	75,45
Moyenne (Ecart-type)	0,096 ±0,047	39,02 ±5.40	1,408 ±0,096	74,25 ±6,71	1,51 ±0,155	74,25 ±0.28	1,408 ±0,044	74,57 ±1,23

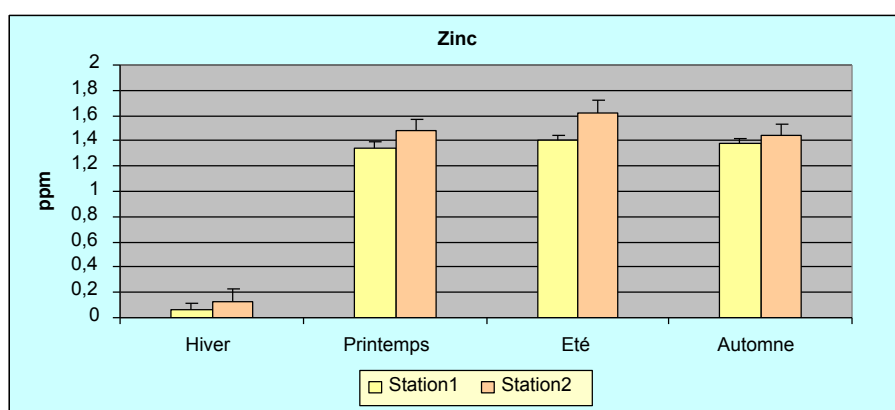


Figure 83: Distribution spatiotemporelle des concentrations en zinc relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah

Les teneurs en zinc contenues dans le sédiment superficiel sont comprises entre 35,2 et 92,2 mg/kg de p.s; les teneurs minimales étant relevées en hiver, dans les 2 stations. Les teneurs en zinc relevées en été représentent plus du double de celles notées en hiver ; ces concentrations, sont par ailleurs, intermédiaires, au printemps et en automne (fig.84).

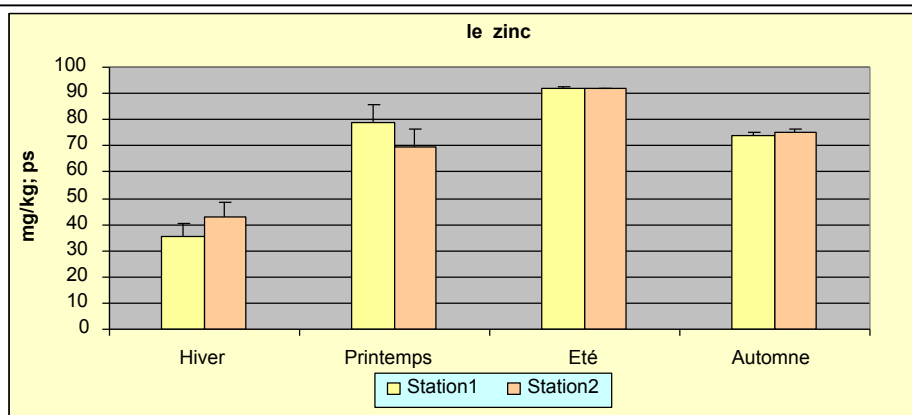


Figure 84 : Distribution spatiotemporelle des teneurs en zinc relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

Les résultats du test d'AV1 font apparaitre que les teneurs en zinc dans l'eau diffèrent de manière très hautement significatives entre les saisons ; mais en revanche ces différences sont hautement significatives, en ce qui concerne, les teneurs en zinc contenues dans le sédiment des deux stations de la lagune (tab 71).

Tableau 71: Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en zinc, entre les saisons

Zinc Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	47.92	16.03	10.74	8.78
Probabilité	0.000***	0.001***	0.004**	0.007**

🚧 Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le zinc :

Les eaux de la lagune ne sont pas contaminées par le zinc du fait que les teneurs relevées dans les eaux ne dépassent pas la valeur guide admise fixée à 5ppm.

Tableau 72: Valeurs de l'indice de contamination par le zinc du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah

Teneurs en Mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	35.2	79	92.2	73.7
Ic de la station 1	0.40	0.89	1.04	0.83
Station 2	42.85	69.5	91.8	75.45
Ic de la station 2	0.48	0.78	1.04	0.85
La valeur guide retenue pour le zinc est égale à 88 mg/kg p.s				

Toutes les valeurs de l'indice de contamination par le zinc restent inférieures à la valeur 3 et nous permettent ainsi de considérer le sédiment de la lagune de classe 1 et donc non contaminé (tab.72).

1-4 Le manganèse :

L'eau de la lagune contient des teneurs en manganèse variant de 0,06 à 0,8 ppm; c'est dans la station 2 que les teneurs les plus élevées sont relevées ; nous notons toutefois que les valeurs maximales sont rencontrées en hiver et en été respectivement dans les stations 2 et 1 (fig.85).

Tableau 73: Teneurs en manganèse relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
Milieux	Eau	sédiment	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,653	32,15	0,11	20	0,2	28	0,156	22,5
Station 2	0,226	34,6	0,063	8,6	1,16	100	0,836	90,6
Moyenne (Ecart-type)	0,44 ± 0,301	33,37 ± 1,73	0,086 ± 0,032	14,3 ± 8,06	0,68 ± 0,678	64 ± 50,91	0,496 ± 0,480	56,55 ± 48,15

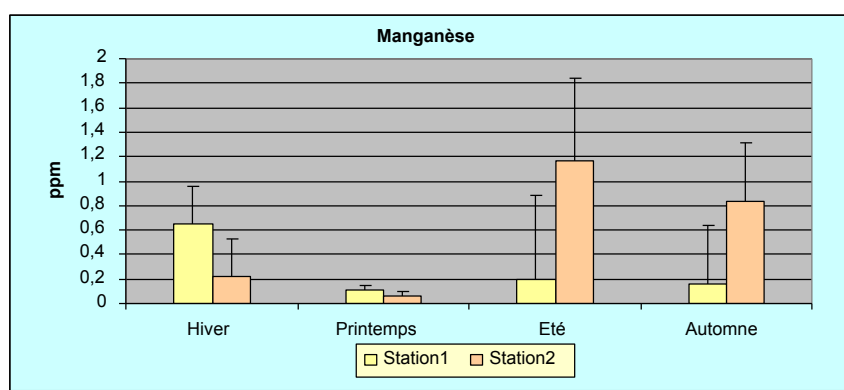


Figure 85: Distribution spatiotemporelle des concentrations en manganèse relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.

Dans le sédiment, le manganèse est présent à des teneurs comprises entre 8,6 et 100 mg/kg de p.s; c'est toutefois dans la station 1 que les teneurs en manganèse sont les plus basses ; elles varient de 20 à 32 mg/kg de p.s. contre seulement 30 à 100 mg/kg de p.s. dans la station 2.

Dans la station 1, les teneurs en manganèse ne présentent pas de grandes différences d'une saison à l'autre ; la valeur maximale étant relevée en hiver. Mais, en revanche, dans la station 2, les teneurs relevées en été et en automne atteignent les valeurs maximales (90 et 100 mg/kg de p.s.) correspondant à plus de 12 fois la valeur relevée au printemps (fig.86).

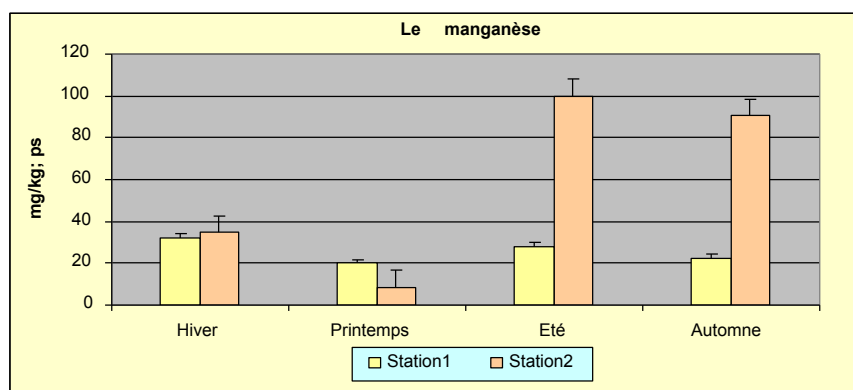


Figure 86: Distribution spatiotemporelle des teneurs en manganèse relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

L'application du test AV1 montre qu'il existe des différences très hautement significatives entre les saisons et au niveau des deux stations en ce qui concerne les teneurs en manganèse contenues dans l'eau. Quant aux teneurs en manganèse relevées dans le sédiment, l'analyse statistique (AV1) montre l'existence de différences très hautement significatives entre les saisons dans la station 2 et l'absence de différences significatives entre les saisons dans la station 1 (tab.74).

Tableau 74: Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en manganèse, entre les saisons

manganèse Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	149.91	2315.94	2.29	156.43
Probabilité	0.000***	0.000***	0.15 NS	0.000***

✚ Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le manganèse :

Les résultats obtenus révèlent que l'eau de la lagune El Mellah est contaminée par le manganèse du fait que toutes les concentrations relevées dépassent la valeur guide fixée à 0.05 ppm.

Tableau 75: Valeurs de l'indice de contamination, par le manganèse, du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah

Teneurs en Mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Été	Automne
Station 1	27.15	20	28	22.5
Ic de la station 1	0.075	0.050	0.079	0.050
Station 2	34.6	8.6	100	90.6
Ic de la station 2	0.080	0.020	0.250	0.220
La valeur guide retenue pour le manganèse est égale à 400 mg/kg p.s				

L'évaluation des indices de contamination du sédiment par le manganèse nous permet de considérer le sédiment de la lagune de classe 1, ne montrant pas de contamination par cet élément, du fait que toutes les valeurs obtenues sont bien inférieures à 3 (tab.75).

1-5 Le nickel :

Les teneurs en nickel contenues dans l'eau sont comprises entre 0,5 et 0,72 ppm; des pics de plus de 0,7 ppm sont enregistrés dans la station 1 eu printemps et en été et dans la station 2 seulement en été (tab.76).

Tableau 76: Teneurs en nickel relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah

Saisons	Hiver		Printemps		Été		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,556	519,6	0,723	200	0,706	224	0,536	214,2
Station 2	0,503	287,5	0,55	178	0,71	200	0,523	181,1
Moyenne	0,53	403,55	0,636	189	0,708	212	0,53	197,65
Ecart-type	± 0,037	±164,11	± 0,122	± 15,55	± 0,002	± 16,97	± 0,009	± 23,40

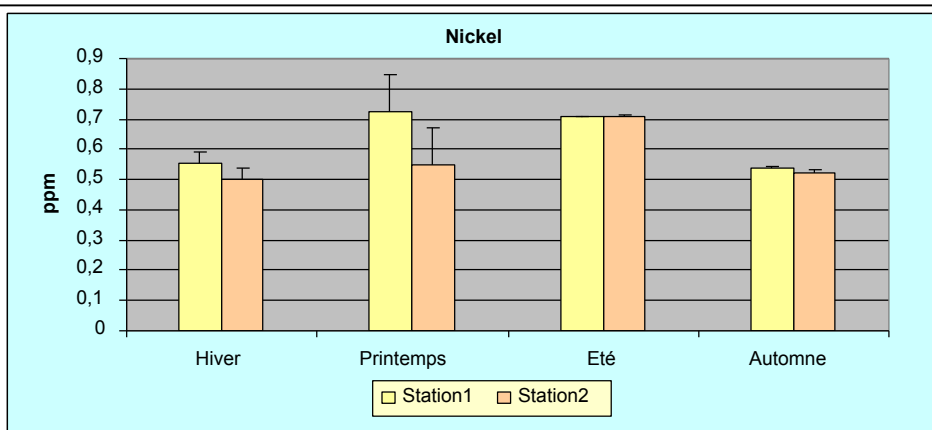


Figure 87: Distribution spatiotemporelle des concentrations en nickel relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.

Dans le sédiment superficiel de la lagune, les teneurs en nickel fluctuent de 178 à 287 mg/kg de p.s. dans la station 2 et de 200 à 519 mg/kg de p.s. dans la station 1. En ce qui concerne les variations saisonnières, les teneurs en nickel restent assez proches dans les 2 stations à l'exception de l'hiver où les maximales sont atteintes (fig.88).

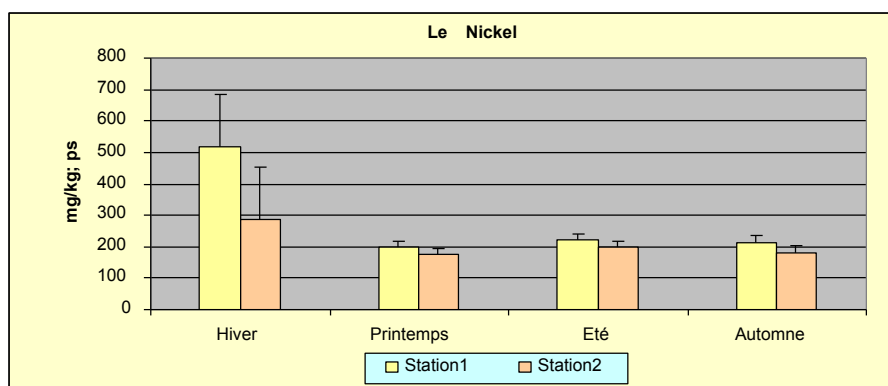


Figure 88: Distribution spatiotemporelle des teneurs en nickel relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

Le test d'AV1 montre que les teneurs en nickel relevées dans les 2 compartiments (eau et sédiment) ne présentent pas de différences significatives entre les saisons dans les 2 stations (tab.77).

Tableau 77: Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en nickel, entre les saisons.

nickel Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	2.87	2.35	1.73	1.34
Probabilité	0.10 NS	0.14 NS	0.23 NS	0.32 NS

Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le nickel :

Les eaux superficielles de la lagune El Mellah, présentent une contamination par le nickel, du fait que la valeur guide (0.05 ppm) est largement dépassée (la valeur maximale faisant 14 fois la valeur guide admise).

Tableau 78: Valeurs de l'indice de contamination, par le nickel, du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah

Teneurs en Mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	519.6	200	224	214.2
Ic de la station 1	11.54	4.44	4.97	4.78
Station 2	287.5	178	200	181.1
Ic de la station 2	6.38	3.95	4.44	4.02
La valeur guide retenue pour le nickel est égale à 45 mg/kg p.s				

Les valeurs des indices de contamination du sédiment de la lagune par le nickel dépassent la valeur 3 dans les 2 stations et nous permettent ainsi de considérer le sédiment contaminé par cet élément ; il est donc, durant toute l'année, de classe 2 dans l'ensemble des stations, mais, en période hivernale, il est, en revanche, de classe 3 donc à risque dans la station 1 (tab.78).

1-6 Le chrome :

Le chrome est présent dans l'eau de la lagune à des teneurs comprises entre 0,2 et 1,11 ppm; c'est dans la station 1 que les teneurs sont les plus basses (0,2 à 0,77 ppm). En ce qui concerne la distribution saisonnière de cet élément, elle est similaire dans les 2 stations ; nous notons, en effet, une augmentation progressive des valeurs de l'hiver à l'été ou un pic est atteint (fig.89).

Tableau 79: Teneurs en chrome relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah.

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,206	205	0,26	203	0,77	300	0,753	251,5
Station 2	0,35	470	0,61	610	1,11	700	1,023	630,5
Moyenne	0,278	337,5	0,436	406,5	0,94	500	0,888	441
Ecart-type	±0,101	187,38	±0,249	±287,79	±0,240	±282,84	±0,190	±267,99

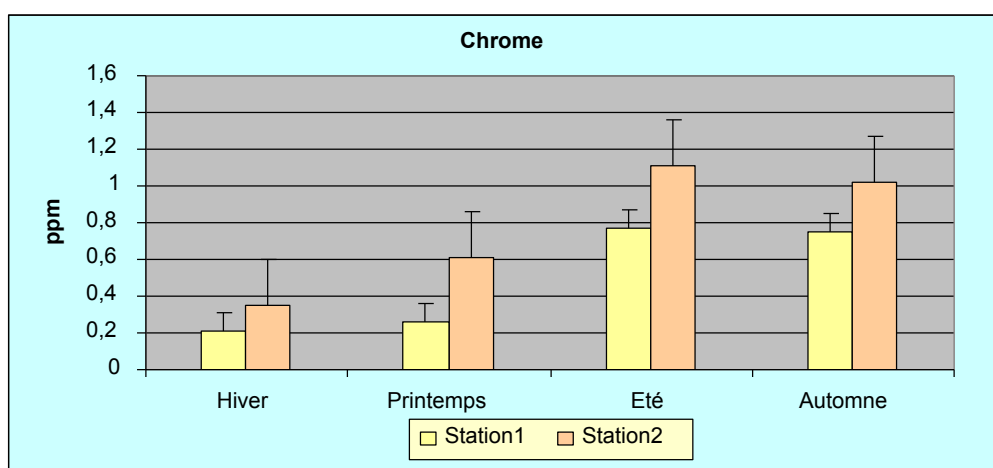


Figure 89: Distribution spatiotemporelle des concentrations en chrome relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.

Le sédiment de la lagune montre des teneurs en chrome comprises entre 205 et 700 mg/kg de p.s.; c'est toutefois, la station 2 qui abrite les teneurs les plus élevées (variant entre

470 et 700 mg/kg de p.s. représentant 2 à 3 fois les valeurs observées dans la station 1. Dans les 2 stations, la teneur en chrome dans le sédiment montre une évolution similaire illustrée par des teneurs basses, en hiver, suivie d'une hausse au printemps et l'atteinte d'un pic en été pour ensuite décroître légèrement en automne (fig.90).

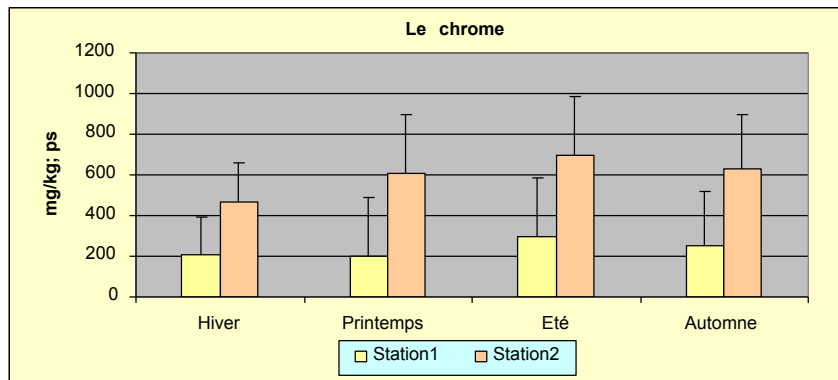


Figure 90: Distribution spatiotemporelle des teneurs en chrome relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

Les teneurs en chrome contenues dans les 2 compartiments (eau et sédiment) montrent, après analyse statistique (AV1) qu'elles diffèrent de manière très hautement significatives entre les saisons au niveau des deux stations (tab.80).

Tableau 80: Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en chrome, entre les saisons

chrome Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	90.06	154.32	45.07	20.23
Probabilité	0.000***	0.000***	0.000***	0.000***

🚩 Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le chrome :

Les teneurs en chrome des eaux de la lagune dépassent, dans les 2 stations et durant toute l'année, la valeur guide de référence (0,05ppm) et sont de ce fait considérées comme contaminées par ce métal.

Tableau 81: Valeurs de l'indice de contamination, par le chrome, du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	205	203	300	251.5
Ic de la station 1	4.55	4.51	6.66	5.58
Station 2	470	610	700	630.5
Ic de la station 2	10.44	13.55	15.55	14.01
La valeur guide retenue pour le chrome est égale à 45 mg/kg p.s				

Les valeurs de l'Ic par le chrome, du sédiment de la lagune, varient entre 4.51 et 6.68 au niveau de la station 1 et de 10.44 à 15.55 au niveau de la station 2. Ces valeurs nous permettent de considérer que le sédiment de la lagune est contaminé par le chrome et serait de classe 2 dans la station 1 et de classe 3 (à risque) dans la station 2 (tab.81).

1-7 Le plomb :

Les teneurs en plomb dosées dans l'eau varient de 0,1 ppm, dans la station 1 en hiver, à 0,8 ppm dans la station 2 en été. Les teneurs maximales sont notées en période estivale dans les 2 stations (fig.91).

Tableau 82: Teneurs en plomb relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
Milieux	Eau	Sédiment	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,106	5,8	0,58	7,4	0,7	10	0,603	7,55
Station 2	0,63	7	0,46	4	0,82	6,1	0,616	5,52
Moyenne	0.368	6,4	0.52	5,7	0.76	8.05	0.61	6.53
Ecart-type	± 0.37	± 0,84	± 0.084	± 2,40	± 0.084	± 2.75	± 0.009	±1.43

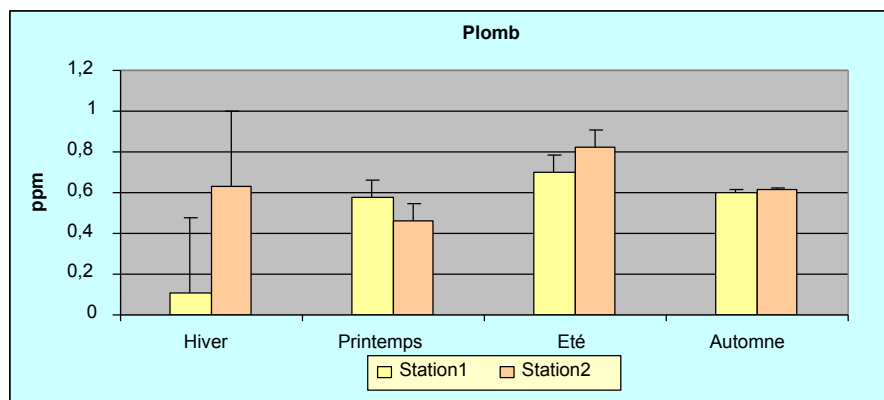


Figure 91: Distribution spatiotemporelle des concentrations en plomb relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.

Dans le sédiment superficiel de la lagune, les teneurs en plomb sont comprises entre 4 et 10 mg/kg de p.s.; les teneurs relevées dans la station 1 (comprises entre 5,8 et 10 mg/kg de p.s.) sont plus élevées que celles de la station 2 (variant de 4 à 7 mg/kg de p.s.). Le plomb ne présente pas la même évolution saisonnière dans les 2 stations ; nous relevons, en effet, que les teneurs en plomb, dans la station 1, augmentent progressivement de l'hiver au printemps ; mais dans la station 2, il est relevé un pic en hiver, une valeur basse au printemps et des valeurs intermédiaires durant les 2 autres saisons (fig.92).

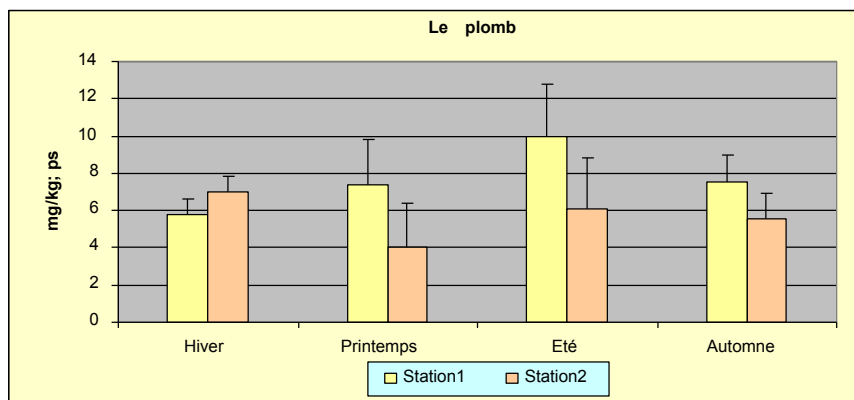


Figure 92: Distribution spatiotemporelle des teneurs en plomb relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

Le test d'AV1 montre, en ce qui concerne les teneurs en plomb contenues dans l'eau, qu'il existe des différences, entre les saisons, très hautement significatives et hautement significatives dans la station 1 et 2 respectivement (tab.83).

Les teneurs en plomb contenues dans le sédiment montrent, après application de l'AV1, une différence hautement significative entre les saisons seulement dans la station 1; la différence relevée dans la station 2 étant non significative (tab.69).

Tableau 83: Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en plomb, entre les saisons

Plomb Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	70.20	11.99	9.95	1.05
Probabilité	0.000***	0.002**	0.004**	0.42 NS

✚ Niveau de contamination, par le plomb, des eaux et des sédiments:

Les eaux de la lagune peuvent être considérées comme contaminées par le plomb du fait que les teneurs enregistrées dépassent la valeur guide fixée à 0,05ppm.

Tableau 84: Valeurs de l'indice de contamination, par le plomb du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Été	Automne
Station 1	5.8	7.4	10	7.55
Ic de la station 1	0.26	0.33	0.45	0.34
Station 2	7	4	6.1	5.52
Ic de la station 2	0.31	0.18	0.27	0.25
La valeur guide retenue pour le plomb est égale à 22 mg/kg p.s				

Les valeurs des indices de contamination, par le plomb, relevés au niveau du sédiment des 2 stations de la lagune et pour l'ensemble des saisons sont inférieures à 3 ; de ce fait nous pouvons considérer le sédiment de classe 1 donc non contaminé par ce métal (tab.84).

1-8 Le cadmium :

Les teneurs en cadmium relevées dans l'eau de la lagune sont plus élevées dans la station 1 (0,01 à 0,02 ppm) par rapport à celles de la station 2 (0,002 à 0,02 ppm). Les teneurs maximales de cet élément sont hivernales dans la station 1 et printanière dans la station 2 (fig.93).

Tableau 85 : Teneurs en cadmium relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah

Saisons	Hiver		Printemps		Été		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,029	0,19	0,017	0,34	0,015	0,44	0,012	0,36
Station 2	0,003	0,13	0,020	0,18	0,005	0,38	0,002	0,26
Moyenne	0.016	0.16	0.019	0.26	0.01	0.41	0.007	0.313
Ecart-type	±0.018	±0.041	±0.002	±0.113	±0.007	±0.042	±0.006	±0.074

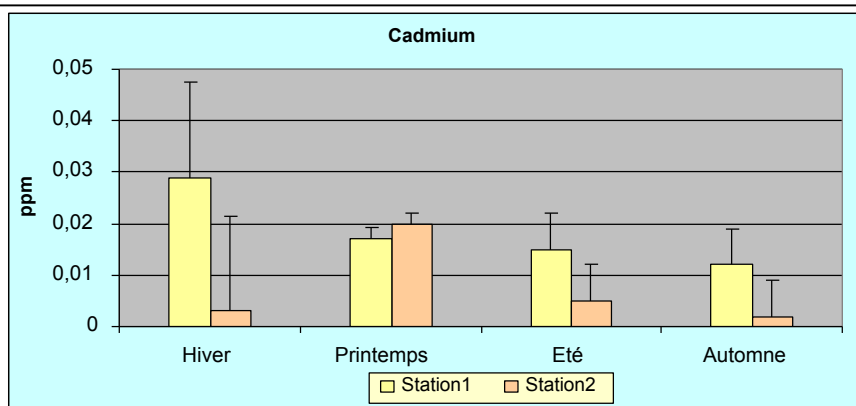


Figure 93: Distribution spatiotemporelle des concentrations en cadmium relevées dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.

Le sédiment superficiel de la lagune montre des teneurs en cadmium variant entre 0,13 et 0,44 mg/kg de p.s.; les teneurs relevées dans la station 1 sont plus élevées que celles de la station 2 (0,19 à 0,44 contre 0,13 à 0,38 mg/kg de p.s.). Les teneurs en cadmium montrent, dans les 2 stations, une évolution similaire illustrée par une augmentation progressive des concentrations de l'hiver à l'été et d'une légère baisse en automne (fig.94).

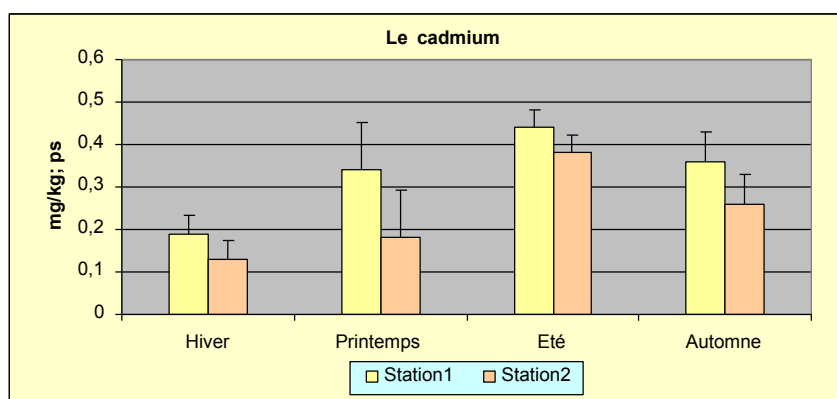


Figure 94: Distribution spatiotemporelle des teneurs en cadmium relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

L'application du test AV1 montre qu'il existe des différences très hautement significatives entre les teneurs saisonnières en cadmium contenues dans l'eau au niveau des deux stations. En ce qui concerne les teneurs en cadmium contenues dans le sédiment, l'analyse statistique (AV1) montre que les différences sont significatives dans la station 1, et très hautement significatives dans la station 2 (tab.86).

Tableau 86: Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en cadmium, entre les saisons

cadmium Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	50.12	143.62	5.45	23.41
Probabilité	0.000***	0.000***	0.02*	0.000***

🚧 Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le cadmium:

Les eaux de la lagune montrent, en référence à la valeur guide admise (0,005ppm), des contaminations par le cadmium surtout dans la station 1.

Tableau 87 : Valeurs de l'indice de contamination, par le cadmium du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	0.19	0.34	0.44	0.36
Ic de la station 1	0.31	0.56	0.73	0.6
Station 2	0.13	0.18	0.38	0.26
Ic de la station 2	0.21	0.30	0.63	0.43
La valeur guide retenue pour le cadmium est égale à 0.6 mg/kg p.s				

Les valeurs des indices de contamination, par le cadmium, du sédiment ne dépassent pas 3 ; ce qui indique que le sédiment de la lagune est de classe 1 et ne présente pas de contamination par le cadmium (tab.87).

1-9 Le mercure :

Dans les eaux de la de la lagune les teneurs en mercure sont comprises entre 0,096 et 0,175 ppm dans la station 2 et varient de 0,02 à 0,05 ppm dans la station 1 ; les teneurs en mercure montrent, par ailleurs, une évolution saisonnière similaire dans les 2 stations ; nous notons des valeurs minimales et maximales respectivement en hiver et en été et des valeurs intermédiaires au printemps et en automne (fig.95).

Tableau 88 : Teneurs en mercure relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de la lagune El-Mellah.

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,021	0,331	0,040	0,392	0,051	0,48	0,039	0,46
Station 2	0,096	0,069	0,135	0,082	0,175	0,11	0,129	0,11
Moyenne	0.058	0.2	0.088	0.23	0.113	0.29	0.084	0.28
Ecart-type	± 0.053	± 0.185	± 0,249	± 0.219	± 0,087	± 0.255	± 0.063	± 0.251

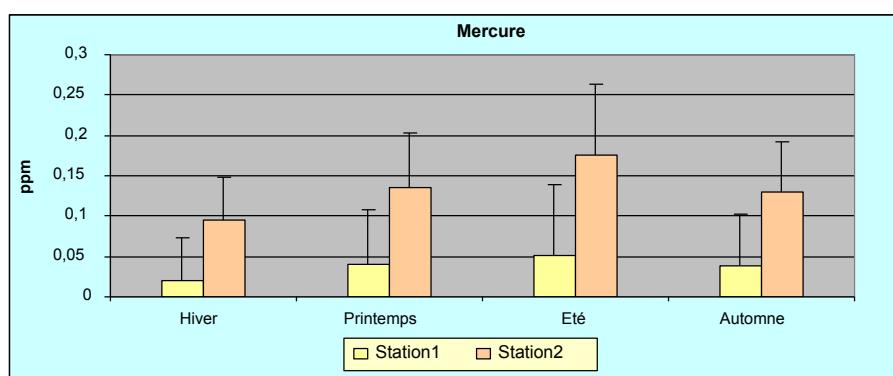


Figure 95: Distribution spatiotemporelle des concentrations en mercure dans l'eau de surface de la lagune El-Mellah.

Le mercure dans le sédiment superficiel de la lagune est présent à des teneurs comprises entre 0,069 et 0,48 mg/kg de p.s; dans la station 1, les teneurs en mercure font, en fonction des saisons, 4 à 30 fois celles relevées dans la station 2. Dans les 2 stations, les teneurs en mercure présentent la même évolution ; elles sont basses en hiver et au printemps et élevées en été et en automne (fig.96).

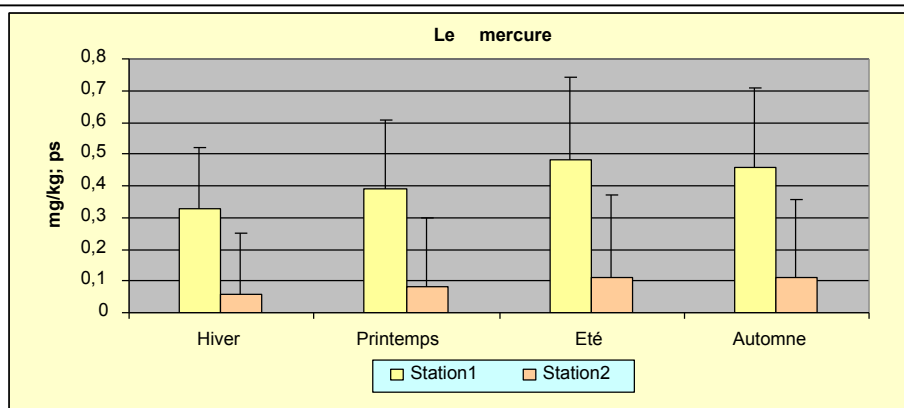


Figure 96: Distribution spatiotemporelle des teneurs en mercure relevées dans le sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

Le test AV1 montre qu'il existe des différences hautement significatives entre les teneurs saisonnières du mercure contenu dans l'eau au niveau des deux stations.

En ce qui concerne les teneurs en mercure contenues dans le sédiment, le test AV1 révèle l'existence de différences hautement significatives dans la station 1 mais ces différences sont non significatives dans la station 2 (tab.89).

Tableau 89: Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en mercure, entre les saisons

mercure Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	7.85	7.63	8.55	2.96
Probabilité	0.009**	0.01**	0.007**	0.09 NS

✚ Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le mercure:

En référence à la valeur guide relative aux teneurs en mercure admises dans les eaux (0.001 ppm), nous pouvons considérer que les eaux de la lagune sont contaminées par cet élément.

Tableau 90: Valeurs de l'indice de contamination, par le mercure du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	0.331	0.392	0.48	0.467
Ic de la station 1	1.65	1.96	2.4	2.33
Station 2	0.069	0.082	0.118	0.111
Ic de la station 2	0.34	0.41	0.59	0.55
La valeur guide retenue pour le mercure est égale à 0.2 mg/kg p.s				

Tous les indices de contamination, par le mercure, du sédiment sont inférieurs à la valeur 3 et permettent ainsi de considérer le sédiment de la lagune comme zone non contaminée et de classe 1 (tab.90).

2. Teneurs en métaux lourds dans l'eau et le sédiment superficiel du lac Tonga :

2-1 Le fer :

Le fer contenu dans l'eau du lac Tonga est à des teneurs comprises entre 2 et 5,6 ppm ; les valeurs relevées dans les 2 stations sont assez proches. Nous notons toutefois que les teneurs saisonnières en fer montrent une évolution similaire dans les 2 stations ; elles sont basses en hiver puis augmentent jusqu'à atteindre le double et plus de cette valeur au printemps. Mais c'est en période estivale et automnale que les teneurs atteignent les valeurs maximales respectivement dans la station 2 (5,25 ppm) et 1 (5,63 ppm) (fig.97).

Tableau 91: Teneurs en fer relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga.

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
Milieux	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	2,1	7950	5,173	13000	5,316	15200	5,636	14000
Station 2	2,8	9900	4,726	15000	5,25	17800	4,363	16300
Moyenne Ecart-type	2.45 ± 0.494	8925 ±1378.86	4.95 ±0.315	14000 ±1414.21	5.283 ±0.047	16500 ±3252.69	5 ±0.9	15150 ±1626.35

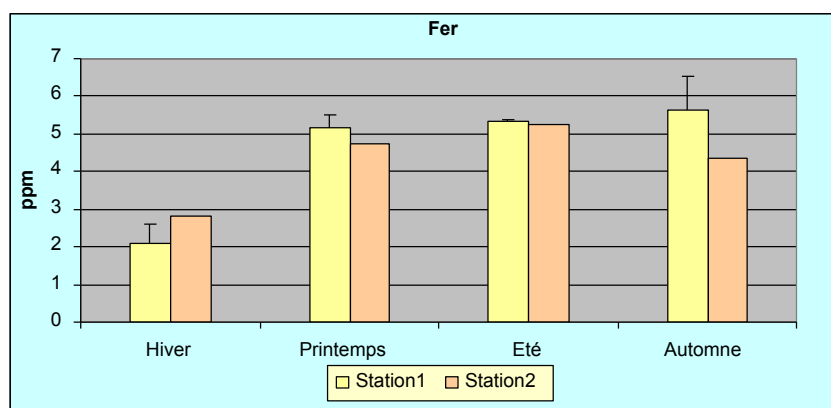


Figure 97: Distribution spatiotemporelle des concentrations en fer relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.

Les teneurs en fer relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga sont comprises entre 7950 et 17800 mg/kg de p.s.; Les teneurs en fer relevées dans la station 2 sont un peu plus élevées que celles de la station 1. Nous notons, toutefois, que les variations saisonnières suivent la même évolution dans les 2 stations ; elles sont basses en hiver (7950 et 9900 mg/kg de p.s. respectivement dans la station 1 et 2) puis remontent au printemps pour atteindre le maximum en été (15200 et 17800 mg/kg de p.s. respectivement dans la station 1 et 2) et ensuite se maintenir, en automne, à plus de 14000 mg/kg de p.s. dans les 2 stations (fig98).

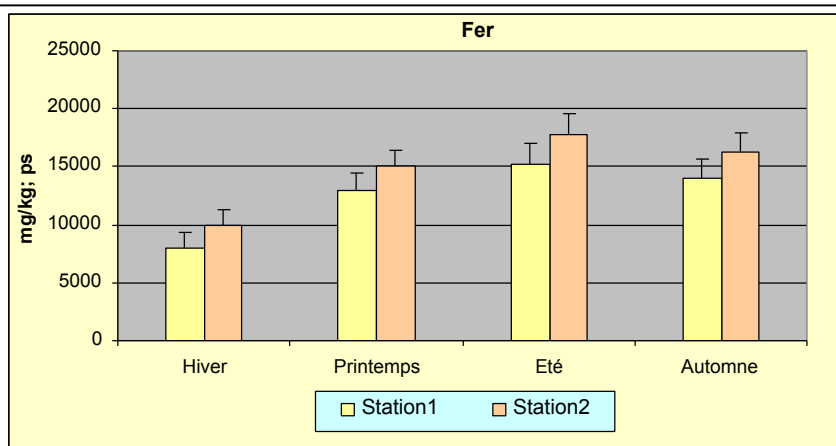


Figure 98: Distribution spatiotemporelle des teneurs en fer relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.

Tableau 92: Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison des teneurs en fer entre les saisons.

Fer Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	6.26	9.70	1.12	4.97
P : Probabilité	0.01**	0.005**	0.39 NS	0.03*

L'AV1 montre que les teneurs en contenues dans l'eau du Tonga diffèrent de manière hautement significative d'une saison à l'autre dans les 2 stations (tab.92).

Dans le sédiment superficiel du lac Tonga, l'AV1 révèle que les teneurs en fer ne montrent pas de différences significatives entre les saisons au niveau de la station 1; mais, en revanche, au niveau de la station 2 il est noté l'existence de différences significatives entre les saisons (tab.92).

🚧 Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le fer :

Les eaux du lac Tonga sont contaminées par le fer, du fait que, durant toute l'année, les concentrations de cet élément dépassent la valeur guide admise (0.2ppm), et cela dans les deux stations.

Tableau 93: Variations de l'indice de contamination, par le fer, du sédiment superficiel du lac Tonga.

Teneurs en mg/Kg p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	7950	13000	15200	14000
Ic de la station 1	3.97	6.5	7.6	7
Station 2	9900	15000	17800	16300
Ic de la station 2	4.95	7.5	8.9	8.15
La valeur guide retenue pour le fer est égale à 2000 mg/kg p.s				

Le calcul des indices de contamination, par le fer, du sédiment du lac Tonga montre que les valeurs sont comprises entre 3 et 10 ; ceci nous permet d'affirmer que le sédiment est de classe 2 et donc contaminé par le fer (tab.93).

2-2 Le cuivre :

Le cuivre est un élément présent dans l'eau de Tonga à des teneurs variant de 0,09 à 0,9 ppm dans la station 1 et de 0,06 à 0,1ppm dans la station 2. Les valeurs relevées en automne représentent 10 fois celles relevées en hiver (fig.99).

Tableau 94: Teneurs en cuivre relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga.

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,09	34,45	0,1	46	0,14	56	0,94	48
Station 2	0,016	19	0,07	18	0,063	34	0,123	23.5
Moyenne	0.053	26.725	0.085	32	0.101	45	0.531	35.75
Ecart-type	±0.051	±10.924	±0.021	±19.799	±0.054	±15.556	±0.577	±17.324

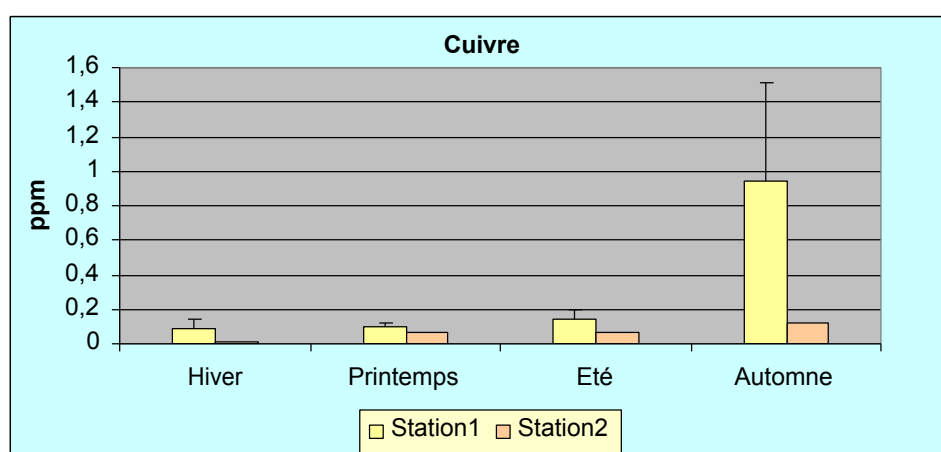


Figure 99: Distribution spatiotemporelle des concentrations en cuivre relevées dans l'eau de surface du lac Tonga

Les teneurs en cuivre varient de 34 à 56 mg/kg de p.s. dans la station 1 contre 18 à 34 mg/kg de p.s. dans la station 2. La station 1, affiche des teneurs en cuivre minimales en hiver, maximales en été et intermédiaires au printemps et en automne. Au niveau de la station 2, les teneurs en cuivre sont très proches en périodes hivernale et printanière et augmentent en été pour baisser légèrement en automne (fig.100).

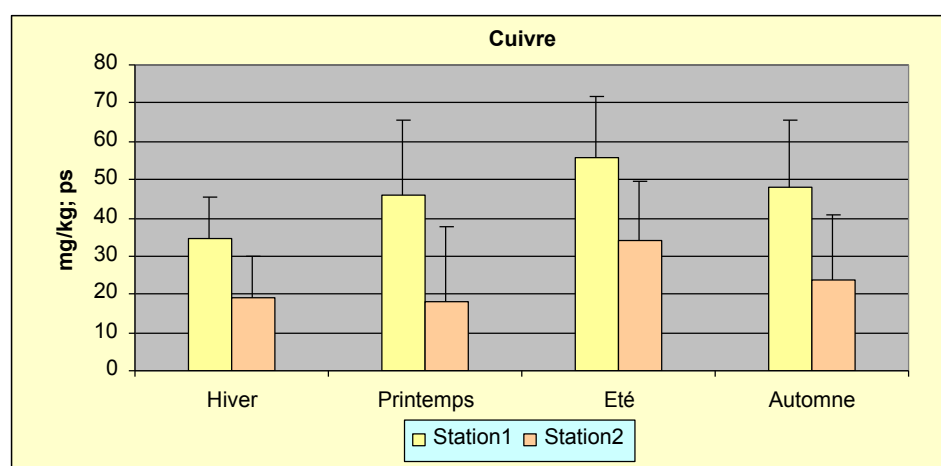


Figure 100: Distribution spatiotemporelle des teneurs en cuivre relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.

Tableau 95 : Résultats de l’AV1 appliquée dans la comparaison des teneurs en cuivre entre les saisons.

Cuivre Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	828.92	893.55	4.65	31.25
Probabilité	0.01**	0.000***	0.03**	0.000***

L’AV1 montre l’existence de différences hautement significatives et très hautement significatives entre les quatre saisons concernant les teneurs en cuivre contenues dans les eaux et le sédiment de la station 1 et 2 respectivement (tab.95).

🚧 Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le cuivre :

Toutes les concentrations de cuivre enregistrées dans les eaux de Tonga sont inférieures à la valeur guide admise fixée à 1ppm ; ceci nous permet d’affirmer que les eaux ne sont pas contaminées par le cuivre.

Tableau 96: Variations de l’indice de contamination, par le cuivre, du sédiment superficiel du lac Tonga.

Teneurs en mg/Kg p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	34.45	46.00	56.00	48.00
Ic de la station 1	1.32	1.76	2.15	1.84
Station 2	19.00	18.00	34.00	23.50
Ic de la station 2	0.73	0.69	1.30	0.90
La valeur guide retenue pour le cuivre est égale à 26 mg/kg p.s				

L’évaluation de l’Ic, par le cuivre, du sédiment du lac Tonga montre que tous les indices, tant au niveau de la station 1 que la station 2, sont inférieurs à la valeur 3 et permettent de considérer le lac Tonga comme zone non contaminée (de classe 1) par cet élément (tab.96).

2-3 Le zinc :

Les teneurs en zinc contenues dans l’eau du lac Tonga sont comprises entre 0,3 et 1,8 ppm ; c’est néanmoins dans la station 1 que les valeurs les plus élevées sont notées. En ce qui concerne l’évolution saisonnière des teneurs, elle est similaire dans les 2 stations ; les teneurs en zinc ne montrent pas de grosses différences d’une saison à l’autre, à l’exception de la période hivernale où les teneurs en zinc sont les plus basses (fig.101)

Tableau 97: Teneurs en zinc relevées dans l’eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) de du lac Tonga.

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,683	103,15	1,816	102	1,843	128,6	1,773	113,2
Station 2	0,343	86,9	1,01	98	1,08	106,8	1,05	98,95
Moyenne	0.513	95.9	1.413	100	1.461	117.7	1.411	106.07
Ecart-type	±0.240	±11.490	±0.570	±2.828	±0.539	±15.414	±0.511	±10.076

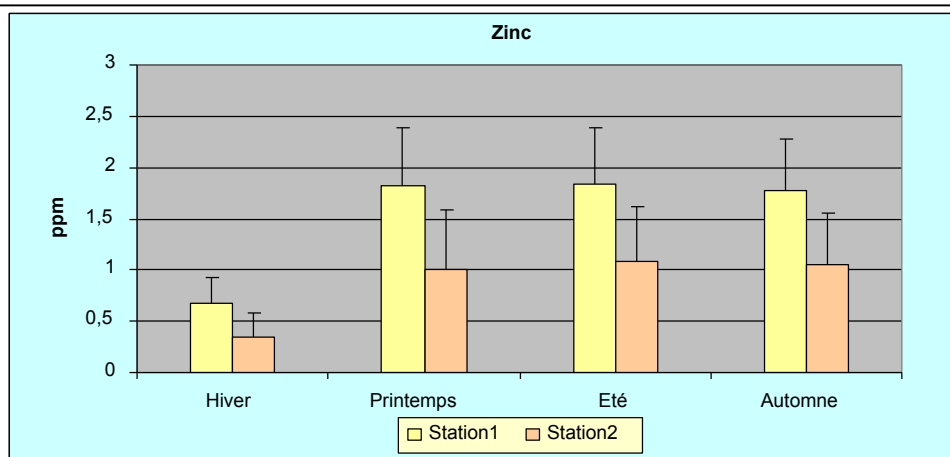


Figure 101: Distribution spatiotemporelle des concentrations en zinc relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.

Dans le lac Tonga, les teneurs en zinc, sont légèrement plus élevées dans la station 1 ; les teneurs varient de 103 à 128 mg/kg de p.s, dans la station 1, contre 86 et 106 mg/kg de p.s. dans la station 2. Dans la station 2, la teneur en zinc est minimale en hiver, maximale en été et intermédiaire au printemps et en automne (fig. 102).

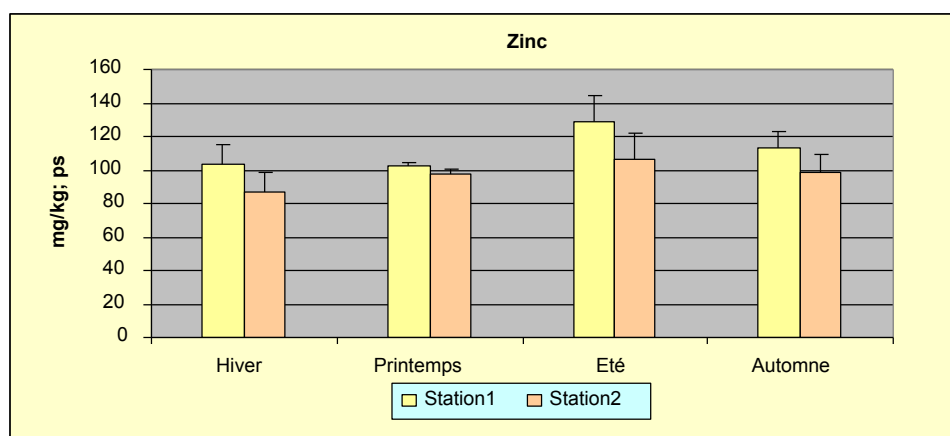


Figure 102: Distribution spatiotemporelle des teneurs en zinc relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.

L'AV1 montre que les teneurs en zinc contenues dans l'eau du Tonga diffèrent de manière très hautement significatives entre les quatre saisons au niveau des deux stations.

En ce qui concerne les teneurs en zinc contenues dans le sédiment superficiel du lac Tonga, l'AV1 révèle l'existence de différences très hautement significatives à significatives entre les quatre saisons respectivement au niveau de la station 1 et 2 (tab.98).

Tableau 98: Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison des teneurs en zinc entre les saisons.

Zinc Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	948.5	1042.26	16.63	5.81
Probabilité	0.000***	0.000***	0.001***	0.02*

L'eau du lac Tonga ne présente aucune contamination par le zinc, car toutes les valeurs enregistrées dans les 2 stations et pour l'ensemble des saisons sont inférieures à la valeur guide fixée à 5ppm.

Tableau 99: Variations de l'indice de contamination, par le zinc, du sédiment superficiel du lac Tonga.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	103.00	102.00	128.60	113.20
Ic de la station 1	1.17	1.15	1.46	1.28
Station 2	86.90	98.00	106.80	98.95
Ic de la station 2	0.99	1.11	1.21	1.12
La valeur guide retenue pour le zinc est égale à 88 mg/kg p.s				

Cet élément présente des indices de contamination qui se situent dans la fourchette de 1.15 à 1.46 pour la station 1 et de 0.99 à 1.21 pour la station 2 (tab.99). Du fait que les Ic, par le zinc, du sédiment du lac Tonga soient inférieures à la valeur 3, nous pouvons affirmer que ce dernier est de classe 1, donc non contaminé par ce métal.

2-4 Le manganèse :

Dans le lac Tonga, le manganèse montre des teneurs plus élevées dans l'eau de la station 2 (1,12 à 1,7 ppm) par rapport à la station 1 (0,05 à 0,15 ppm). Dans les 2 stations, les valeurs sont basses en hiver puis augmentent progressivement pour atteindre les pics en été et en automne dans la station 1 et 2 respectivement (fig.103).

Tableau 100 : Teneurs en manganèse relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga.

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,053	71,35	0,076	70	0,12	100	0,153	87,5
Station 2	1,126	432,5	1,353	480	1,71	680	1,65	541,5
Moyenne	0.59	251.925	0.715	275	0.915	350	0.901	314.5
Ecart-type	± 0.758	± 255.37	± 0.902	± 289.91	± 1.124	± 410.12	± 1.05	± 321.02

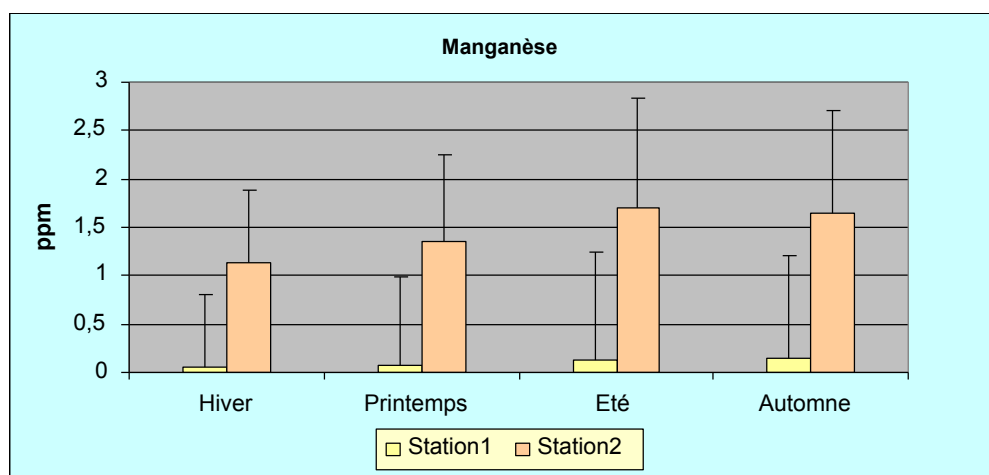


Figure 103: Distribution spatiotemporelle des concentrations en manganèse relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.

Dans le sédiment du lac Tonga les teneurs en manganèse sont variées de 70 à 100 et de 432 à 680 mg/kg de p.s. respectivement dans les stations 1 et 2. En période hivernale et printanière, les teneurs en manganèse sont basses puis augmentent pour atteindre le maximum en été et ensuite décroître légèrement en automne (fig.104).

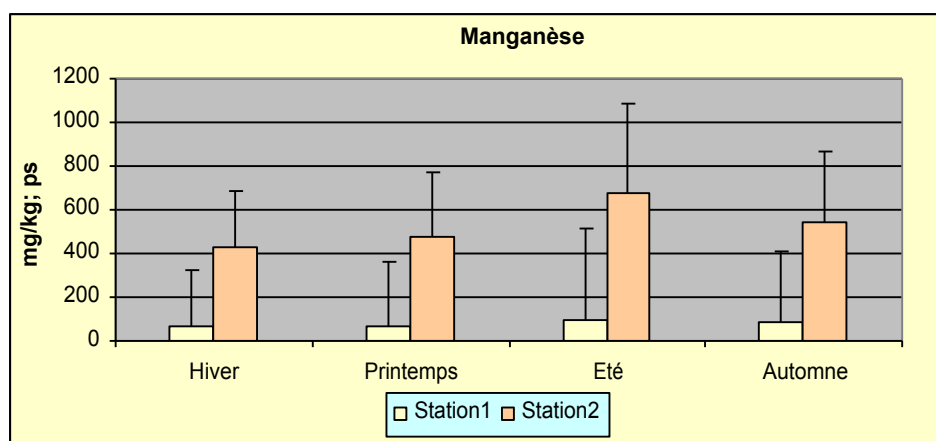


Figure 104: Distribution spatiotemporelle des teneurs en manganèse relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.

En ce qui concerne la distribution des teneurs en manganèse relevées dans les eaux des deux stations L'AV1 montre l'existence de différences significatives et très hautement significatives entre les quatre saisons respectivement dans la station 1 et 2.

L'application de l'AV1 dans la comparaison des teneurs en manganèse relevées dans le sédiment fait apparaître des différences très hautement significatives et hautement significatives entre les quatre saisons respectivement au niveau de la station 1 et 2 (tab.101).

Tableau 101 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison des teneurs en manganèse entre les saisons

Manganèse Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	5.30	15.5	25.21	8.53
Probabilité	0.02*	0.001***	0.000***	0.007**

✚ Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le manganèse:

Les eaux du lac Tonga présentent, durant toutes les saisons, des concentrations en manganèse supérieures à la valeur guide fixée à 0,05 ppm ; ceci vient affirmer que l'eau du Tonga est contaminée par ce métal.

Les indices de contamination, par le manganèse, du sédiment du Tonga se situent dans la fourchette de 0.17 à 0.25 pour la station 1 et de 1.08 à 1.50 pour la station 2 ; ces valeurs caractérisent un sédiment de classe 1, donc non contaminé par le manganèse (tab.102).

Tableau 102 : Variations de l'indice de contamination, par le manganèse, du sédiment superficiel du lac Tonga.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	71.35	70.00	100	87.50
Ic de la station 1	0.17	0.17	0.25	0.21
Station 2	432.50	480.00	600	541.50
Ic de la station 2	1.08	1.20	1.50	1.35
La valeur guide retenue pour le manganèse est égale à 400 mg/kg p.s				

2-5 Le nickel :

L'eau de Tonga contient des teneurs en nickel comprises entre 0,01 et 0,9 ppm ; c'est dans la station 2 que les teneurs sont les plus élevées. Les teneurs saisonnières en nickel, relevées dans la station 2, sont assez proches, à l'exception de la période hivernale où les teneurs relevées sont les plus basses (fig.105).

Tableau 103 : Teneurs en nickel relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,016	39,75	0,043	65	0,2	80	0,273	67.5
Station 2	0,22	65,35	0,793	75	0,816	98	0,9	78.15
Moyenne	0.118	52.22	0.418	70	0.508	89	0.586	72.82
Ecart-type	± 0.143	± 18.101	± 0.53	± 27.07	± 0.436	± 12.72	± 0.443	± 7.53

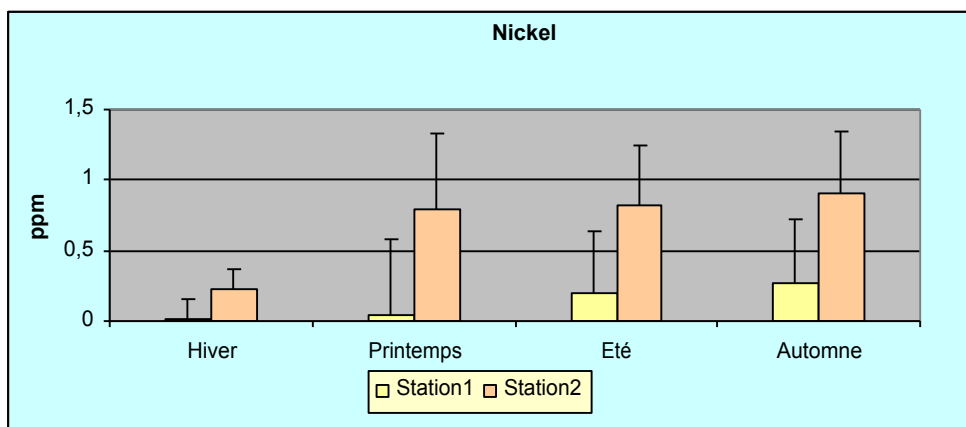


Figure 105: Distribution spatiotemporelle des concentrations en nickel relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.

Les teneurs en nickel contenues dans le sédiment du lac Tonga varient de 39 à 80 mg/kg de p.s. dans la station 1 et de 65 à 98 mg/kg de p.s. dans la station 2. L'évolution des teneurs saisonnières est similaire dans les 2 stations ; elle est illustrée par une augmentation progressive des teneurs de l'hiver à l'été puis une légère baisse en automne (fig.106).

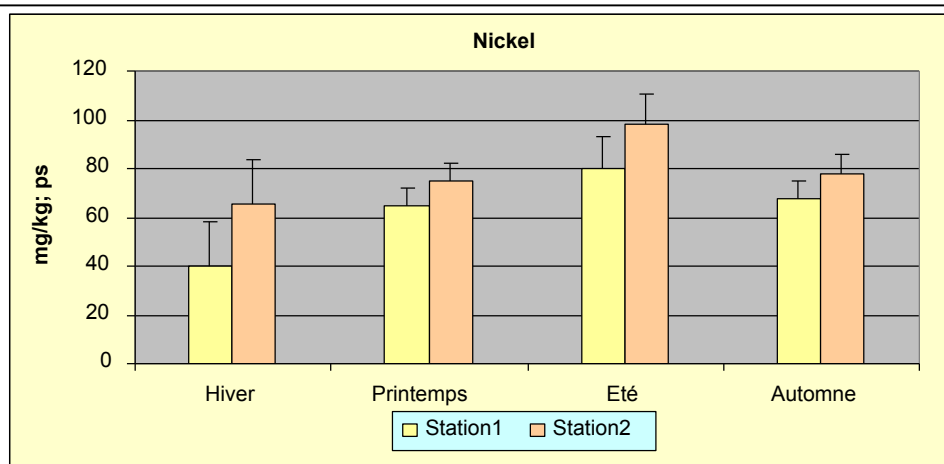


Figure 106: Distribution spatiotemporelle des teneurs en nickel relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.

L'AV1 montre, en ce qui concerne les teneurs en nickel contenues dans les eaux et le sédiment des 2 stations du lac Tonga, l'existence de différences très hautement significatives entre les quatre saisons (tab.104).

Tableau 104 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en nickel entre les saisons

Nickel Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	61.01	659.99	14.21	34.95
Probabilité	0.000***	0.000***	0.001***	0.000***

✚ Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le nickel:

En référence à la valeur guide fixée à 0,05ppm, les eaux du Tonga peuvent être considérées comme contaminées par le nickel.

Tableau 105 : Variations de l'indice de contamination, par le nickel, du sédiment superficiel du lac Tonga.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	39.75	65	80	67.50
Ic de la station 1	0.88	1.44	1.77	1.50
Station 2	65.35	75	98	78.15
Ic de la station 2	1.45	1.66	2.17	1.73
La valeur guide retenue pour le nickel est égale à 45 mg/kg p.s				

Les valeurs des indices de contamination, par le nickel, obtenues sont inférieures à 3 et nous permettent ainsi de considérer le sédiment du lac Tonga de classe 1, donc non contaminée par ce métal (Tab.105).

2-6 Le chrome :

Dans l'eau du Tonga, le chrome est présent à des teneurs variant de 0,03 à 0,2 ppm ; C'est en hiver que les teneurs les plus faibles sont relevées dans les 2 stations. Les teneurs en chrome montrent, dans la station 1, une baisse progressive du printemps à l'automne ; mais,

en revanche, dans la station 2, il est noté une augmentation progressive des teneurs du printemps à l'automne (fig.107).

Tableau 106 : Teneurs en chrome relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	Sédiment	Eau	Sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,03	33	0,143	59	0,12	72	0,06	61.5
Station 2	0,073	63,1	0,143	80	0,176	86	0,203	77.95
Moyenne	0.051	48.05	0.143	69.5	0.148	79	0.131	69.725
Ecart-type	± 0.030	± 21.283	± 0	± 14.849	± 0.04	± 9.899	± 0.101	± 11.631

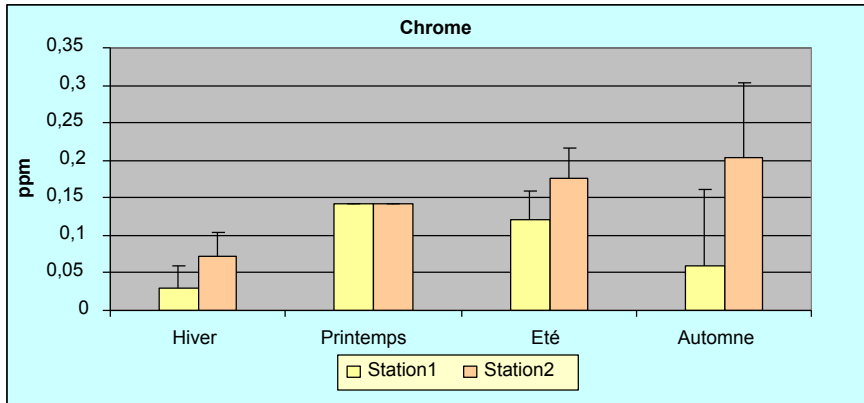


Figure 107: Distribution spatiotemporelle des concentrations en chrome relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.

Les teneurs en chrome relevées dans le sédiment superficiel du Tonga sont comprises entre 33 mg/kg de p.s. en hiver, dans la station 1, et 86 mg/kg de p.s. en été dans la station 2. C'est toutefois dans la station 2 que nous relevons les teneurs en chrome les plus élevées. L'évolution saisonnière des teneurs présente une similitude illustrée par des teneurs basses en hiver, suivies par une augmentation progressive jusqu'au pic de l'été et une légère baisse en automne (fig.108).

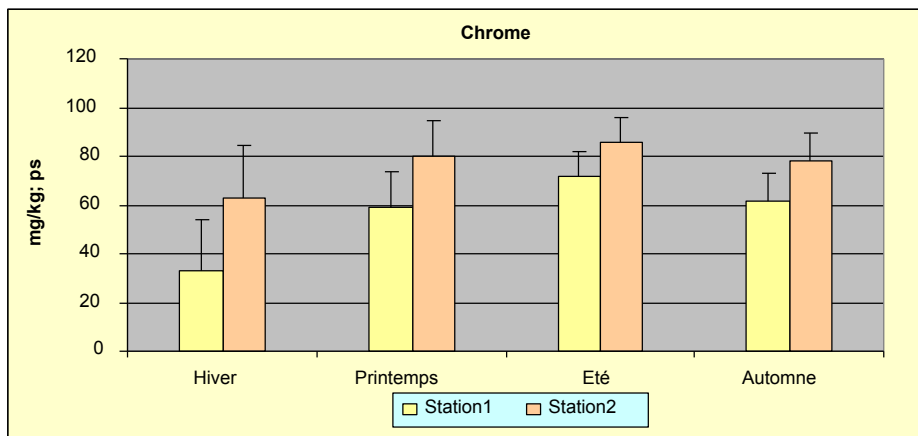


Figure 108: Distribution spatiotemporelle des teneurs en chrome relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.

L'AVI montre, dans les 2 stations, l'existence de différences significatives entre les quatre saisons, en ce qui concerne la distribution des teneurs en chrome relevées dans les eaux du Tonga.

Quant aux teneurs en chrome contenues dans le sédiment superficiel du lac Tonga, l'AVI montre l'existence de différences hautement significatives et significatives respectivement dans la station 1 et la station 2 (tab.107).

Tableau 107 : Résultats de l'AVI appliquée dans la comparaison des teneurs en chrome entre les saisons

Nickel Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	5.46	5.71	9.40	3.83
Probabilité	0.025*	0.02*	0.005**	0.05*

🚧 Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le chrome :

Les eaux de surface du lac Tonga présentent des concentrations en chrome supérieures à la valeur guide, fixée à 0,05ppm, suggérant ainsi que les eaux du Tonga sont contaminées par cet élément.

Tableau 108 : Variations de l'indice de contamination, par le chrome, du sédiment superficiel du lac Tonga.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	33	59	72	61.5
Ic de la station 1	0.73	1.31	1.60	1.36
Station 2	63.1	80	86	77.95
Ic de la station 2	1.40	1.77	1.91	1.73
La valeur guide retenue pour le chrome est égale à 45 mg/kg p.s				

Les indices de contamination, par le chrome, du sédiment du Tonga se situent dans la fourchette « 0.73 et 1.60 » au niveau de la station 1 et « 1.40 à 1.91 » au niveau de la station 2. Ces valeurs caractérisent un sédiment de classe 1, donc non contaminé par le chrome (tab.108).

2-7 Le plomb :

C'est dans la station 1 que l'eau de Tonga montre les teneurs les plus élevées en plomb (0,4 à 1,15 ppm) ; dans cette station, les teneurs en plomb augmentent progressivement de l'hiver à l'été pour baisser légèrement en automne ; en revanche, dans la station 2, à l'exception de l'hiver où les teneurs sont basses, les teneurs relevées durant les autres saisons ne montrent pas de grosses différences (fig.109).

Tableau 109 : Teneurs en plomb relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	0,44	82,05	0,68	78	1,206	171	1,153	138,75
Station 2	0,086	17,35	0,466	20	0,446	27,2	0,453	22,5
Moyenne	0.263	49.7	0.573	49	0.826	99.1	0.803	80.625
Ecart-type	±0.249	±45.749	±0.15	±41.012	±0.537	±101.68	±0.494	±82.201

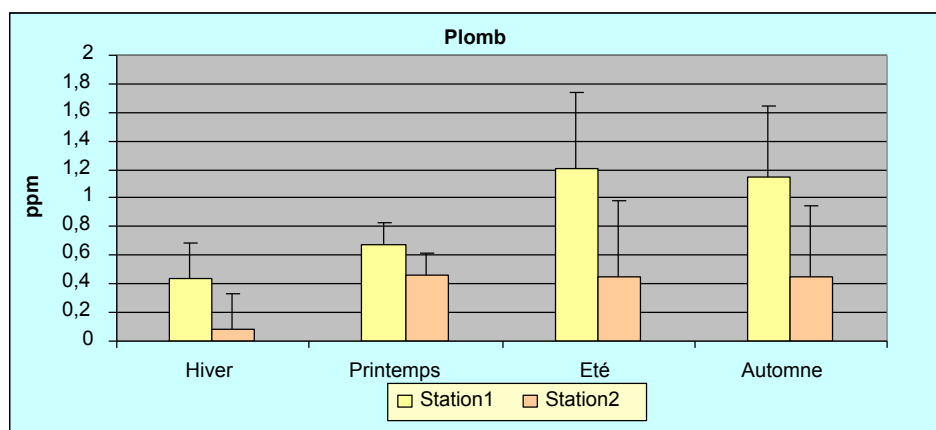


Figure 109: Distribution spatiotemporelle des concentrations en plomb relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.

Le plomb dosé dans le sédiment superficiel de Tonga présente des teneurs comprises entre 17 et 171 mg/kg de p.s; les teneurs les plus basses (17 à 27 mg/kg de p.s.) étant rencontrées dans la station 2. Quant à la station 1, les teneurs en plomb, sont basses en période hivernale et printanière puis doublent en été puis marquent une légère baisse en automne (fig.110).

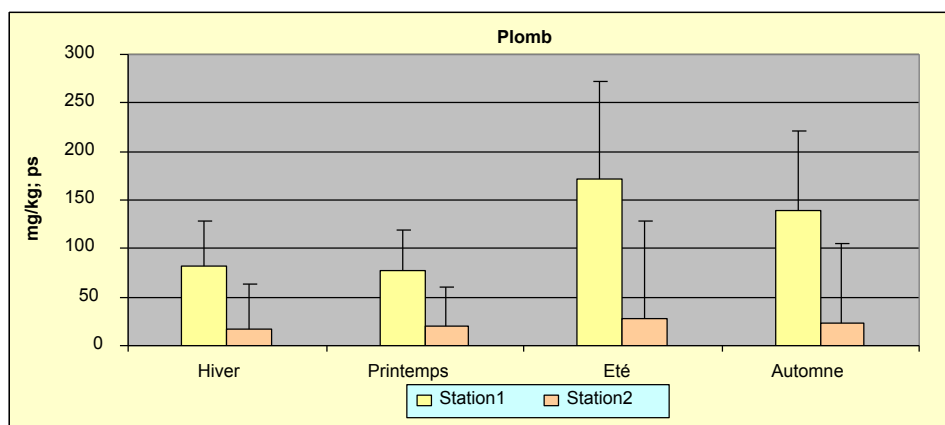


Figure 110: Distribution spatiotemporelle des teneurs en plomb relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.

L'AV1 montre que les teneurs en plomb contenues dans les eaux et les sédiments des 2 stations du lac Tonga diffèrent de manière très hautement significative entre les quatre saisons (tab.110).

Tableau 110 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison, des teneurs en plomb entre les saisons.

Plomb Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	171.57	236	16.26	29.16
Probabilité	0.000***	0.000***	0.001***	0.000***

Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le plomb :

Les eaux de surface de Tonga montrent des concentrations en plomb supérieures à la valeur guide (0,05 ppm) ; ces valeurs caractérisent des eaux contaminées par le plomb.

Tableau 111 : Variations de l'indice de contamination, par le plomb, du sédiment superficiel du lac Tonga.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Été	Automne
Station 1	82.05	78	171.00	138.75
Ic de la station 1	3.73	3.54	7.77	6.30
Station 2	17.35	20	27.20	22.50
Ic de la station 2	0.78	0.90	1.23	1.02
La valeur guide retenue pour le plomb est égale à 22 mg/kg p.s				

L'évaluation des indices de contamination par le plomb du sédiment du lac Tonga montre que la station 2 est une zone de classe 1 et indemne de contamination par cet élément ; mais en revanche, la station 1 représente une zone de classe 2, caractérisée par une contamination par le plomb (tab.111).

2-8 Le cadmium :

L'eau de Tonga contient des teneurs en cadmium comprises entre 0,008 et 0,02 ppm. Dans la station 1, les teneurs maximales et minimales sont respectivement relevées en hiver et en automne et les valeurs intermédiaires au printemps et en été. Dans la station 2, les teneurs saisonnières en cadmium sont assez proches, à l'exception de l'automne où la teneur atteint sa valeur la plus basse (fig.111).

Tableau 112: Teneurs en cadmium relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga.

Saisons	Hiver		Printemps		Été		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	<u>0,025</u>	<u>1,78</u>	<u>0,014</u>	<u>3,2</u>	<u>0,017</u>	<u>2,2</u>	<u>0,008</u>	<u>1,945</u>
Station 2	<u>0,02</u>	<u>0,19</u>	<u>0,02</u>	<u>0,32</u>	<u>0,021</u>	<u>0,2</u>	<u>0,016</u>	<u>0,196</u>
Moyenne	0.022	0.988	0.017	1.76	0.019	1.2	0.012	1.070
Ecart-type	±0.004	±1.119	±0.004	±2.036	±0.002	±1.414	±0.005	±1.236

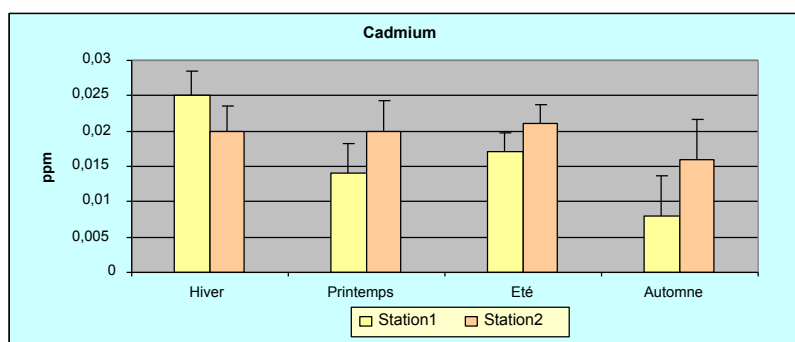


Figure 111: Distribution spatiotemporelle des concentrations en cadmium relevées dans l'eau de surface du lac Tonga.

Les teneurs en cadmium relevées dans le sédiment superficiel de la station 1 sont 10 fois plus élevées que celles de la station 2 (1,78 à 3,2 contre 0,19 à 0,32 mg/kg de p.s.). Dans

la station 1, les teneurs en cadmium montrent un pic au printemps puis une baisse progressive jusqu'à l'automne (fig.112).

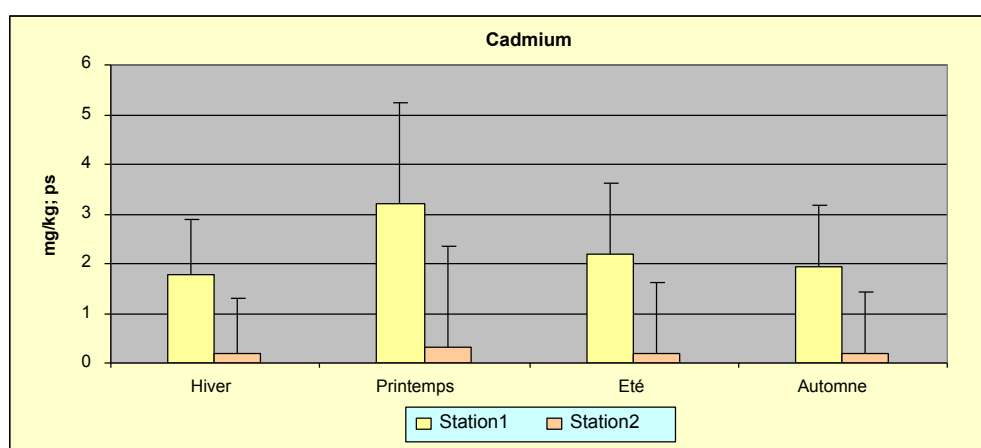


Figure 112: Distribution spatiotemporelle des teneurs en cadmium relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.

L'AV1 montre, en ce qui concerne les teneurs en cadmium contenues dans les eaux et le sédiment du lac Tonga, l'existence de différences hautement significatives entre les quatre saisons dans la station 1 et de différences non significatives dans la station 2 (tab.113).

Tableau 113 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison des teneurs en cadmium entre les saisons.

Cadmium Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	11.97	0.35	7.73	2.09
Probabilité	0.003**	0.78 NS	0.009**	0.18 NS

🚩 Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le cadmium :

Les eaux de Tonga présentent des concentrations en cadmium supérieures à la norme retenue (0.005ppm) et de ce fait, elles sont considérées comme polluées par cet élément trace métallique.

Tableau 114 : Variations de l'indice de contamination, par le cadmium, du sédiment superficiel du lac Tonga.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	1.88	3.20	2.20	1.94
Ic de la station 1	3.13	5.33	3.66	3.23
Station 2	0.19	0.32	0.20	0.19
Ic de la station 2	0.32	0.53	0.33	0.32
La valeur guide retenue pour le cadmium est égale à 0.6 mg/kg p.s				

Les indices de contamination par le cadmium du sédiment du Tonga varient de 0.32 à 0.53 au niveau de la station 2 et de 3.13 à 5.33 au niveau de la station 1. Ces résultats nous permettent d'affirmer que le sédiment de la station 2 est de classe 1 (non contaminé par le

cadmium), mais en revanche celui de la station 1 est de classe 2 (contaminé par cet élément trace) (tab.114).

2-9 Le mercure :

La présence de mercure dans les eaux de surface du Tonga est à l'état de traces (tab.115), ceci aussi bien dans la station 1 que 2.

Tableau 115 : Teneurs en mercure relevées dans l'eau (ppm) et le sédiment (mg/kg de p.s.) du lac Tonga

Saisons	Hiver		Printemps		Eté		Automne	
	Eau	Sédiment	Eau	sédiment	Eau	sédiment	Eau	Sédiment
Station 1	Traces	0,069	Traces	0,07	Traces	0,08	Traces	0,08
Station 2	Traces	0,011	Traces	0,08	Traces	0,03	Traces	0,02
Moyenne	/	0.040	/	0.075	/	0.058	/	0.054
Ecart-type	/	±0.041	/	±0.007	/	±0.035	/	±0.036

Dans le sédiment superficiel du lac Tonga, le mercure est rencontré à des teneurs comprises entre 0,01 et 0,08 mg/kg de p.s.; les teneurs les plus élevées étant relevées dans la station 1 ou de faibles variations sont notées d'une saison à l'autre (0,06 à 0,08 mg/kg de p.s.). Nous relevons, toutefois, un pic de 0,08 mg/kg de p.s. en été et en automne dans la station 1 et au printemps dans la station 2 (fig.113).

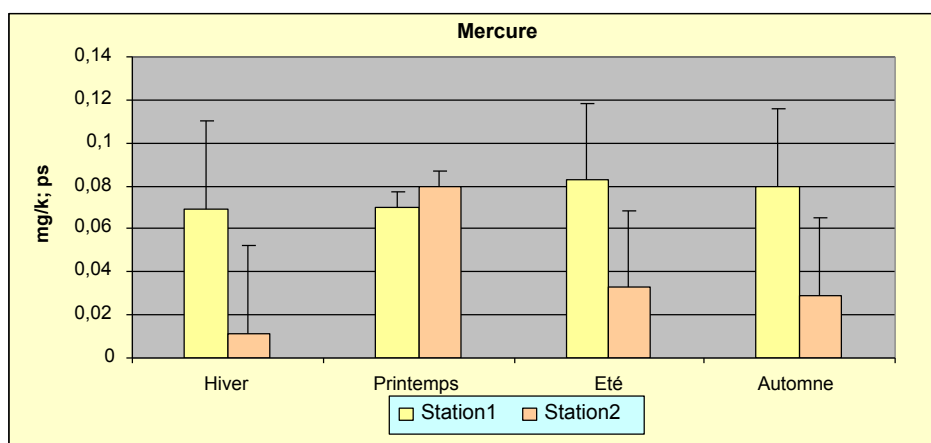


Figure 113: Distribution spatiotemporelle des teneurs en mercure relevées dans le sédiment superficiel du lac Tonga.

L'AV1 montre, en ce qui concerne les teneurs en mercure contenues dans le sédiment du lac Tonga, l'absence de différences significatives entre les quatre saisons au niveau des deux stations (tab.116).

Tableau 116 : Résultats de l'AV1 appliquée dans la comparaison des teneurs en mercure entre les saison

Mercure Valeurs du test	Eau		Sédiment	
	Station 1	Station 2	Station 1	Station 2
F obs	/	/	0.07	2.75
Probabilité	/	/	0.97NS	0.11NS

🚧 Niveau de contamination des eaux et des sédiments par le mercure :

Les eaux de Tonga sont indemnes de toute contamination par le mercure du fait que les teneurs relevées soient inférieures à la valeur guide fixée à 0,001 ppm.

Tableau 117 : Variations de l'indice de contamination, par le mercure, du sédiment superficiel du lac Tonga.

Teneurs en mg/Kg de p.s	Saisons			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Station 1	0.07	0.07	0.08	0.08
Ic de la station 1	0.35	0.35	0.41	0.40
Station 2	0.01	0.08	0.03	0.02
Ic de la station 2	0.06	0.40	0.19	0.14
La valeur guide retenue pour le mercure est égale à 0.2 mg/kg p.s				

Les indices de contamination par le mercure du sédiment du lac Tonga varient de 0.35 à 0.41 au niveau de la station 1 et de 0.06 à 0.40 au niveau de la station 2 ; ceci nous permet de considérer le sédiment du lac Tonga comme non contaminé par le mercure et donc de classe 1.

3- Niveau de contamination métallique des eaux et des sédiments de la lagune El mellah et du lac Tonga:

La détermination du niveau de la contamination par les métaux lourds des eaux et des sédiments du lac Tonga et de la lagune El-Mellah est basée sur les normes de la communauté européenne, françaises et algériennes :

L'eau :

Les résultats concernant les concentrations des neuf éléments métalliques analysés dans les eaux de surface du lac Tonga présentent des concentrations dépassant les normes requises (CE) particulièrement en Fer (5.25mg/l), en manganèse (1.71mg/l), en nickel (0.9mg/l), en chrome (0.17mg/l) , en plomb (0.46mg/l) et en cadmium (0.021mg/l), en revanche les eaux de Tonga sont indemnes de toute pollution par le cuivre, le zinc et le mercure du fait que les concentrations détectées sont nettement inférieures aux normes.

En revanche, les eaux de surface de la lagune El Mellah sont indemnes de toute contamination par le cuivre et le zinc, du fait que les concentrations obtenues au niveau des deux stations et pendant les quatre saisons de l'année d'étude sont inférieures aux valeurs guides. En ce qui concerne les autres éléments dosés Fe, Mn, Ni, Cr, Pb, Cd et Hg, les concentrations enregistrées dépassent les normes admises et donnent ainsi aux eaux de la lagune un statut d'eau contaminée par ces éléments traces.

✚ Le sédiment :

Les résultats du dosage des neuf métaux lourds contenus dans les sédiments superficiels du lac Tonga durant les quatre saisons de l'année d'étude, nous permettent de considérer le sédiment du lac Tonga comme pollué par le fer. Ce résultat est appuyé par des valeurs supérieures à 3 de l'indice de contamination du sédiment par le fer, permettant ainsi de classer le sédiment du Tonga comme zone polluée par le fer et de classe « 2 ».

En ce qui concerne le plomb et le cadmium, seules les teneurs enregistrées dans la station 1 sont supérieures aux normes admises donnant ainsi des indices de contaminations supérieurs à la valeur 3, permettant de classer cette station comme zone polluée par ces 2 éléments traces et de classe « 2 ». Quant aux 6 autres métaux dosés (Cu, Zn, Mn, Ni, Cr, Hg), les résultats obtenus nous permettent de considérer le sédiment du lac Tonga de classe 1, non contaminé par ces 6 éléments traces.

Les résultats des analyses du sédiment superficiel de la lagune El-Mellah, font apparaître de fortes contaminations par le nickel et le chrome, du fait que ces deux éléments métalliques montrent des indices de contamination supérieurs à 3 et même supérieurs à 10, en fonction des saisons ; ces valeurs caractérisent des sédiments de zones polluées (de classe « 2 ») et même à risque (de classe « 3 »).

Le sédiment superficiel de la station 1 située au nord ouest de la lagune El-Mellah montre de fortes teneurs en fer ; les valeurs des indices de contamination par le fer sont supérieures à 3 et permettent ainsi de classer cette station comme zone polluée, de classe « 2 ». Les 6 autres éléments dosés Cu, Zn, Mn, Pb, Cd et Hg, montrent, durant les quatre saisons, des teneurs relativement basses ; les indices de contamination du sédiment, par ces métaux, sont nettement inférieurs à la valeur 3 et nous permettent ainsi de considérer le sédiment des 2 stations de classe 1, non contaminé par l'ensemble de ces 6 éléments traces.

Il reste à signaler que la distribution des métaux lourds dans l'eau et le sédiment superficiel du lac Tonga et de la lagune El-Mellah est généralement variable d'une saison à l'autre, cette observation est appuyée par l'analyse de la variance à un critère de classification (AV1) .

4.DISCUSSION

✚ Les eaux

Les résultats des analyses relatifs aux eaux de surface des deux plans d'eau ont fait apparaître que les concentrations des métaux lourds dosés montrent des fluctuations saisonnières ; ces dernières montrent un accroissement se faisant dans le sens saison humide, saison sèche, c'est-à-dire hiver, printemps et été, suivie d'une décroissance se faisant dans le sens été, automne. Cette évolution saisonnière dépendrait de l'alimentation en eau des lacs qui en saison humide sont alimentés par les fortes précipitations et en saison sèche les eaux alimentant les plans d'eau proviennent essentiellement des rejets domestiques et des nappes.

Les eaux de la lagune se caractérisent par une hausse ou une baisse des concentrations des métaux lourds dosés. Au niveau de la station 2, le fer, le nickel et le cadmium montrent une baisse sensible de leurs teneurs mais en revanche le zinc, le cuivre, le chrome, le plomb et le mercure affichent une hausse. Cette évolution serait liée soit à un piégeage des métaux par les sédiments provoquant ainsi la baisse remarquée soit à une forte vitesse d'écoulement entraînant d'une manière quasi-instantanée les métaux lourds vers la sortie par effet de « pousse pousse » (Djabri, 1996). Les concentrations en métaux les plus élevées sont relevées durant la saison estivale pour la plupart des éléments analysés ; certains montrent, toutefois, des teneurs plus élevées en période automnale.

✚ Les sédiments

Parallèlement à ces analyses de l'eau nous avons recherché la présence des métaux lourds dans les sédiments superficiels des deux plans d'eau. La recherche de ces métaux lourds a été réalisée sur la fraction sédimentaire inférieure à $63\mu\text{m}$; Celle-ci représente une coupure sédimentologique entre le sable d'une part et la vase (argile, boue) d'autre part. Ce choix est important car la comparaison des résultats obtenus écarte l'effet des variations granulométriques. Selon Claisse (1995), une vase argileuse retiendra facilement les métaux en suspension dans l'eau ; ce qui n'est pas le cas pour la fraction quartzique (sable).

Pour chaque élément métallique analysé, les teneurs varient généralement d'un site à l'autre. Cette évolution serait liée au faciès sédimentaire et à l'hydrogéologie de ces écosystèmes lacustres. Les résultats du dosage des neuf métaux lourds à partir des sédiments superficiels des lacs El Mellah et Tonga, font apparaître que 6 éléments traces métalliques sont présents à des teneurs qui ne dépassent pas les valeurs guides admises. Nous notons, en effet, des valeurs des indices de contamination supérieures à 3 pour le fer et le cadmium dans les 2 plans d'eau, pour le nickel et le chrome dans la lagune, pour le plomb seulement dans le Tonga. Nous notons, par ailleurs, que les teneurs de ces métaux lourds sont plus élevées en période d'étiage qu'en période de crue.

Ainsi, **le fer** montre des teneurs élevées par rapport aux autres éléments métalliques. Les valeurs les plus élevées sont observées dans le Tonga ($17,8\text{ mg/g}$, ps : 8 fois plus que la valeur guide admise qui est de l'ordre de 2mg/g de p.s), au niveau de la station 2, située au sud du lac, qui reçoit les eaux drainées par l'oued El-Hout au sud-est. En revanche, les valeurs les plus faibles sont observées au niveau de la station 2 située au sud de la lagune El Mellah. De ce fait, l'abondance de l'élément fer montre une distribution variable entre les deux plans d'eau. C'est toutefois en période estivale que les teneurs en fer les plus élevées sont notées dans les 2 plans d'eau. Des teneurs en fer aussi élevées sont rapportées, au Maroc, dans le sédiment du lac Fouarat qui abrite plus de 15000 mg/kg p.s. (Benbouih et al. 2005), en Egypte, dans le sédiment des lacs Nozha et Mariout qui signalent respectivement plus de $57\ 000$ et $25\ 000\text{ mg/kg}$ de p.s. (Saad et Fahmy, 1985).

Ces valeurs élevées du fer sont dues essentiellement à l'érosion pendant les crues et aux émanations de poussières sidérurgiques provenant du complexe sidérurgique Arcelor Mittal (El.Hadjar) situé à 55 km à vol d'oiseau de la région d'El-Kala ; la présence d'un substratum d'origine acide caractérisant les sols du bassin versant de ce lac, favoriserait davantage la fixation des métaux lourds (Forstner, 1982, 1995). Aissi et Siblot (1980) ont montré que les teneurs en métaux lourds les plus élevées sont observées dans les sédiments sableux situés près des rejets des oueds ; ces derniers déversent dans les lacs des eaux chargées de résidus métalliques et/ chimiques. Selon Burton (1976), Rodier et al, (1996), des teneurs élevées en fer peuvent être liées aux conditions hydrodynamiques et physicochimiques et surtout à la précipitation des oxydes de fer ; car pendant les crues la forte agitation par les courants favorise une bonne oxygénation qui augmente ainsi la précipitation des oxydes de fer et de manganèse et facilite ainsi la formation et l'agrégation des particules organiques et minérales. Il est par ailleurs rapporté que l'obtention de la matière à l'état colloïdale constitue un support aux phénomènes d'adsorption de complexation et de précipitation des métaux (Raschid, 1971; Sholkovitz, 1978 ; Hart, 1982). L'autre explication à cela, serait l'activité minière dans la région, source principale en cet élément à priori liée à la minéralogie de la mine riche en sulfures (pyrite, chalcopirite et la galène) ; la présence de cette mine expliquerait la présence des métaux Fe, Zn, Cu, Cd, Pb dans les eaux et les sédiments (Lehmann, 1978; Raffaillac, 2002).

En ce qui concerne le **cuivre et le zinc**, leur distribution est assez homogène voire peu variable au niveau des deux lacs. Les teneurs les plus élevées (128mg/kg de p.s) sont notées au nord du Tonga pendant la saison estivale. Ces teneurs dépassent les valeurs admises par la communauté européenne, mais ne dépassent pas les valeurs recommandées par les autorités algériennes. Toutefois c'est la lagune El Mellah qui présente les teneurs les plus faibles en cuivre et en zinc, cela est certainement lié à la nature du sédiment de la lagune El Mellah (sable), contrairement à la lagune Tonga dont la nature du sédiment est argileuse et constitue davantage un meilleur support d'adsorption pour ces éléments métalliques. La présence de ces deux éléments est due essentiellement à la nature argileuse du sédiment et aux apports que l'Oued El-Hout charrie. Il est rapporté que la concentration normale du zinc dans les sédiments argileux est de l'ordre de 80 à 120 mg/kg de p.s, alors qu'elle est plus faible dans les roches mères sableuses (Angelidis, (1995).

Ainsi Angelidis et Catsiki (2002) montre que les valeurs élevées en zinc et en cuivre sont relevées dans les sédiments sablo-argileux situés à proximité des rejets ; par ailleurs, leur répartition dépend de la nature du sédiment dont la teneur en argile et en matière organique joue un rôle déterminant. En Tunisie, Azzaoui (1993) et Ben M'Barek (1995) rapportent des teneurs en zinc de 100 et 180 mg/kg de p.s. respectivement dans le lac Ghar El Mellh et Ichkeul ; Au Maroc, Benbouih et al., (2005) signalent dans le lac Fouarat des teneurs en zinc égales à 210 mg/kg de p.s.. En Egypte, Saad et Fahmy (1985) rapportent quant à eux des teneurs en zinc égales à 106 et 94 mg/kg de p.s. respectivement dans le lac Nozha et le lac Mariout.

La source de pollution de notre site, par ces deux métaux lourds, serait la minéralogie de la mine en sulfates, son gisement et ses déchets. La mine est riche en zinc, chalcopirite, blende et galène, l'influence des déchets miniers, notée par la disparition des bicarbonates (HCO) qui sont remplacés par des protons hydrogénés, génère des eaux acides, enrichies en sulfates (SO) (Custer, 2003 ; Price, 2003). Ce qui explique la présence de teneurs élevées en zinc et en cuivre, généralement supérieures aux valeurs guides, dans les compartiments contaminés par l'activité minière. Sericano et Pucci (1982) trouvent, par ailleurs, que le cuivre et le zinc sont associés aux faciès sableux exposés directement aux rejets.

Nous notons que les teneurs moyennes annuelles en cuivre (21.61 et 25.38 mg/kg, ps) relevées dans le cadre de la présente étude sont très proches de celles rapportée par Benbouih et al., (2005) au niveau du lac Bouseham au Maroc (26 mg/kg, ps). L'évaluation des indices de contamination par le cuivre et le zinc montre que les valeurs n'excèdent pas 3 ; cette valeur caractérise un sédiment non contaminé de classe 1. Les teneurs en cuivre signalées, en Tunisie, par Ben M'barek, (1995) dans le lac Ichkeul et par Azzaoui (1993) dans le lac Ghar el Mellh sont respectivement égales à 20 et 15 mg/kg de p. s.. En revanche, dans le lac Fouarat au Maroc et le lac Nozha en Egypte les teneurs en cuivre rapportées dépassent 45 et 79 mg/kg de p.s. respectivement (Benbouih et al., 2005 ; Saad et Fahmy, 1985); par ailleurs, les teneurs en cuivre relevées dans le lac Mariout (en Egypte) sont égales à 38 mg/kg dep.s. (Saad et Fahmy, 1985).

La distribution du **manganèse** est identique à celle du zinc et du cuivre. Les valeurs les plus élevées sont observées au niveau du lac Tonga (600 mg/Kg ps au nord du lac durant l'été), et les plus faibles au niveau de la lagune El Mellah (100 mg/Kg ps). Ces différences entre les 2 sites seraient liées à la nature du sédiment (Cawet et Faguet, 1982) ; le fond argileux du Tonga favoriserait l'adsorption du manganèse et du fer contrairement au fond sableux d'El mellah.

Il est, par ailleurs, noté que les teneurs élevées en manganèse sont enregistrées au niveau des embouchures et pendant la saison estivale. Cela suggère que l'augmentation de la température aurait une influence sur la concentration de certains métaux lourds dans les sédiments superficiels. Scholkovitz (1978) montre, par ailleurs, que les oxydes de fer et du manganèse sont très sensibles aux variations du pH et du potentiel d'oxydo-réduction ; ces paramètres favoriseraient leur remobilisation et leur passage en solution.

La pollution par le manganèse est liée à l'érosion de la roche (pendant les périodes de crues ou se produit un lessivage des sols) et aux rejets domestiques et urbains. L'altération des sulfates, surtout la chalcoperyrite et la galène, peuvent, selon Jennings et al.(2000), accroître les sulfates et l'acidité et expliquerait ainsi cette présence de manganèse dont l'accroissement des teneurs reste toutefois liée à l'activité minière (Salmon et Malmstrom, 2004).

Les différentes teneurs relevées par le manganèse sont inférieures aux valeurs guides ; ce qui nous donne des indices de contamination du sédiment par cet élément inférieurs à la valeur 3 et nous permet de considérer le sédiment de classe 1, non contaminé par ce métal lourd.

Au Maroc, Benbouih et al., (2005) rapportent dans le lac Fouarat des teneurs en manganèse dépassant 400 mg/kg de p.s. ; En Tunisie, Azzaoui (1993) et BenM'Barek (1995) signalent des teneurs en manganèse égales à 200 et 300 mg/kg de p.s. respectivement dans le lac Ghar El Mellh et le lac Ichkeul. En Egypte, Saad et Fahmy (1985) notent dans le lac Mariout des teneurs en manganèse dépassant 950 mg/kg de p.s.

Contrairement au fer et au manganèse, le **nickel** montre une distribution particulière ; les valeurs les plus élevées sont relevées au niveau de la lagune El Mellah (Max/Min; 519/178 mg/kg, p.s) et les plus faibles au niveau du sédiment superficiel du lac Tonga (Max/Min ; 98/40 mg/kg, p.s). Cette forte contamination, par le nickel, d'un sédiment sableux (El Mellah) au lieu d'un sédiment argileux (Tonga) ne peut s'expliquer que par des apports importants de ce métal par l'Oued R'Guibet dans cette partie de la lagune ; toutefois des études plus poussées permettraient de déterminer d'une manière plus précise son origine. Surtout que cet élément (nickel), selon Chifolleau et al, (2001) ; Casas, (2005), à des concentrations élevées, inhibe la reproduction des mollusques bivalves ; ce qui expliquerait la mortalité qui touche les bivalves peuplant la lagune El Mellah.

Le chrome montre une distribution presque similaire à celle du nickel ; nous relevons, en effet, des teneurs en chrome élevées (700 mg/kg de ps) dans la lagune El Mellah, au niveau de

l'embouchure de Oued R'Guibet, et les valeurs les plus faibles sont observées au niveau du lac Tonga au niveau de la station 1 et en période estivale.

Les apports en cet élément semblent être liés à l'activité agricole. Selon certains auteurs, des teneurs élevées en chrome peuvent provenir de la sédimentation d'organismes morts et aussi de l'origine géologique des roches (Rain et Fernex, 1982 ; Anagnostou et al., 1998; Boguer et al., 1998),.

L'évaluation des indices de contaminations du sédiment par le chrome fait apparaître que les deux stations de la lagune El Mellah sont de classe 2 et donc contaminées par le chrome à cette période de l'année ; mais, en revanche, le sédiment du lac Tonga serait indemne de contamination et de classe 1 du fait que les valeurs des indices de contamination n'excèdent pas la valeur 3.

Le **plomb** est, en période estivale, présent dans le sédiment du Tonga à des teneurs 17 fois plus élevées que celles relevées dans la lagune El Mellah (respectivement 171mg/kg p.s. et 10 mg/kg, p.s). Du fait que c'est en période estivale et au niveau de la station 1 du Tonga, située à proximité de l'axe routier qui mène à la frontière algéro-tunisienne, que le sédiment superficiel est le plus contaminé par le plomb et de classe 2 ; cette localisation particulière associée à la saison estivale nous laisse penser que l'origine anthropique de cette pollution par ce métal est indéniable car cet élément est utilisé comme antidétonant dans l'essence (Fernex et al., 1995 ; Li et al., 2003). Selon Chiffolleau (2001), les apports de plomb dans les eaux continentales se font majoritairement par voie atmosphérique, la source étant encore à l'heure actuelle la combustion des carburants automobiles. Autres origines probables à cette forte contamination par le plomb dans cette partie du Tonga, c'est la corrosion d'anciennes pompes présentes à proximité de ce site, mais surtout l'activité minière de la mine kef oum Theboul et aux déchets miniers de la galène qui, selon Blowes et al, (2003), sous des conditions oxydantes, favoriseraient la présence de cet élément et l'accroissement des concentrations. D'autre part ce métal est assimilé par le phytoplancton qui brouté par le zooplancton herbivore est transféré en grande partie dans le sédiment (Pain, 1995 ; Mac Donald et al., 2000).

Les teneurs en plomb relevées dans cette partie du lac Tonga sont proches de celles rapportées dans le lac Ichkeul (60 mg/kg de p.s.) en Tunisie (Ben M'Barek, 1995) et dans le lac Fouarat (64,6 mg/kg de p.s.) au Maroc (Benbouih et al., 2005). En Egypte les teneurs en plomb signalées se rapprochent de celles relevées dans la lagune El Mellah ; elles sont égales à 7,3 et 10 mg/kg de p.s. respectivement dans le lac Mariout et Nozha.

Les teneurs en **cadmium** relevées dans les sédiments superficiels des deux lacs montrent une distribution assez variable d'un plan d'eau à l'autre. C'est le sédiment superficiel de la station 1 du lac Tonga qui montre les teneurs en cadmium les plus élevées (3.2 mg/kg de p.s comme teneur maximale) du fait que cette zone est sous l'influence des rejets liquides et solides drainées par oued El-Hout ; Par ailleurs, avec un indice de contamination supérieur à la valeur 3 le sédiment de cette partie du lac serait de classe 2, donc contaminé par le cadmium. L'ensemble des autres stations échantillonnées ne montre pas de contamination par le cadmium, en référence, bien sur, avec les valeurs guides admises.

Les teneurs en cadmium du Tonga sont proches de celles rapportées par Azzaoui (1993) dans le lac Ghar El Mellh (1,5 mg/kg p.s.) et par Ben M'Barek (1995) dans le lac Ichkeul (1 mg/kg p.s.). Au Maroc, Benbouih et al., (2005) rapportent des teneurs en cadmium égales à 0,4 mg/kg p.s. dans le lac Fouarat ; En Egypte, les teneurs en cadmium signalées sont encore plus basses (0,20 et 0,15 mg/kg p.s. respectivement dans le lac Mariout et le lac Nozha (Saad et Fahmy, 1985).

Cette contamination par le cadmium aurait une origine anthropique liée au lessivage des terres agricoles contenant des engrais phosphatés. Cette présence de cadmium serait aussi liée aux incendies qui ont touché cette région. Autre origine probable, c'est la présence dans la région d'un site minier et des déchets miniers contenant des sulfures et surtout la pyrite, principale

source de cadmium. L'exploitation minière et les traitements de séparation minérale sont à l'origine d'une concentration préférentielle de déchets à fortes teneurs en cadmium; cet élément est facilement mis en solution par les drainages acides (Gomez Ariza et al., 2000; Callender, 2003). Le cadmium est fortement toxique, surtout pour les reins (néphrotoxique) à de faibles doses (Gunawardara et al, 2006).

Le mercure montre, en période estivale dans la station 1 de la lagune El Mellah des teneurs 6 fois plus élevées que celles notées dans le sédiment de la station 1 du lac Tonga. Ces teneurs sont bien inférieures aux valeurs guides et les indices de contaminations obtenus ne dépassent pas la valeur 3 ; ceci nous permet de considérer le sédiment comme non contaminé par le mercure et donc de classe 1.

Les teneurs en mercure relevées dans les sédiments superficiels des deux plans d'eau seraient liées aux activités industrielles et agricoles et donc d'origine anthropique. Selon Cossa et Ficht, (1999) les sources ponctuelles anthropiques sont par ordre d'importance: la combustion des hydrocarbures fossiles, en particulier le charbon, l'incinération d'ordures ménagères et hospitalières et les procédés industriels (fabrication de la soude caustique, métallurgie non-ferreuse, etc.). Les sources diffuses sont nombreuses: tubes fluorescents, piles, thermomètres, peintures, gaz d'échappement des véhicules, décharges d'ordures, certains dépôts d'armes, sols contaminés et certaines exploitations de gaz naturel.

Selon Mason et al. (1994), les émissions atmosphériques de mercure dues à l'activité humaine ont augmenté d'environ 4,5 fois depuis le début du siècle dernier et plus des 2/3 de la production du mercure a été effectué au cours du 20^{ème} siècle. Les mêmes auteurs estiment que 80% des émissions actuelles vers l'atmosphère sont d'origine anthropique. L'augmentation des émissions anthropiques de mercure a entraîné depuis le siècle dernier une augmentation d'un facteur 3 des concentrations en mercure dans l'atmosphère et les eaux de surface de l'océan

Il est admis que les sédiments peuvent constituer une source interne de contamination par les métaux lourds par le biais de plusieurs processus, notamment la remobilisation, la sédimentation, la précipitation et l'accumulation sur les fonds et par adsorption.

Les résultats obtenus au niveau des ces deux matrices eaux-sédiments des deux lacs, révèlent que l'eau de surface est le premier compartiment à être contaminé par les métaux lourds, ensuite, avec le temps, ces éléments métalliques sont transférés dans les sédiments superficiels. Les métaux lourds qui arrivent dans les plans d'eau sont en partie métabolisés par les organismes aquatiques vivants et mis en circulation dans les chaînes alimentaires.

Les milieux aquatiques sont très sensibles aux éléments traces du fait de la co-existence de deux phénomènes : la bio-accumulation et la bio-amplification à l'origine d'une concentration des éléments traces métalliques au fur et à mesure des absorptions par les consommateurs successifs de la chaîne alimentaire (eau, plancton, poissons herbivores, poissons carnivores, homme). Cette pollution métallique est, en effet, préoccupante du fait qu'il est pratiquement impossible de récupérer aisément ces métaux une fois disséminés dans la nature.

CONCLUSION

Les eaux du lac Tonga sont polluées par certains éléments dont l'ordre d'abondance est le suivant: Fe>Mn>Pb>Ni>Cr>Cd. Les autres éléments Cu, Zn sont présents mais à des concentrations inférieures aux valeurs guides admises. En ce qui concerne le mercure, sa concentration est en dessous de la limite de détection

Quand aux eaux de la lagune El Mellah, les éléments métalliques qui présentent des concentrations dépassant les valeurs guides sont par ordre d'abondance: Fe>Cr>Ni>Pb>Mn>Hg>Cd. Le zinc et le cuivre sont présents mais à des teneurs inférieures aux valeurs guides.

Les teneurs en métaux lourds rencontrés dans les sédiments des deux lacs Tonga et El Mellah montrent une évolution saisonnière. Les sédiments présentent ainsi des teneurs élevées par le fer dans les 2 lacs. Sur la base de l'évaluation des indices de contamination, nous pouvons considérer que le sédiment superficiel est de classe 2, en ce qui concerne le nickel et le chrome dans la lagune El Mellah et le plomb et le cadmium dans le lac Tonga.

Les apports, en plus de leur origine géologique, sont d'origine anthropique ; une ancienne activité minière à Kef Oum Theboul aurait favorisé la contamination métallique de ces 2 plans d'eau.

Il ressort de cette étude que la distribution des teneurs en métaux dans les deux matrices (eau, sédiment) dépend des saisons et de la nature du sédiment ; nous notons, en effet, des teneurs élevées en période d'étiage et des teneurs relativement faibles en période de crue avec la présence de concentrations intermédiaires durant le printemps et l'automne ; la nature du sédiment joue un rôle important dans la répartition des ETM ; les sédiments de nature argileuse étant plus favorable à l'accumulation de ces derniers.

Conclusion

L'étude de la distribution spatiale des 9 métaux lourds (plomb, cuivre, zinc, cadmium, manganèse, fer, mercure, nickel, chrome) dans les divers compartiments des écosystèmes étudiés (eau, sédiment superficiel et moule) montre :

- Que la contamination par le **fer** du sédiment du littoral commence à « Sidi Salem » et s'étale, selon un gradient de concentration décroissant, sur toute la partie Est du littoral de « Boukhmira » au « Cap Rosa » ; le sédiment de cette zone du littoral est de classe 2 donc contaminé par le fer. En ce qui concerne la chair de moules, les teneurs en fer les plus élevées sont relevées chez les spécimens provenant de « Sidi Salem ». Cet élément est présent dans le sédiment du port surtout dans la petite darse et la grande darse (IC proche de 3). Dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja, une contamination par le fer est notée ; la valeur de l'IC par cet élément dépasse la valeur 10 ; ce qui caractérise un sédiment de classe 3 qui représente une zone à risque. Dans le lac Tonga et El Mellah, les sédiments présentent un IC par le fer supérieur à la valeur 3 et seraient de ce fait de classe 2, donc contaminés par cet élément. Les eaux de surface des 2 lacs sont contaminées par le fer

- Que le **plomb**, contamine le sédiment superficiel de la zone périurbaine délimitée par « Bettah » à l'est et « Saint Cloud » à l'ouest. Dans la chair de moules, la teneur maximale en plomb est relevée à Sidi Salem. Les teneurs en plomb contenues dans le sédiment du port d'Annaba font 11 à 20 fois la valeur guide. La baisse de la teneur en plomb se fait selon un gradient allant de la petite darse à l'entrée du port ou la teneur reste tout de même plus élevée que celle de la valeur guide. Cet élément est présent à de fortes teneurs dans le sédiment superficiel de l'oued Meboudja; L'IC par le plomb à ce niveau est supérieur à 10; de ce fait le sédiment de cette zone est de classe 3 et représente un risque. C'est dans le sédiment de la station 1 du lac Tonga que l'IC par le plomb dépasse la valeur 3 ; ceci nous permet de considérer cette partie du lac contaminée, de classe 2. Cet élément est, par ailleurs, fortement présent dans les eaux de la lagune et du lac Tonga.

- Que la contamination du sédiment, par le **cadmium**, débute à Sidi Salem et s'étale vers l'est du Golfe, jusqu' à Bettah. Les teneurs en cadmium rencontrées dans la chair de moules de Sidi Salem sont les plus élevées ; elles décroissent selon un gradient d'est en ouest. Les teneurs en cadmium du sédiment de la petite darse font 7 fois les valeurs guides admises ; Dans la grande darse les teneurs en cadmium chutent de presque 50% et poursuivent leur baisse dans le port de pêche et jusqu'à l'entrée du port. L'IC par le cadmium du sédiment de l'oued Meboudja dépasse la valeur 3 ; ce qui nous permet de le considérer comme contaminé par cet élément (classe 2). Dans le lac Tonga, le sédiment de la station 1 est contaminé par le cadmium, de classe 2, du fait que la valeur de l'IC dépasse 3. Dans les eaux superficielles des 2 lacs, il est noté la présence d'une forte contamination par le cadmium.

- Que le **nickel** contamine fortement Sidi Salem II et s'étend à Boukhmira et Bettah occupant ainsi la même zone du littoral que le cadmium. Dans la chair de moules, Le nickel est présent à de fortes teneurs à « Sidi Salem » et au «Lever de l'aurore ». Dans le port, le nickel est aussi présent dans le sédiment de la petite darse ou il dépasse légèrement la valeur guide ; cet élément chute de moitié et plus dans la grande darse et le port de pêche. Dans la lagune, les valeurs des indices de contamination du sédiment par le nickel dépassent la valeur 3; ceci nous permet de considérer le sédiment contaminé par cet élément ; il est, par ailleurs, de classe 3, donc à risque, en période hivernale, dans la station 1. Les teneurs en nickel

relevées dans les eaux de surface des 2 lacs dépassent les valeurs guides et font de cet élément un contaminant.

- Que le **chrome** est présent en zone périurbaine ou une forte contamination du sédiment est notée au Lever de l'aurore et à Saint Cloud. Dans la chair de moules, les teneurs en chrome les plus élevées sont, contrairement à la distribution des autres métaux, relevées chez les moules provenant de « Saint Cloud » et du « Lever de l'aurore » ; les moules de « Sidi Salem » semble être relativement moins contaminées par le chrome. Dans le port, le chrome enregistre sa valeur maximale dans le sédiment de la petite darse puis entame une baisse graduelle jusqu'à l'entrée du port. Dans l'oued Meboudja, le sédiment présente un IC par le chrome qui dépasse la valeur 3 confirmant ainsi sa contamination par cet élément et le classement de ce compartiment dans la classe 2. Les valeurs de l'IC par le chrome, du sédiment de la lagune, dépassent 3 et 10 respectivement au niveau de la station 1 et 2 ; ceci signifie que le sédiment de la lagune est de classe 2 (contaminé) et de classe 3 (à risque) respectivement dans la station 1 et dans la station 2. Le chrome est fortement présent dans les eaux superficielles des 2 lacs à des teneurs supérieures aux valeurs guides.

- Que le **zinc** montre une assez forte présence localisée à Sidi Salem I et II ; Dans la chair de moules de Sidi Salem, les teneurs en zinc notées sont 2 à 3 fois plus élevées que celles relevées dans les 3 autres stations. Dans le port, la teneur en zinc relevée dans le sédiment de la petite darse, représente plus de 11 fois la valeur guide admise; les teneurs de cet élément baissent de 40% dans le sédiment de la grande darse et des 2/3 dans celui du port de pêche pour enfin atteindre la valeur minimale en dehors du port. Les teneurs en zinc relevées dans les eaux de surface des 2 lacs sont inférieures aux valeurs guides admises.

- Que la contamination par le **cuivre** est assez bien localisée au sédiment de la station « Lever de l'aurore ». Les teneurs en cuivre relevées dans la chair de moules prélevées à « Sidi Salem » sont les plus élevées (5 fois plus élevées que celles obtenues « au Cap de Garde ». La teneur en cuivre, contenu dans le sédiment de la petite darse du port, fait 7 fois la valeur guide ; cette valeur baisse graduellement jusqu'à atteindre la valeur minimale à l'entrée du port. Dans les eaux superficielles des 2 lacs, le cuivre ne serait pas considéré comme contaminant

- Que la contamination du sédiment, par le **mercure**, est insignifiante ; mais c'est à Sidi Salem que les teneurs les plus élevées sont notées ; En ce qui concerne la chair de moule, les teneurs maximales en mercure sont relevées chez les moules provenant de Sidi Salem. Dans le port, le mercure enregistre, selon la station de prélèvement, des teneurs représentant 5 à 20 fois la valeur guide; les teneurs maximales sont relevées dans le sédiment de la petite darse ; ces dernières montrent ensuite une baisse selon un gradient allant de la petite darse à l'entrée du port ou les teneurs restent relativement assez élevées par rapport à la valeur guide. Cet élément n'est pas considéré comme contaminant des eaux de surface du lac Tonga mais, en revanche, dans les eaux de la lagune il est présent à des teneurs notables.

- Que la contamination du sédiment par le **manganèse** touche surtout la zone de Sidi Salem et s'étale jusqu'à Boukhmira. Quant aux teneurs en manganèse contenues dans la chair de moules, les valeurs maximales sont notées chez les moules de « Sidi Salem ». Dans le sédiment du port, les teneurs en manganèse les plus élevées sont relevées dans la petite darse (la valeur notée dépasse légèrement la valeur guide admise). Dans les eaux de surface des 2 lacs, la teneur en manganèse dépasse la valeur guide.

Détermination des niveaux de contamination par le calcul de l'indice de contamination de chaque élément dosé dans le sédiment superficiel ; les résultats montrent :

- Que dans la zone littorale, à l'exception du manganèse et du mercure, dont les valeurs sont inférieures à 3, les 7 autres éléments dosés présentent, selon la station de prélèvement, une à six valeurs comprises entre 3 et 10 ;

- Que dans le port, à l'exception du manganèse et le nickel les 7 autres éléments dosés présentent des valeurs de l'IC supérieures à 3 ; nous notons, par ailleurs, que parmi ces 7 éléments le plomb, le mercure et le zinc enregistrent des valeurs de l'IC le plus souvent supérieure à 10 rendant le site à risque.

- Que le cap de Garde est une zone indemne de toute contamination par les 9 éléments dosés du fait que les indices de contamination du sédiment, par ces éléments traces métalliques, ne dépassent pas la valeur 3 et les teneurs de ces mêmes ETM contenues dans la chair de moule provenant de ce site sont les plus faibles.

- Que le sédiment de la petite darse abrite 4 métaux lourds dont l'IC est compris entre 3 et 10 (le fer, le cuivre, le chrome et le cadmium), 2 autres dont l'IC est compris entre 10 et 20 (le zinc et le mercure) et le plomb dont l'IC dépasse la valeur 20. Les valeurs relevées dans le sédiment de la petite darse rendent cette station non seulement contaminée mais à grand risque.

- Que le sédiment du lac Tonga montre une contamination par le fer, le plomb et le cadmium ; ces 2 derniers sont fortement présents dans la station 1.

- Que dans la lagune, le sédiment montre une contamination par le nickel, le chrome et le fer ; En ce qui concerne le nickel, le sédiment est, durant toute l'année, de classe 2 dans l'ensemble des stations, mais, en période hivernale, il est, en revanche, de classe 3 donc à risque dans la station 1. Les valeurs de l'IC par le chrome nous permettent de considérer que le sédiment de la lagune est contaminé par le chrome et serait de classe 2 dans la station 1 et de classe 3 (à risque) dans la station 2. L'IC par le fer montre des valeurs dépassant 3 dans la station 1.

- Que dans l'oued Meboudja, les stations dont le sédiment présente une contamination par les ETM sont celles situées en aval du complexe sidérurgique et à proximité de sources polluantes localisées dans la zone industrielle de Chaiba et Pont Bouchet (M2, M3 et M4). Les ETM dont l'IC dépasse la valeur 3 sont le fer, le plomb, le chrome et le cadmium. Le sédiment de ces stations est contaminé par le chrome et le cadmium (de classe 2) et à risque (de classe 3) par le fer et le plomb.

L'impact anthropique sur les écosystèmes retenus dans le cadre de ce travail est mis en évidence par:

- Cette forte contamination métallique du sédiment superficiel notée dans l'enceinte du port et la variation des teneurs selon un gradient de concentration décroissant allant de la station 1 (petite darse) à la sortie de l'enceinte portuaire ; ceci suggèrerait que la petite darse du port est le réceptacle de sources potentielles de contamination du sédiment superficiel représentées par les égouts de la ville d'Annaba, par la présence de bateau en rade et tout ce que cela représente comme apports (carburant, peinture...), eaux de ruissellement et lessivage des quais (à conteneur et à phosphate du groupe Fertial), la proximité d'une zone de la ville à forte activité (circulation intense et forte pollution atmosphérique) sans oublier la centrale électrique située dans l'enceinte du port et dont les rejets se font probablement dans les eaux de cette structure...). Cette forte présence de métaux lourds à des teneurs aussi élevées serait favorisée par les conditions hydrodynamiques particulières propres à cette partie du port ; la faible circulation de courants d'eau favoriserait ainsi une sédimentation importante de matières organiques et de métaux lourds qui dans certaines conditions environnementales entretiendraient des liens étroits.

- Cette forte présence d'éléments traces métalliques dans la zone de Sidi Salem et l'importante baisse de leurs teneurs au niveau du Cap de Garde et du Cap Rosa; ces variations sont notées aussi bien dans les sédiments que dans les moules ; elles sont illustrées par une baisse graduelle des teneurs en ETM au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la zone d'impact « Sidi salem » réceptacle des rejets industriels (usine fertial), urbains et domestiques (Bedjima, Seybouse) que le golfe reçoit sans aucun traitement préalable. Ces fortes teneurs en ETM s'expliquent par l'importance des charges polluantes charriées par les émissaires des eaux usées que sont l'oued Forcha, l'oued Sidi Harb, l'oued Edheb, l'oued Kouba, l'oued Bouhdid et l'oued Bedjima. Quant aux basses teneurs en ETM relevées au niveau du « Cap de Garde » et du « Cap Rosa » elles s'expliqueraient par l'éloignement de ces sites des grandes sources de contamination, mais aussi par l'hydrodynamisme et la courantologie auxquels sont soumises ces deux zones.

- Cette forte présence des ETM dosés dans les eaux de surface de l'oued meboudja; sept sur les neuf éléments dosés présentent des teneurs supérieures aux normes admises. La présence de fer, manganèse, nickel, chrome, plomb, cadmium et mercure, à des teneurs supérieures aux normes admises rend ces eaux polluées par ces éléments métalliques. Cette contamination est surtout remarquée dans les zones situées en aval du complexe sidérurgique et à proximité de sources polluantes localisées dans la zone industrielle de Chaiba et Pont Bouchet. L'évaluation de l'indice de contamination du sédiment du Meboudja montre une contamination par le fer, le chrome, le plomb et le cadmium; Le sédiment est de classe 3, donc à risque pour le fer et plomb ; mais il est de classe 2, donc seulement contaminé par le chrome et le cadmium.

- Cette présence de plomb, de cadmium et de fer notée dans le sédiment de la station 1 du lac Tonga, située à proximité de l'axe routier qui mène vers la frontière tunisienne. Les eaux du lac Tonga montrent, en référence aux valeurs guides retenues dans le cadre de cette étude, une contamination par le fer, le cadmium, le plomb, le nickel, le chrome, le manganèse.

- Cette forte présence de nickel et de chrome, en plus de celle du fer, dans le sédiment superficiel de la lagune. Les eaux de la lagune présentent une contamination par le fer, le manganèse, le nickel, le chrome, le plomb, le cadmium et le mercure.

Perspectives :

Les résultats préliminaires obtenus dans le cadre de cette étude ouvrent certaines perspectives d'étude qu'il serait judicieux d'entreprendre :

- Poursuivre cette étude sur plusieurs cycles afin de réunir le maximum d'information sur les niveaux de contamination par les ETM des sédiments et des organismes vivants (moule et autres bivalves benthiques « *Donax trunculus* » ; végétaux « Posidonie » ; poissons « sardine, saupe, rouget ») ;

- Adapter une stratégie d'échantillonnage à chaque « type d'écosystème » (continental, côtier, lacustre...) de manière à mieux déterminer et suivre les sources et niveaux de contamination par les ETM;

- Mettre en place le procédé de « caging ou encagement » afin d'étudier le processus de contamination et de décontamination des moules ; l'impact des métaux sur certaines fonctions physiologiques (reproduction...)

- Etude de la fraction disponible de métaux lourds et l'impact de certains ETM sur la faune benthique (bio indication) ;

- Associer les études sur le dosage des métaux lourds dans des organismes vivants à ceux des biomarqueurs (métallothionéine, acétylcholinestérase, peroxydation lipidique...)

- Penser à mettre en place un réseau de surveillance des écosystèmes (aquatiques et terrestres) par le dosage des métaux lourds et l'utilisation d'organismes bioindicateurs (lichens, invertébrés et vertébrés ...)

Thème : La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques »

Auteur : Belabed Bourhane Eddine

Email : bourhanebelabedmarine@yahoo.fr

Résumé

L'objectif visé dans cette étude est la détermination de l'importance des apports anthropiques en métaux lourds dans les écosystèmes aquatiques de la région extrême nord-est d'Algérie. Pour cela, nous avons retenu l'ensemble du Golfe d'Annaba, les deux oueds Seybouse et Meboudja et la lagune El Mellah et le lac Tonga. Le choix de ces écosystèmes aquatiques est basé sur les caractéristiques propres à chaque région.

Cette étude préliminaire a pour objectif fondamental l'évaluation du niveau de contamination de notre zone d'étude par les éléments traces métalliques (ETM) fer, cuivre, zinc, manganèse, chrome, nickel, plomb, cadmium et mercure. Les métaux lourds ont été dosés dans les différents compartiments de l'écosystème : eaux de surface, sédiments superficiels et organismes vivants (moule de l'espèce *Perna perna*).

Les dosages de cadmium et de plomb sont réalisés à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à four graphite et ceux du zinc, cuivre, nickel, chrome, manganèse et fer à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme. Le dosage du mercure est effectué par fluorescence atomique après formation de vapeurs froides en présence de chlorure stanneux.

Les niveaux de contamination du sédiment ont été déterminés par le calcul de l'indice de contamination (IC) de chaque élément dosé ; cet indice représente le rapport entre la valeur guide de l'élément trace considéré (en référence aux valeurs guides admises par l'Agence du bassin Rhône-Méditerranée-Corse) et sa teneur dans le sédiment étudié. Quant au niveau de contamination des moules et des eaux superficielles, il est fait référence aux valeurs guides de la communauté européenne et les recommandations algériennes.

- Les sédiments montrent une contamination par :
 - Le fer de toute la partie Est du Golfe, du port, de l'oued Meboudja (classe 3) et des 2 lacs;
 - Le plomb de la zone périurbaine du littoral délimitée par « Bettah » à l'est et « Saint Cloud » à l'ouest, du port (11 à 20 fois la valeur guide, classe 3), de l'oued Meboudja (classe 3), de la partie nord du lac Tonga.
 - Le cadmium de Sidi Salem jusqu'à Bettah, du port (7 fois les valeurs guides admises, dans la petite darse), de l'oued Meboudja, partie nord du lac Tonga.
 - Le nickel de Sidi Salem II jusqu'à Bettah, du port (petite darse), de la lagune (classe 3, en période hivernale, dans la station 1).
 - Le chrome au Lever de l'aurore et à Saint Cloud, du port (petite darse), de l'oued Meboudja, de la lagune (classe 3 dans la station 2).
 - Le zinc de Sidi Salem I et II, du port (dans la petite darse, les teneurs en zinc font 11 fois la valeur guide admise).
 - Le **cuivre** au Lever de l'aurore, du port (teneur en cuivre dans la petite darse fait 7 fois la valeur guide).
 - Le mercure de la petite darse à la sortie du port (5 à 20 fois la valeur guide).
 - Le manganèse de Sidi Salem jusqu'à Boukhmira, du port (petite darse).
- Les moules prélevées dans certaines parties du Golfe, en référence aux recommandations algériennes, ne montrent pas de contamination par les métaux lourds dosés ; ce sont généralement les moules de Sidi Salem qui montrent les teneurs en ces ETM les plus élevées.
- Les eaux de surface des deux lacs et des oueds montrent une contamination par le fer, le plomb, le cadmium, le nickel, le chrome et le manganèse ; Le mercure contamine seulement les eaux du lac Tonga et les oueds.

L'impact anthropique sur les écosystèmes retenus dans le cadre de ce travail est mis en évidence par:

- Cette forte contamination métallique du sédiment superficiel notée dans l'enceinte du port et la variation des teneurs selon un gradient de concentration décroissant allant de la station 1 (petite darse) à la sortie de l'enceinte portuaire.
- Cette forte présence d'éléments traces métalliques dans la zone de Sidi Salem et l'importante baisse de leurs teneurs au niveau du Cap de Garde et du Cap Rosa; ces variations sont notées aussi bien dans les sédiments que dans les moules ;
- Cette forte contamination, dans l'oued Meboudja, des sédiments des stations situées en aval du complexe sidérurgique et à proximité de sources polluantes localisées dans la zone industrielle de Chaiba et Pont Bouchet.

Les contaminations notées dans le cadre de cette étude semblent avoir diverses origines : industrielles (rejets dans les eaux et l'atmosphère, cas du fer, plomb, cadmium), urbaines (rejets domestiques et trafic routier...) et agricole... ; Ces contaminations seraient, par ailleurs, favorisées par l'hydrodynamisme et la courantologie propres à certaines zones (Sidi Salem dans le Golfe et la petite darse dans le port.

Mots clés : Métaux lourds ; Niveaux de contamination ; extrême nord-est d'Algérie ;

1. **Abdenour. C. , Smith, B. D., Boulakoud, M.S., Samraoui, B., Rambow, P. S.**, Trace metals in shrimps and sediments from Algeria water. J.Catalog. Mat. Env. 2000, 3 :9-12.
2. **Added., 1981.** Etude géochimique et sédimentologique des sédiments marins du delta du Rhone. Thèse de doctorat du 3^e cycle en géologie appliquée (géochimie sédimentologique), Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 263p.
3. **AFNOR, 1972.** Essai des eaux .Echantillonnage, précaution à prendre pour effectuer, conserver et traiter les prélèvements. NF-T 90- 100 (aout, 1972).
4. **AFNOR, 1983.** Essai des eaux. Mesure électronique du pH avec l'électrode de verre. NF-T 90-008 (avril, 1953).
5. **AFNOR, 1986.** Essai des eaux. Dosage de dix éléments métalliques (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag, Cd, Pb) par spectrométrie d'absorption atomique dans la flamme –NF T- 90- 112 (septembre, 1986).
6. **Afri-Mehennaoui, F.Z., Sahli L., Mehennaoui S., 2006.** Assessment of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel river by using multivariate analysis. Environmetrics, 15: 435-446.
7. **Aissi, A. & Siblot D., 1980.** - Etude du lac Mellah (Wilaya d'Annaba) : Les métaux lourds dans certains organismes. V^{es} des journées *Etud. Pollution. Cagliari : 151-154.*
8. **Allison, N., G. E. Millward et M. B. Jones (1998).** "Particle processing by *Mytilus edulis*: effects on bioavailability of metals." J. Exp mar. Biol. Ecol 222: 149-162.
9. **Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C., Berthet, B., et Metayer, C., 1986.** Contribution to ecotoxicological study of Cadmium, Lead, Copper and Zinc in the mussel *Mytilus edulis*. Mar –Biol—(90).pp- 425-431.
10. **Amiard-Triquet, C. et F. Caurant (1994).** "Les formes physicochimiques de stockage des métaux chez les organismes marins." Analisis Magazine 22(1): 24-26.
11. **Amiard-Triquet, C., D. Guiral et D. Claisse (1999).** Biomonitoring of the marine environment quality: experience of the French National Observation Network (RNO) and the development of biomarkers.
12. **Anagnostou, C., Kaberi H., Karageorgie A., 1998.** « Horizontal and vertical distribution of heavy metals in sediment from Thermaikos gulf ». Rapport du 35^e Congrès (Dubrovnik); CIESM, 313 p.
13. **Anandraj, A., D. J. Marshall, A. Gregory et T. P. McClurg (2002).** "Metal accumulation, filtration and O₂ uptake rates in the mussel *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia) exposed to Hg²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺." Comp. Biochem. Physiol Part C: Toxicology & Pharmacology 132(3): 355-363.278
14. **Andral, B. et J. Y. Stanisiere (1999).** Réseaux Intégrateurs Biologiques. RINBIO. Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée: and Mussel Content." Mar. Environ. Res 26: 265-284.
15. **Andral, B., J. Y. Stanisiere, D. Sauzade, E. Damier, H. Thebault, F. Galgani et P. Boissery (2004).** "Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging." Mar. Pollut. Bull. 49: pp.704-712.
16. **Andre. J. M., 1988 :** Recherche en écotoxicologie marine sur la contamination des Delphinidés par les micropolluants. Métaux traces et composés organochlorés. Thèse doctorat. Es sciences. Université de Bordeaux : 282 p
17. **Angelidis, M.O., & Catsiki ,A., 2002.** – Metal bioavailability and bioaccumulation in the marine environment: methodological questions, CIESM Workshop Monograph, Monaco: 128p

18. **Angelidis, M.O., et Aloupi, M., 1995.** Factors influencing the accumulation of heavy metals into the coastal sediments of Ilesvos Island, Greece. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, Vol. 35.
19. **Asso, A., 1902.** Contribution à l'étude des polluants métalliques chez la moule *Perna perna*, dans la région d'Alger. Mémoire de Magister en Océanologie Biologique, Université d'Aix-Marseille II, 138p.
20. **ATSDR (1990).** - Toxicological profiles for copper. Agency for toxic substances and disease registry, atlanta, GA: US department of Health and Human Services, Public Health Services.
21. **Aubert, H. , Pinta M., 1971.** Les éléments traces dans les sols. *Tav. Doc. ORSTOM*, Paris, 11 :1-97
22. **Augier, H., R. Desmerger, M. Egea, E. Imbert, W. K. Park, G. Ramonda et M. Santimone (1994).** "Study of heavy metal contamination in harbour-industrial zone of the gulf of Fos-sur-Mer (Mediterranean, France), using biological indicators (mussels and sea urchins)." *Mar. Life* 4(2):pp. 59-67.
23. **Azzaoui, S., 1993.** Géochimie de certains métaux lourds dans les sédiments de la lagune de Ghar El Mellh (N-E Tunisie) mémoire de DEUA, université de Tunis II 100 p.
24. **Bahut, M., Alzieu., 2003.** De la compréhension des phénomènes à la gestion des problèmes : approches et stratégies d'élaboration et utilisation des critères de qualités. 291-327. **In Montuelle B.,** Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. *Eléments physico-chimiques et biologiques.* CEMAGREF Edition, 332p.
25. **Bayne, B. L., Newell, R. C., (1983).** Physiological energetics of marine molluscs. *The mollusca* 4. Physiology, part 1. A. S. M. Saleuddin et K. M. Wilbur. New York, Academic Press: 407-515.
26. **Bei, F., V. A. Catsiki et E. Stroggyloudi (1998).** Seasonal and spatial variations of Cu, Cr, Ni and Pb concentrations in *Mytilus galloprovincialis* of Saranikos Gulf, Greece. *Rapports de la Commission Internationale pour l'Exploitation Scientifique de la Mer Méditerranée* 35 (2)
27. **Ben bouih, H., Nassali, H., Leblans, M. , et Shiri, A., 2005** – Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouaret-Maroc. *Afrique Science* 01 1009-125.
28. **Ben M'barek, N., 1995.** Impact des ouvrages sur l'équilibre de l'écosystème : lac Ichkeul ; *Memoire de DEA.* Université de Tunis II., 97p.
29. **Blackmore, G. et W.-X. Wang (2004).** "The transfer of cadmium, mercury, methylmercury and zinc in an intertidal rocky shore food chain." *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*
30. **Blowes, D.W., Ptacek, C.J. et Jurjovec, J., 2003.** Mill Tailings : Hydrogeology and Geochemistry. In : J.L. Jambor, D.W. Blowes et A.I.M. Retchie (Eds), *Environmental Aspects of Mine Wasters. Short Course Series.* Mineralogical Association of Canada, Vancouver, pp.95_116.
31. **BNEDER 2004.** - Bureau national des études et du développement rural Alger.
32. **Boalch, R., Chan, S., et Taylor, D., 1981.** Seasonal variation in the trace metal content of *Mytilus edulis* ». *Mar. Pollut. Bull.* 1981, 12: 276-280.
33. **Boening, D. W., (1999).** "An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metal pollution in marine waters." *Environ. Monitoring and Assessment* 55:pp. 459-470.
34. **Boguer, D., Juracic M., Barie A., 1998.** « Cr and Vi content in sediment from Kastela bay, Adriatic sea, Croatia », rapport du 35 congrès Croatia (Dubrovnik), CIESM, 313 p.
35. **Borchardt, T., 1985** - Relation ship between carbon and cadmium uptake in *Mytilus edulis*. " *Mar. Biol* 85: 233-244.

36. **Boudou, A., Desmazes, J. P., et Georgescauld, D., 1982.** - Fluorescence quenching study of mercury compounds and liposome interactions: effect of charged lipid and pH." *Ecotox. Environment. Safety* 6:p 379-387.
37. **Boudou, A., Georgescauld, D., et Desmazes, J. P., (1983).** Ecotoxicological role of the membrane barriers in transport and bioaccumulation of mercury compounds. *Aquatic Toxicology*. J. O. Nriagu. New York, J. Wileyland Sons.: 118-136.
38. **Bowen, H. J. M., (1966).** "Trace elements in biochemistry." Academic Press, Londres: 241p.
39. **Boydén, C. R., (1974).** "Trace element content and body size in molluscs." *Nature*, Lond. 251:pp. 311- 314.
40. **Boydén, C. R., (1977).** "Effect of size up on metal content of shellfish." *J. Mar. Biol. Ass. UK* 57- pp. 675-714.
41. **Boyer, A., 1986.** « Les coquillages comestibles ». Edition que sais-je, n°416. Presse. Université de France. 125 p.
42. **Branch, H.C., 1973** - Corrosion resistant materials for U equipment "Materials Protection and Performance, , vol,12, n° 3.
43. **Brown, B.F., 1971** - Les matériaux et la corrosion en milieu marin » *Matériaux et Techniques*, janvier, p.22-27 .1971, février, p39-42.
44. **Buestel, D., (1997).** Croissance et conditions des moules *Mytilus galloprovincialis* dans quelques sites caractéristiques de Méditerranée., Atelier RINBIO. Ifremer, DEL/DRV
45. **Burton, J.D., 1976.** « Basic properties and processes in estuarine chemistry ». In: estuarine chemistry, Ed. Burton J.D and Liss P.S, Londres.
46. **Buscail, R. , Cauwet, G., Cambou,J.P.,1984.** Apports des éléments métalliques par les fleuves cotiers Méditerranéens : importance du piégeage dans les étangs et devant les embouchures (Littoral du Languedoc-Roussillon- Golfe du Lion- France).VII journées Etud.Pollutions, Lucerne, CIESM ,pp. 31-43.
47. **Buscail, R., Ambastian,P.,Monaco,A., Bernart, M., 1997.** Pb , Mn and carbon: indicators of focusing processes on the northwestern Medditermean continental margin.*Marine Geology. International Journal of Marine Geology. Geochemistry and Geophysics*, vol. 137,n 314,pp. 271-286.
48. **Butler, P. A., L. Andren, Bonde, G. J., A. Jernelov et Reisch, D. J., (1971).** Monitoring organisms. FAO Conference on marine pollution and its effects on living ressources and fishing. Rome, FAO fisheries report 99, Suppl. 1: 101-112.
49. **Cain, D. J., et Luoma, S. N., (1986).** "Effect of seasonnaly changing tissue weight on trace metal concentration in the bivalve *Macoma bathica* in San Francisco bay." *Mar. Ecol. Prog. Ser* 28:pp. 209-217.
50. **Callender,E.,2003.**HeavymetalsintheEnvironment- HistoricalTrends.In :B.S.Lallor(Ed.), Environmental Geochemistry.Treatise on Geochemistry.Elserver-Pergamon,Oxford,pp.67.
51. **Calmano, w., Forstner, U.,Hong, J., 1994.** Mobilization and scavenging of heavy metals following resuspension of anoxic sediments from the Elbe River, American Chemical Society ; Washington D.C.ACS Symp. Ser.,550 ,pp.298-321
52. **Campbell, D. E., et Newell, C. R., (1998).** "MUSMOD, a production model for bottom culture of the blue mussel, *Mytilus edulis* L." *J. Exp. Mar. Biol. Ecol* 219(1-2): 171-203.
53. **Campbell, P. G. C. ,(1995).** Interactions between trace metals and organisms: critique of the free-ion activity model. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. A. Tessier et D. R. Turner, J.Wiley & Sons, Chichester, UK: 45-97.

54. **Carballal, M. J., Villalba, A., et Lopez, C., (1998).** "Seasonal variation and effects of age, food availability, size, gonadal development and parasitism on the hemogram of *Mytilus galloprovincialis*." Journal of Invertebrate Pathology 72(3): 304-312.
55. **Casas, S., 2005** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces ” Hg, Cd, Pb, Zn et Cu“ chez la moule *Mytilus galloprovincialis* en milieu Méditerranéen. Thèse doctorat 2005, 356 p.
56. **Catsiki, V. A., Florou, H., 2006.** Study on the behaviour of the heavy metals Cu, Cr, Ni, Fe, Mn, Zn in our estuarine ecosystem using *Mytilus Galloprovincialis* as a bioindicator species: the case of Thermaikios gulf, Greece. J. Environ. Radiact. 86,31-44.
57. **Cawet,G., & Faguet.D., 1982.** – The role of organic matter in transport processes of metals in estuarine environments. Thalassia yugoslavica,18 (1-4), pp. 379-392.
58. **CCE, 1988.** «Législation communautaire dans le domaine de l'environnement: 1967-1987. Vol. 3, produits chimiques et déchets ». Commission des Communautés européennes, Direction générale Environnement, Protection des consommateurs et sécurité nucléaire. Bruxelles, 125p.
59. **Chiffolleau J.F., 1994** « le chrome en milieu marin » repères Océans, N°8 IFREMER, 43p.
60. **Chiffolleau, J. F., Claisse, D., Cossa,D., Ficht,A., Gonzalez,G., Guyot,T ;, Michel, P., Miramand,P.,Oger, C., et Petit, F., (2001).** – La contamination métallique, Programme scientifique Seine Aval: 39.
61. **CHIFFOLEAU, J. F., D. AUGER, B., BOUTIER, E., ROUZEL, I. TRUQUET, 2003** « Dosage de certains métaux dans les sédiments et la matière en suspension par absorption atomique ». Ed. Ifremer, Brest, France , 2003, 45 pp.
62. **Chiffolleau, J.F., Auger D., Chartier, E., Michel, P., Truquet, I., Ficht, A., Gonzalez, J. L., et Romana, L. A. , 2001.** «Spatiotemporal changes in Cadmium contamination in the Seine estuary (France)». Estuaries 24 (6B): 1029-1040.
63. **Chiffolleau, J.F., Truquet, L., 1994.** Nouvelle méthode de dosage et quelques métaux traces dans les sédiments et les matières en suspension. Rapport interne, IFREMER DEL/98.08, Nantes, 14p.
64. **Claisse, D., Cossa, D., Bretaudeau-Sanjuan, J., Touchard G., et Bombled,B., (2001).**Along the French coast." Mar. Pollut. Bull. 42(4): 329-332
65. **Claisse, D., (1989).** "Chemicals concentration of french coast : the result of ten year mussel watch." Mar. Pollut. Bull. 20: 523-528.
66. **Claisse, D., 1995.** – Surveillance du milieu marin « Les métaux lourds dans les sédiments de la baie de Seine » .Travaux Du RNO ; p 25
67. **Claisse, D., M. Joanny et J. M. Quintin (1992).** "The French marine pollution monitoring network
68. **Coimbra, J., et Carraca,S., 1990:** Accumulation of Fe, Zn, Cu and Cd during the different stages of reproductive cycle in *Mytilus edulis* . Comp. Biochem. Physiol, 1990, 95C: 265-270.
69. **Copin-Montecut, G., 1996.** « Chimie de l'eau de mer ». Edition Institut océanographique. Paris. 319.
70. **Coriari, H., Boisde, G., Grall, L. ,1970-**Essais de corrosion sur différents matériaux dans l'eau de mer jusqu'à 151°C »3rd International Symposium on Fresh Water from the sea,p.597-590.
71. **Cossa, D., (1980).** Utilisation de la moule bleue comme indicateur du niveau de pollution par les métaux lourds et les hydrocarbures dans l'estuaire et le golfe du St Laurent, Rapport INRS Oceanologie (Université du Quebec). NSI-43600/00: 74.

72. **Cossa, D., (1989)** - "Cadmium in *Mytilus spp.*: Worldwide Survey and Relationship between seawater and Mussel Content." Mar. Environ. Res 26: 265-284.
73. **Cossa, D., (1989)**. "A review of the use of *Mytilus spp* as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters." résultats de la campagne 1998., Ifremer. DEL/TL/99-038.
74. **Cossa, D., (1989)**. "Cadmium in *Mytilus spp.*: Worldwide Survey and Relationship between seawater" Oceanologica acta 12(4).
75. **Cossa, D., et Ficht, A., 1999**. - La dynamique du mercure, Programme scientifique Seine-Aval, Editions Ifremer, Plouzané, France: 2.
76. **Cossa, D., et Rondeau, J. G., (1985)**. "Seasonal, geographical and size-induced variability in mercury content of *Mytilus edulis* in an estuarine environment: a re-assessment of mercury pollution level in the estuary and gulf of St Laurent." Mar. Biol 88: 43-49.
77. **Cossa, D., ET Lassus, P., (1989)**. Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, Editions Ifremer, Plouzané, France. 16: 111.
78. **Cosson, R.P., 1987**. Influence des pratiques agricoles sur la contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds : approches écotoxicologiques. Thèse de Doctorat es Sciences naturelles, université de Paris-Sud , centre d'Orsay , 275p + annexes.
79. **Cunningham, P. A., (1979)**. "The use of bivalve molluscs in heavy metal pollution research." Mar. Pollut Fonctionnal Responses.
80. **Custer, K., 2003**. Cleaning up Western Watersheds, Mineral Policy Center, Boulder.
81. **Dameron, C., et Howe, P.D., (1998)**. – Copper Environmental Health criteria n°200. Geneve, World Health Organization.
82. **Dagnellie, P., 1975** - « Théorie méthodes statistiques » ; Tome II. Bruxelles université de Boeck et Larcier , : p109, p242.
83. **Daracott, A., et Watling, H., (1975)**. "The use of molluscs to monitor cadmium levels in estuaries and coastal marine environments." Trans. R. Soc. Afr. 41: pp. 325-338.
84. **De Leon, A.R. ; Guerrero, J. et Jornet, A. (1985)**. Monitoring of heavy metals in superficial sediment and some marine organisms from the western Mediterranean coast. *Journées Etud. Pollut.* CIESM, 7 (1984), pp. 321-326.
85. **Debieche, H., 2002**. Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution salinité, agricole et industrielle. Thèse obtenue à l'U.F.R des sciences et techniques de l'université de Franche-Comté. Ecole doctorale Homme. Environnement. Santé. Spécialité Hydrogéologie et environnement. 235p.
86. **Di Toro, Kavvados, D.M., Matheu, C.D., Paquin, R., Winfield R.P., 2001**. The persistence and availability of metals in aquatic environments. ICME (International Council on Metal and the Environnement), 67p.
87. **Djabri, L., 1996**. Mécanismes de la pollution et vulnérabilité des eaux de la Seybouse. Origine géologique et industrielle, agricole et urbaine. Thèse de doctorat es science. Univ. Besançon. 261p .
88. **Eisler, R., (1981)**. Trace metal concentration in marine organisms. Oxford, Pergamon Press.
89. **Ernst, W., (1980)**. "Effects of pesticides and related organic compounds in the sea." Helgoländers Meeresunters 3: pp.301-312.
90. **Fabris, J. G., Richardson, B.J., O'Sullivan, J.E., et Brown, F.C., (1994)**. "Estimation of cadmium, lead and mercury concentration in estuarine waters using the mussel *Mytilus edulis planutalus* L." Environ. Toxicol. Wat. Qual. 9: pp. 183-192.
91. **FAO, 1975**. Manual of methods of analysis for heavy metals in aquatic environment

- research, Part I : method for detection, measurement and monitoring of water pollution. FAO Fisheries Technical Paper N 137, United Nation.
92. **Fattorini,D., Notti,A., Di Mento,R., Cicero,A.M., Gabellini,M., Russo,A., Regoli, F., 2008** :“Seasonal , spatial and inter-annual variations of trace metals in mussels from Adriatic sea; a regional gradient for arsenic and implications for monitoring the impact of off-shore activities” *Chemosphere* 72(2008)pp. 1524-1533.
 93. **Fernex, F., Miznon, C., Fevrier, G., et Arnonx, A., 1995.** «Transport du plomb atmosphérique en méditerranée occidentale et stockage de ce métal dans les sédiments d’une zone profonde» *Rapp. Comm. Int. Mer, Médit. Malte (valette)*. CIESM, vol 34, 263 p.
 94. **Fischer, A., Schneider, M., & Bouchot., 1987.** « Identification des espèces pour les besoins de la pêche Méditerranéenne et de la Mer noire : Végétaux et Invertébrés ». *Fiches FAO*. Rome 1987, Vol 7. p 371- 714.
 95. **Fisher, H., (1988).** "*Mytilus edulis* as a quantitative indicator of dissolved cadmium. Final study and synthesis." *Mar. Ecol. Prog. Ser* 48: 163-174.
 96. **Fitzgerald, W. F., et Watras,C.J., 1989.** - Mercury in surficial waters of rural Wisconsin." *Sci.Total. Environ.* 87/88: p 223-232.
 97. **Fitzgerald,W.F., et Clarkson,T.W., 1991.** Mercury and monomethylmercury: Present and future concerns. *Environ. Health Perspectives* 96: p 159-166. level in the estuary and gulf of St Laurent. *Mar. Biol* 88:pp. 43-49.
 98. **Forstner, U., 1982.** Accumulative phases for heavy metals in limnic sediments, *Hydrobiologia*, 91,pp. 269-284.
 99. **Forstner, U., 1995.** Non linear release of metals from aquatic sediments; In *Biogeochemistry of pollutants in soils and sediments: Risk Assessment of delayed and non linear responses*; Ed. Salomons W.and Stigliani. W.M. Berlin, Allemagne Springer, pp.247-307.
 100. **Fowler, S. W., (1982).** Biological transfer and transport processes. Pollutant transfer and transport in the sea. G. Kullenberg, CRC press. Boca Raton: 2-65.
 101. **François, Tomas., 1970.** Les mines et la région d’Annaba. *Revue de géographie de Lyon*, année 1970,volume45,numéro1.<http://www.persée.fr>
 102. **Friedrich, A.R., Filice,F.P., 1976** –“ Uptake and accumulation of the nickel ion by *Mytilus edulis*” *Bulletin of Environmental contamination and toxicology*; vol 16, n° 6, p 750-755
 103. **Fung, C. N., Lam,J.C.W., Zheng,G.J., Connell,D.W., Monirith,I., Tanabe,S., B. J. Richardson,B.J., et Lam, P.K.S.,2004** “ Mussel-based monitoring of trace metal and organic contaminants along the east coast of China using *Perna viridis* and *Mytilus edulis*” *Environ Pollut* 127 (2):. pp.203-216
 104. **Gagnon, C., et Fisher,N.S., (1997).** "The bioavailability of sediment bound Cd, Co and Ag to the mussel *Mytilus edulis*." *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:pp. 147-156.
 105. **Gaud, B., 1976.** Etude hydrogéologique du système aquifère d’Annaba - Bouteldja (synthèse des connaissances et recherche des conditions de modélisation) *Rapport de l’ANRH*. Algérie. 151p.
 106. **George, S. G., (1980).** "Correlation of metal accumulation in mussels with the mechanisms of uptake, metabolism and detoxification: a review." *Thalassia Jugoslavica* 16 (2-4):pp. 347-365.
 107. **George, S. G., Carpeno,E., et Coombs,T.L., (1978).** The effect of salinity on the uptake of cadmium by the common mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Physiology and behaviour of marine organisms*. D. S. McLusky et A. J. Bary. Oxford, Pergamon Press:pp. 189-193.

108. **George, S. G., Carpena, E., et Coombs, T.L., (1978).** The effect of salinity on the uptake of cadmium by the common mussel, *Mytilus edulis* (L.). Physiology and behaviour of marine organisms. D. S. McLusky et A. J. Bary. Oxford, Pergamon Press: pp. 189-193.
109. **GESAMP, 1997** – IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UN/Unep. Joint Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Pollution. Report of the Thirty-third session, working group on the evaluation of the hazards of harmful substances carried by ships, EHS/feb 97, International Maritime Organization, London.
110. **Gharsallah, S., 2002.** «Evaluation de la pollution du littoral d'Annaba : qualité microbiologique de l'eau et teneur en métaux lourds du sédiment superficiel ». Mémoire de Magistère en Sciences de la Mer de l'Université d'Annaba, 82 p.
111. **Goldberg, E. D., (1975).** "The Mussel Watch." Mar. Pollut. Bull. 6: 111-113.
112. **Gomez, Ariza, J.L., Giraldez, L., Sanchez-Rodas, D. et Morales, E., 2000.** Metal sequential extraction procedure optimized for heavily polluted and iron oxide rich sediment. Analytica Chimica Acta, 414 (1-2): pp. 151-164.
113. **Gonzalez, J.L., Chiffolleau, J.F., Miramand, P., et Thouvenin, B., (1999).** - Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire, Programme scientifique Seine Aval, Editions Ifremer, Plouzané, France: 31.
114. **Gouy, V., Roulier, J.L., 2003.** Partage eau/sédiments des micropolluants 291-327. In Montuelle B., Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. Eléments physico-chimiques et biologiques. CEMAGREF Ed., 332p.
115. **Granier, M., 1975** - Cobalt, Cadmium, Nickel, 62 pages.
116. **Grant, J. (1996).** "The relationship of bioenergetics and the environment to the field growth of culture bivalves." J. Exp. Mar. Biol. Ecol 200(1-2): 239-256.
117. **Griscom, S. B., Fisher, N.S., et Luoma, S.N., (2000).** "Geochemical influences on assimilation of sediment bound metals in clams and mussels." Environ. Sci. Technol. 34: pp. 91-99.
118. **Grumiaux, F., Demuyne, S., Lepretre, A., Dhainaut-Courtois, N., 1997.** Teneurs métalliques et organiques dans les sédiments et effets sur les communautés benthiques dans deux cours d'eau représentatifs de la région Nord/Pas-de-Calais. Inc : Contaminated soils. Third International Conference on the Biogeochemistry of trace elements. R. PROST Ed., INRA, CD-Rom, Paris.
119. **Gueddah, D., 2003.** « Evaluation de la pollution industrielle et urbaine dans la région de Skikda : impact sur l'écosystème marin côtier » Mémoire de Magistère en Sciences de la Mer de l'Université d'Annaba, 120 p
120. **Guenuen, T., Année eau 1974 -1975.** - Mémoire sur le Chrome. Institut de technique sanitaire – conservatoire des arts et métiers, 37 pages.
121. **Gunawardana, C.G., Martnez, R.E., Xiao, W., et Templeton, D.M., 2006.** Cadmium inhibits both intrinsic and extrinsic apoptotic pathways in renal mesangial cells. American Journal of Physiology - Renal 290 (5).
122. **Hariti, R., Laroussi, A., 2000.** « Contribution à l'étude de la pollution par les métaux lourds dans les sédiments des ports de Mostaganem et d'Annaba ».
123. **Hart, B.T., (1982).** - Heavy metals review paper trace metal complexing capacity of natural water environs. Tech. Lett. pp 95-110.
124. **Haynes, D., et D. Toohey, D., (1998).** "The use of transplanted cultured mussels (*Mytilus edulis*) to monitor pollutants along the Ninety Mile Beach, Victoria, Australia III. Heavy metals." Marine Pollution Bulletin 36(5): 396-399.
125. **Hecker, P., Schaezler, D.J., Kramer, G.R., 1972** - Effects of heavy metals on micro organisms application to process design" Engineering Bulletin of Purdue university, n° 141, part. 1, p 350-368.

126. **Hilly, J., 1963.** Etude géologique des massifs de l'Edough et du Cap de Fer (Est Constantinois). P.S.C.G., Bulletin N°19, Alger, 408p.
127. **Hoenig, M., et DE Kersabieck, A.M.,1990.** L'atomisation électronique en spectrométrie d'absorption atomique. Ed. Masson, Paris, 296p.
128. **Ingersoll, C.G.,Ankley, G.T.,Bando, R.,Burton, G.A.,Lick, W.,Luoma, S.,Mac Donald Reynoldson, D.D,SolomonT.B.,,Swartz R.C.,Warren Hicks, W.I.,1997.**Work group summary report on uncertainly evaluation of measurement endpoints used in sediment ecological risk assessment in:Ingersoll C.G.,Dillon T.,Biddiger G.R.,Editors.Ecological Risk Assesement of Contaminated sediment .Pensacola FL:SETAC Press.pp.297-352.
129. **Janssen, C.R., Schamphelaere,D.,Heijerick,K.,Muysen,D.,Lock,B.,Bossuyt,K.; Vangheluwe,B.,Van,M., Sprang, P.,2000.**Uncertainties in the Environnemental Risk Assessment of Metals. Human and Ecolog.Risk Assess.,6(6),pp.1003-1018.
130. **Jenning,,S.R.,Dollhoph,D.J., et Inskeep,W.P.,2000.**Acid production from Sulfide minerals using hydrogen peroxide Weathering.Applied Geochemistry,15(2) :pp.247_255.
131. **Joanny, M., Belin,C., D. Claisse,D., Grouhel,A., et Moissec,L., (1994).** "Assesment of the French littoral zone through biological monitoring." Equinoxe 47-48: pp.10-19.
132. **Joleaud, L., 1936.** Etude géologique de Bone (Annaba) - la Calle (El kala). B.S.G.A. Alger (2), N°12, Algérie. 199p.
133. **Kaimoussi, A., Chafik, A., Mouzdahir,A., et S. Bakkas,S., (2001).** "The impact of industrial pollution on the Jorf Lasfar coastal zone (Morocco, Atlantic Ocean) : the mussel as an indicator of metal concentration." Earth Planet. Sci. 333: pp.337-341.
134. **Kaimoussi, A., Chafik, A., Cheggour , M., Mouzdahir,A., et Bakka,S.,2000:** Seasonal variation of metal concentration (Cd, Cu, Zn, Fe and Mn) in mussel *Mytilus galloprovincialis* from El Jadida coastline (Morocco). Mar. Life, 2000, 10:pp. 77-85.
135. **Kalpaxis, D. L., Theos,C., Xaplanteri,M.A., Dinos,G.P., Catsiki,A.V., et M. Leotsinidis,M., (2004).** "Biomonitoring of Gulf of Patras, N. Pelopollesus, Greece. Application of a biomarker suite including evaluation of translation efficiency in *Mytilus galloprovincialis* cells." Environmental Research 94: 211-220.
136. **Karayücel, S., et Karayücel,I., (2000).** "The effect of environmental factors, depth and position on the growth and mortality of raft-cultured blue mussels (*Mytilus edulis* L.)." Aquaculture Research 31: 893-899.
137. **Khati, W.; Bensouilah M.; Gnassia-Barelli, M; et Roméo, M. (2008).** Variation saisonnière des métaux et leurs effets sur les mécanismes de défense chez une espèce sentinelle, la moule *Perna perna* récoltée au niveau de la Seybouse (Algérie). Congrès international « Impacts anthropiques sur le milieu marin » ISMAL, Alger le 27-28 octobre 2008.
138. **Khati-Hadj Moussa, W ; (2009)** Etude de la qualité des eaux du golfe d'Annaba par l'utilisation d'un mollusque sentinelle, la moule (*Perna perna* L) : essai in vivo et in situ. Application à la biosurveillance de l'environnement marin. Thèse de Doctorat de l'université d'Annaba, 120p.
139. **Kirchner, W.B., ET Brabowski, S., 1972 -** « Manganèse in lacustrine ecosystem: A review » Water resources bulletin — p.1259-1264 .
140. **Kljakovic Gaspic, Z., Ujevic,I., et Baric,A., (2002).** "The mediterranean blue mussel as an environmental indicator of metal pollution in the coastal area of eastern adriatic." Fresenius Environmental Bulletin 11(9b): 620-625.

141. **Kock de, W. C., (1983).** "Accumulation of cadmium and PCBs by *Mytilus edulis* transplanted from pristine water into polluted gradient." Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (sup 2): 282-294.
142. **Kock de, W. C., (1986).** "Monitoring bio-available marine contaminants with mussels (*Mytilus edulis*) in the Netherlands." Environ. Monitoring and Assessment 7: 209-220.
143. **Korte, N.E., Skopp, J., Fuller, W.H., Niebla, E.E., Alesil, B.A.,1976.** Trace element movement in soils: influence of soil physical and chemical properties. Soils Sciences. 122 (6):350-359.
144. **L.E.M. (Laboratoire d'Etude Maritime).1998.** « Etude d'impact sur l'environnement du dragage de l'ancien port de Skikda ». Rapport du Laboratoire d'Etude Maritime, 36p.
145. **Lafaurie, M., Miamamand, P., Guary, J. C., & Fowler, S. W., 1980.** « Variations des concentrations de Cu, Fe, Zn, Mn, Cd et V dans les principaux organes de *Mullus barbatus* » Linné au cours du cycle sexuel : Résultats préliminaires. V^{ème} journées Etud. Pollutions, Cagliari, CIESM. 373-376
146. **Lahondère, J. C., 1987.** Les séries ultra-telliennes d'Algérie Nord oriental et les formations environnantes dans leur cadre structural. Th. Doctorat. Es-Sciences. Université. Paul Sabatier, Toulouse, France 238p.
147. **Lam, K. S., (2004).** "Mussel-based monitoring of trace metal and organic contaminants along the east coast of China using *Perna viridis* and *Mytilus edulis*." Environ. Pollut 127(2): 203-216.
148. **Landrum, P. F. ;(1988).** "Toxicokinetics of organic xenobiotics in the amphipod, *Pontoporeia hoyi*. Role of physiological and environmental variables." Aquat. Toxicol. 12: pp.245-271.
149. **Lane, T. W., et Morel,F.M.M., (2000).** "A biological function for cadmium in marine diatoms."Proceedings of the National Academy of Sciences 97(9): pp.4627-4631.
150. **Langston, W. J. et S. K. Spence (1995).** "Biological factors involved in metal concentrations observed in aquatic organisms." Environ. Sci. Technol. 26: pp.407-467.
151. **LCPE : Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement ; 1994.** Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation. Le nickel et ses composés . ISBN 0-662-99255-5, National Printers, Ottawa.
152. **Le Réseau Intégrateurs Biologique RINBIO :** Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée » rapport de contrat dans le cadre des conventions N° 991452 et N° 992461 pour l'agence de l'eau RMC . Ifremer Toulon. 67pp.
153. **Lee, K. M., Kruse,,H., et Wassermann,O., (1996).** "Seasonal fluctuation of organochlorines in *Mytilus edulis* L. from the South West Baltic Sea." Chemosphere 32(10): 1883-1895.
154. **Lehmann, B. , 1978.** Memoria explicativa del mapa geologico de Milluni, Cordillero Red (Bolivia). Revista de Geociencias, Universidad Mayor de San Andres, 2(1):pp.187_257.
155. **Levesque, L., 1979 -** Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales Fer, Aluminium, Manganèse, Molybdène, Vanadium, Titane ; p 78-101 Rapport n°2. AFEE.Paris.
156. **Li, X. D., Wang, D.C., Wai, O.M.H., Li, Y.S., Liu,W.X., et Shen, Z.G.,2003.** « Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the earl river estuary» environmental pollution 121. pp. 377-388.

157. **Lindqvist, O., 1991.** "Mercury in the Swedish environment. recent research on causes, consequences and corrective methods." *Water Air Soil Pollut* 55: 261.
158. **Lisk, D.J.; 1972;** Trace metals in soils , plants and animals; *Adv. Agron. , 24:pp. 267-325*
159. **Louhi, A ., Ali Mokhnache, S., Djabri ,L., Gheid, A. et Messadi, D., 1998.** pollution des oueds Meboudja et Seybouse dans la zone industrielle de Annaba (nord est Algérien).*Journal de la Société Algérienne de la Chimie. Volume 8 Numéro1 Année 1998 ISSN1111-4797.*
160. **Lubet, P., & Chappuis, J.G., 1966.** « Etude de la Filtration de l'Eau chez *Mytilus galloprovincialis*. Influence de la taille et de la salinité ». *SOC. Biol. Paris. 158 (II): pp.2125-2128.*
161. **Luoma, S. N., (1983).** "Bioavailability of trace metals to aquatic organisms - a review." *Sci. Total. Environ. 28: pp.1-22.*
162. **Mac Donald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A.,2000.** Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.; 39 (1), 20-31.*
163. **Majori, L., Nedoclan,G., Modonutti,G.B., et Daris,F., (1978).** "Study of seasonal variations of some trace elements in the tissue of *Mytilus galloprovincialis* taken in the gulf of trieste." *Revue. Int. Oceanogr. méd. 49: pp.37-40.*
164. **Marchand, M., ET Kantin,R., (1997).** - "Les métaux traces en milieu aquatique." *Océanis 23(4): pp. 595-629.*
165. **Martoja, M., Martoja, R., 1982.** La bioaccumulation des métaux, processus physiologique normal et consequence de la pollution. *Le Courrier de CNRS, 54 :32-37*
166. **Mason, R. P., Fitzgerald,W.F., et Morel,F.F.M., (1994).** "The biogeochemical cycling of elemental mercury: Anthropogenic influences." *Geochim. Cosmochim. Acta. 58: pp.3191-3198.*
167. **Meybeck,M.,1998,,**Surfacewaterquality:globalassessmentandperspevtives.In:International conference on world water resources at the beginning of the 21 century (UNESCO,Paris,3-6 June1998).Zebidi-UNESCO(ed)Paris,pp.173-185.
168. **Mikac, N., Kwokal, Z. , Martincic,D. , et Branica,M., (1996).** "Uptake of mercury species by transplantedmussels *Mytilus galloprovincialis* under estuarine conditions (Krka river estuary)." *Science of the TotalEnvironment 184: pp.173-182.*
169. **Mikac, N.,Branica,M., Wang,W.X. ,et Harrison,R.M., (1996).** "Organolead compounds in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Eastern Adriatic Coast." *Environ. Sci. Technol. 30:pp. 499-508.*
170. **Miquel, M., 2001** «Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Dir.) ». Rapport Sénat N° 261: 360.
171. **Morono, A., Franco,J., Miranda, M., Reyero,I., Blanco,J., (2001).** "The effect of mussel size, temperature, seston volume, food quality and volume specific toxin concentration on the uptake rate of PSP toxins by mussels (*Mytilus galloprovincialis*)." *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 257: pp.117-132.*
172. **NAS/NRC (1989).** – Recommended dietary allowances, National Academy of Science/National Research Council, Washington.
173. **Neff, J. M., 2002.** « Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of contaminants from oil well produced water ». Elsevier Sciences Publishers, Amsterdam.
174. **Nesto,N., Romano,S., Moschimo,V.,Mauri,M.,DaRos,L 2007.**”Bioaccumulation and biomarker responses of trace metals and micro-organic pollutants in mussels and

- fish from the Lagoon of Venice, Italy” Marine Pollution Bulletin 55 (2007) pp.469-484.
175. **Nolting, R.B; (1990)**. Dissolved and particulate trace metals in sediment of the gulf of Lions. In: EROS (European Rivers Ocean System). Water pollution Research report 20. Project workshop in Blanes (Spain), edited by J.M. Martin and H. Barth, Commission of the E.C., 1990, pp. 314-340.
176. **Odzac, N., Zvonaric,T., Kljakovic Gaspic,Z.,Horvat,M., et Baric,A., (2000)**. "Biomonitoring of mercury in the Kastela Bay using transplanted mussels." The Science of the Total Environment 261(2000) Elsevier: pp. 61-68.
177. **Okumus, I., et Stirling,H.P., (1998)**. "Seasonal variations in the meat weight, condition index and biochemical composition of mussels (*Mytilus edulis* L.) in suspended culture in two Scottish area lochs." Aquaculture 159(3-4):pp. 249-261.
178. **OMS-IPCS (1998)**. Environmental Health Criteria n°200: copper, World Health Organisation, International Programme on chemical safety.<http://www.inchem.org/fulltext.htm>.
179. **Orban, E., G. Di Lena, T. Nevigato, I. Casini, A. Marzetti et R. Caproni (2002)**. "Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites." Food Chemistry 77: pp.57-65.
180. **Paez-Osuna, F., Frias-Espericueta,M.G., et Osuna-Lopez,J.I., (1995)**. "Trace metal concentrations in relation to season and gonadal maturation in the oyster *Crassostrea iridescens*." Mar. Environ. Res 40: 19-31.
181. **Pain, D.J., 1995**. Lead in the environment. In Hoffman D.J., Ratmer, B.A., Burton, G.A.Jr., Cairns,J.Jr., Hand book of Ecotoxicology. Ed Lewis Publishers , 356-391.
182. **Pan, J. F., et Wang,W.X., (2004)** : "Influences of dissolved and colloidal organic carbon on the uptake of Ag, Cd and Cr by the marine mussel *Perna viridis*." Environ. Pollut 129(3): 467-47
183. **Philips, D. J. H., (1977)**. "The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments - a review." Environ. Pollut 13: 281-317.
184. **Philips, D. J. H., et Segar,D.A., (1986)**. "Use of indicators in monitoring conservative contaminants." Mar. Pollut. Bull. 17: 10-17.
185. **Phillips, D. J. H., (1976)**. "The Common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper I. Effects of environmental variables on uptake of metal." Mar. Biol 38: 59-
186. **Phillips, D. J. H., et Rainbow,P.S., (1994)**. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Environmental management series. Aldenn Press Ltd, Oxford: 371p.
187. **Price, N. M., ET Morel,F.M.M., 1990** – “Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom.” Nature 344(6267): 658-660.
188. **Price, W.A., 2003**.Challenger posed by metal leaching and acid drainage,and approaches used to address them.In:J.L.Jambor,D.W.Blowes et A.I.M.Ritchie (Eds).Environmental AspectsofMineWastes.ShortCourseSeries.MineralogicalAssociationofCanada,Vancouver,pp.1-10.
189. **Raffaillac,E.,2002**.Estudio de la contaminacion de la Cuenca de Milluni,Memoire de stage en Aguas del Illimani, la Paz.
190. **Rain, F., Fernex , F., (1982)**. « Teneurs en métaux lourds dans les sédiments des baies de Nice et de Ville Franche-sur-mer (méditerranée, France) ». Origine de contamination. Rev. INT. Oceanogr. Medit Tomes L. XIII- L.XIV. pp. 85-96

191. **Rainbow, P. S., (1990).** Heavy metal levels in marine environment. Heavy metals in the marine environments. R. W. Furness, P. S. Rainbow et C. Press, CRC Press, Boca Raton: 68-79.
192. **Rainbow, P. S., Fialkowski, W. A., Sokolowski, B. D., Smith, M., Wolowicz, M., (2004).** "Geographical and seasonal variation of trace metal bioavailabilities in the Gulf of Gdansk, Baltic Sea using mussels (*Mytilus trossulus*) and barnacles (*Balanus improvisus*) as biomonitors." *Mar. Biol* 144: 271-286.
193. **Ramade, F., (1992)**-« Biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales » p55.
194. **Rapin, F., et Fernex, F., 1981.** «Teneurs en métaux lourds dans les sédiments des baies de Nice et de Ville Franche-sur-mer (méditerranée, France) ; Origine de la contamination. *Rev. Int. Oceanogr. Medit. Tomes L. XIII- L.XIV.* pp. 85-96
195. **Rashid, M.A., 1971.** "The role of humic acids of marine origine and their différent molecular weight fraction in complexing di and trivalent métal. *Soil.*
196. **Recommandations Algériennes.** Recommandations des services de l'environnement concernant les immersions des déblais de dragage provenant des enceintes portuaires– 9 novembre 1991 – Ministère Délégué à la Recherche, à la Technologie et à l'Environnement.
197. **Regoli, F., et Orlando, E., (1993).** "*Mytilus galloprovincialis* as a bioindicator of lead pollution: biological variables and cellular responses." *The Science of the Total Environment Supplement:* 1283-1292.
198. **Renholdt, R., 1976** –"Distribution of selected metals in tissue samples of carp, *cyprinus carpio*" *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, vol.15, n° 3, p.374-377.
199. **Ribeyre, F., et Boudou, A., (1989).** Trophic chains and experimental ecosystems :study of bioaccumulation and transfer processes. *Aquatic Ecotoxicology Fundamental Concepts and Methodologies.* CRC Press, boca Raton.FL. 1: 3-46
200. **Riisgard, H. U., Kittner, H.U., et Seerup, D.F., (2003).** "Regulation of opening state and filtration rate in filter-feeding bivalves (*Cardium edule*, *Mytilus edulis*, *Mya arenaria*) in response to low algal concentration." *J. Exp. Mar. Biol. Ecol* 284(1-2): 105-127.
201. **RINBIO :** « le réseau INtégrateurs BIOlogiques RINBIO : Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerrané » rapport de contrat dans le cadre des conventions N° 991452 et N° 992461 pour l'agence de l'eau RMC ., Ifremer Toulon. 67pp.
202. **Risebrough, W., Robertson, E., Schneider, I., et Gamble, E., (1978).** "The Mussel Watch." *Envir. Conserv.* 5: 101-125.
203. **RNO :** "Surveillance du milieu marin. Bulletins annuels édités par l'Ifremer et le Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement." (1974-2004).
204. **Robbe, D., 1984.** Interprétation des teneurs en elements métalliques associés aux sédiments. Rapport des laboratoires, série Environnements et Génie urbain. EG-1, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 149p.
205. **Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J.P., Chambou, P., Champsaur, H., et Rodier, L., 1996.** « L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer ». 8^{ème} édition. Paris. Collection DUNOD, 383 pages
206. **Roussiez, V.; Ludwig, W.; Probst, J.L ; et Monaco A ; (2005).** Background levels of heavy metals in superficial sediments of the gulf of Lions (NW Mediterranean) : An approach based on ¹³³Cs normalization and lead isotope measurements. *Environmental Pollution*, Volume 138, Issue1, pp. 167-172.

207. **Saad, M.A.H., 1981a.** Occurrence and distribution of chemical pollutants in Lake Mariut, Egypt. 2. Heavy metals. *Water Air Soil Pollut.*, 16:401-7.
208. **Saad, M.A.H., et Fahmy, M.A., 1985.** Occurrence of some heavy metals in surficial sediments of the Nile delta lakes, Egypt. *Water Air soil pollut.*, 24:,-39
209. **Sabhi, Y. ; Chaoui, M. ; Dahhou, M. ; Bakkas, S ; et Ramdani, M. ; (2000).** Identification of the northern Moroccan hot spots and contamination baseline of coastal sediments by heavy metals. *Bull. Inst. Sci.*, Rabat, 1999-2000, n°22, pp.59-69.
210. **Salmon, S.U., et Malmstrom, M.E., 2004.** Geochemical processes in mill tailings deposits :modelling of groundwater composition. *Applied Geochemistry*, 19(1):1_17.
211. **Salomons, W., et Forstner, U., 1984.** «Trace metals in estuaries. Fields investigation in:metals in the hydrocycle ». Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, ISBN 3540127550.349p
212. **Schroeder, W. H., Munthe, J., ET Lindqvist, O., 1989** - "Cycling of mercury between water, air and soil compartments of the environment." *Water Soil Pollut* 48: p 337-347.
213. **Sericanot, J., et Pucci, A., 1982** . – Cu, Cd and Zinc in Blanca bay surface sediments. *Mar. Pollution bull.* vol5.13N° 12 pp 429.431.
214. **Shepard, B.K., 1998.** Quantification of ecological risk to aquatic biota from bioaccumulated chemicals ,EPA823-R-98002, Bethesda, MD, 394p.
215. **Sholkovitz, E.R., 1978.** « The flocculation of dissolved Fe, Mn, Al, Cu, Ni, Co and Cd during estuarine mixing ». *Earth and planetary sciences letters*, 41: 77-86.
216. **Simkiss, K., Taylor, M., et Mason, A.Z., (1982).** "Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs." *Mar. Biol. Letters* 3: 197-201.
217. **Simkiss, K., et Taylor, M.G., (1995).** Transport of Metals across Membranes. In "Metal speciation and bioavailability in aquatic systems". A. Tessier et D. R. Turner, Wiley. 3: 2-39.
218. **Simpson, R. D., (1979).** "Uptake and loss of zinc and lead by mussels (*Mytilus edulis*) and relationship with body weight and reproductive cycle." *Mar. Pollut. Bull.* 10: 74-78.
219. **Sittig, M., 1976** - Toxic metals: pollution control and worker protection » Noyes Data corporation, 350 pages.
220. **Smaal, A. C., A. P. M. A. Vonck et M. Bakker (1997).** "Seasonal variation in physiological energetics of *Mytilus edulis* and *Cerastoderma edule* of different size classes." *Journal of the marine biological association of the United Kingdom* 77(3):pp. 817-838.
221. **Stronkhorst, J., (1992).** "Trends in pollutants in the blue mussel *Mytilus edulis* and flounders *Platichthys flesus* from two dutch estuaries, 1985-1990." *Marine Pollution Bulletin* 24(n°5):pp. 250-258.
222. **Taleb, M.Z., Boutiba, Z.** « La Moule *Mytilus Galloprovincialis* : Bioindicateur de Pollution Marine- Cas du port d'Oran » *Sciences & Technologie C- N 25*, Juin(2007). PP-59-64.
223. **Thevenot ,D., Meybeck, M., Chesterikof, A., Chevreuil, M., Huang, W.W., Estebe, A., Idlafkih ,Z., Jairy, A., Bussy, A. L., Garnaud, S., Mouchel, J.M., 1998.** Pourquoi tant de métaux? Pp 11 .1-11.44 In Meybeck M., de Marsily G. Fustec E. (Eds) *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé* ; Elsevier, Paris. 749p.
224. **Thibaud, Y., et Boutier, B., (1988).** "Surveillance du mercure et du cadmium dans les huîtres et les moules du littoral français (1979-1985)." *Rapport Synthèse RNO Vol IV*: 55-100.

225. **Tran, D., Boudou,A., et Massabuau,J.C., (2002).** "Relationship between feeding-induced ventilatory activity and bioaccumulation of dissolved and algal-bound cadmium in the asiatic clam *Corbicula fluminea*." *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: pp.327-333.
226. **Traversy,W.J., 1979-**Methods for chemical analysis of waters and wastewaters; 117p.
227. **USEPA, 1997. U.S.Environmental. Protection. Agency.** The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States,Volume 2,Data Summaries for .areas of probable concern;EPA-823-R-97-007.
228. **USEPA,1985.U.S.Environmental. Protection. Agency.**..Ambiant Water Quality Criteria for lead-1984,U.S.EPA,Rep.440/5-84-027,Washington,D.C.
229. **USEPA,2001. U.S.Environmental. Protection. Agency.**Update of ambient water quality criteria for cadmium, U.S.EPA-822-R-01-001, Washington, D.C.
230. **Uysal, H; et Tuncer, S; (1985).** A comparative study on the heavy metal concentrations in some fish species and sediments from Izmir Bay. *Journées Etud. Pollut. CIESM*, 7 (1984), pp.275-283.
231. **Vaissiere, R., & Fredj, G., 1963.** Contribution à l'étude de la faune benthique du plateau continental de l'Algerie.Bull.Inst. Océanogr. Monaco., 60 (1272) :83p.
232. **Veith, G. D., Defoe,D.L., et B. J. Bergstedt,B.J., (1979).** "Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish." *J. Fish. Res. Bd. Can* 36: pp.1040-1048.
233. **Vila ,J. M., 1980.** La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins algéro-tunisiens, Thèse. Doctorat. Es-sciences. Naturelles. Universite. Pierre et Marie - Paris VI, pp. 282-296.
234. **Vlahogianni,T., Dassenakis,M., Scoulos,M.J., Athanasios Valavanis 2007** « Integrated use of biomarkers (Surperoxide dismutase, catalase and lipid peroxidation » in mussels *Mytillus galloprovincialis* for assessing heavy metals pollution in coastal areas from the Saronikos Gulf Greece .*Marine Pollution Bulletin* 54 (2007) Elsevier. pp.1361-1371.
235. **Voutsinou-Taliadouri, F; (1983).** Metal concentration in polluted and unpolluted Greek sediments: a comparative study. *Journées Etud. Pollut. CIESM*, 7 (1984), pp. 245-259.
236. **Wang, W.X., Fisher,N.S., et Luoma,S.N., (1995).** "Assimilation of trace elements ingested by the mussel *Mytilus edulis*: Effects of algal food abundance." *Mar. Ecol. Prog. Ser* 129:pp. 165-176.
237. **Wang, W.-X., et Fisher,N.S., (1997a).** "Modeling metal bioavailability for marine mussels." *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 151: pp.39-65.
238. **Wang, W.X., et Fisher,N.S., (1997b).** "Modeling the influence of body size on trace element accumulation in the mussel *Mytilus edulis*." *Mar. Ecol. Prog. Ser* 161: pp.103-115.
239. **Wang, W.X., et Fisher,N.S (1998a).** "Accumulation of trace elements in a marine copepod." *Limnol. Oceanogr.* 43: pp.273-283.
240. **Wang, W.X., et Wong,R.C.K., (2003) :** "Combined effects of food quantity and quality on Cd, Cr and Zn assimilation to the green mussel *Perna viridis*." *J. Exp. Mar. Biol. Ecol* (1): pp.49-69.
241. **WATER. QUALITY. CRITERIA. 1963** "The ressources agency of california-state water quality contrôle board", 550p.
242. **Widdows, J., 1978** "combined effects of body size, food concentration and season of the physiology of *Mytilus edulis*" *J.Mar. boil. Ass* . 1978, UK58:pp. 105-124.

243. **Wilson et.al, (1972)** – A method for determination of manganese in water” the water research association –53p.
244. **Wolfe, D. A., (1991)**. Selection of bioindicators of pollution for marine monitoring programmes. Rockville, MD 20852 USA: pp.149-167.
245. **Wong, W. H., et Cheung,S.G., (2001)** : "Feeding rythms of the green-lipped mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) (*Bivalvia: Mytilidae*) during spring and neap tidal cycles." J. Exp. Mar. Biol. Ecol 257(1): pp.13-36.
246. **Wong, W.H., et Cheung, S.G.,1999**. Feeding behaviour of the green mussel, *Perna viridis* (L.): Responses to variation in seston quantity and quality. J. Exp. Mar. Biol. Ecol 236 (2), Wong 1999, pp.191-207.
247. **Wong,W.H., et Cheung,S.G.,; 2001** Feeding rates and scope for growth of green mussels, *Perna viridis* (L.) and their relationship with food availability in Kat O, Hong Kong. Aquaculture 2001, 193 (1-2): pp.123-137.
248. **Wright, P., et Mason,C.F., (1999)**. "Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England." The Science of the Total Environment 226(2-3): pp.139-156.
249. **Yamaraz, O.; Mordogan, H ; et Alpdaz, A ; (1990)**. Etude des métaux lourds (Zn, Cu, Pb, Cd, Cr) dans les sediments de la pêcheirie d’Homa-Izmir. Rapp. P.-V. Réunion. CIESM, 32 (1), 57p.
250. **Zandee, D. I., Kluytmans, J.H., Zurburd, W., et Pieters,H.,1980**. Seasonal variations in biochemical composition of *Mytilus edulis* with reference to energy metabolism and gametogenesis. Neth. J. Sea Res, 1980 14: pp.1-29.
251. **ZECHER, D .C., 1970**. – Problems in replacing chromate as a corrosion inhibitor for open recirculating cooling waters. Extrait de “Industrial Process design for Water Pollution Control” American Institut of Chemical Engineers, pp.89-92.

I. PRODUCTION SCIENTIFIQUE: **COMMUNICATIONS :**

Nationales :

- [1] auteurs : N.Ouali, O.Tobbi, B.E. Belabed et A.B.Djebar
Identification et quantification des métaux lourds dans le sédiment des lacs oubeira, mellah, tonga et lac des oiseaux
Séminaire National Sur L'industrie Minérale Et L'environnement, SNIME 2005.
Annaba 6 et 7 décembre 2005.
- [3] auteurs : BELABED B.E., DJABOURABI A., & BENSOUILAH M
TENEURS EN PLOMB, CADMIUM, MERCURE ET ZINC RELEVÉS DANS LA
CHAIR DE MOULES RECOLTÉES DANS LE LITTORAL D'ANNABA
5^{èmes} journées scientifiques de l'ANDRS 09, 10 et 11 avril 2007 à la Faculté De
Médecine De Annaba
- [5] Auteur : BELABED.B.E
Niveau de pollution par les métaux lourds des sédiments et des eaux de surface de
deux lacs (oubeira et el mellah) du complexe des zones humides d'el kala
1^{ère} journée d'études sur l'environnement état des lieux et perspectives, 20 mai 2007
centre universitaire de SOUK AHRAS
- [6] B.E. Belabed , L. Djabri , A. Bendjama , M. Bensouilah , « distribution des
métaux lourds dans les sédiments superficiels des embouchures d'oueds de la partie
EST du golfe d'Annaba »
- [7] A. Bendjama ; B.E. Belabed , T. Chouchane , L. Djabri , « variations saisonnières
des concentrations de quelques métaux lourds dans le complexe lacustre des zones
humides de la région d'el Kala (Tonga , Oubeira , Mellah) » Seventh International
Symposium , Catalysis and Processes Engineering ENTM .Rabat , Morocco . 15.16
April 2008.
1^{ère} Journée sur la biodiversité et écosystèmes 30 Avril 2008, centre universitaire Souk
Ahras .
- [8] B.E. Belabed , L. Djabri , A. Bendjama , M. Bensouilah , « évaluation de la
contamination par les métaux traces (Plomb, Cadmium , Mercure , cuivre ,Zinc ,
Nickel , Chrome) de la chair de moule Perna, perna récoltées dans le littoral
d'Annaba » 1^{ères} Journées Nationales sur la biologie des écosystèmes aquatiques .
24.25 Mai 2008 Centre Universitaire Skikda.

Internationales :

- [1] auteurs : OUALI N., TOBBI.O., BELABED B.E., RETIMA A., & DJEBAR A.B
METAUX LOURDS DANS LES SEDIMENTS DU COMPLEXE LACUSTRE
D'EL KALA : CAS DES LACS DES OISEAUX, MELLAH, OUBEIRA ET TONGA
Sixième congrès maghrébin des sciences de la mer organisé à Monastir (Tunisie) du
17 au 21 décembre 2005
- [2] auteurs : BELABED B.E., DJABOURABI A., & BENSOUILAH M.
LA CONTAMINATION PAR LES METAUX LOURDS DU SEDIMENT
SUPERFICIEL DU LITTORAL D'ANNABA ET DE LA LAGUNE EL MELLAH
Huitièmes journées tunisiennes des sciences de la mer organisées à Hammamet
(Tunisie) du 16 au 19 décembre 2006
- [3] auteurs : DJABOURABI A., BELABED B.E., & BENSOUILAH M

TENEURS EN METAUX LOURDS RELEVES DANS LA CHAIR DE MOULES PEUPLANT LE LITTORAL D'ANNABA-DISTRIBUTION SPATIALE ET TEMPORELLE

Huitièmes journées tunisiennes des sciences de la mer organisées a Hammamet (Tunisie) du 16 au 19 décembre 2006

[4] Communication internationale avec acte

B.E. Belabed , L. Djabri , M. Bensouilah « Distribution of heavy metals in the surface sediment of the western part of the gulf of Annaba - Algeria » Proceedings of the International Symposium on Sediment Management 9- 11-July 2008 , Lille , France . pp 325-334 .

[5] BE. BELABED ; M. BENSOUILAH (Recherche Sur La Pollution Marine Du Golfe De Annaba Nord-Est Algerien : Teneurs En Metaux Lourds Dans La Chair De Moule Comestible (Perna perna). AUX XVIII^{EMES} JOURNEES NATIONALES DE BIOLOGIE DE LA SSNT : « GENIE BIOLOGIQUE ET ENVIRONNEMENT » du 06 au 09 novembre 2008 à Yasmine Hammamet, Tunisie.

[6] BE. Belabed ; Talbi Hanane ; L. Djabri , M. Bensouilah (determination des niveaux de contamination par les métaux lourds: cas de deux oueds Meboudja et Séybose Nord Est Algérien). Quatrième Congrès International : Traitement et Valorisation des rejets (production des métabolites et de bioénergie) du 13 au 15 mars 2009 a Mahdia ;Tunisie.

[7] BE. ;Belabed ;L. ;Djabri ;M ;Bensouilah(degré de contamination par les métaux lourds des eaux et des sédiments superficiels des oueds Meboudja et Seybouse ;Annaba(Nord-Est Algérien).Journées Internationales des Géosciences de l'Environnement (JIGE-5) Fès 13-15 Mai 2009.

[8] BE. ;Belabed ;L. ;Djabri ;M ;Bensouilah (Contamination métallique d'un écosystème lagunaire , le lac Tonga Parc National d'El Kala Nord Est Algérien. Séminaire International sur l'Industrie Minérale et l'Environnement SIMINE 9 ,03 et 04 Novembre, Université de Annaba, Algérie.

[9] BE. BELABED ; M. BENSOUILAH (La moule Perna perna : bio indicatrice de pollution- cas de la baie de Annaba. Onzièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer. Nabeul du 19 au 22 Décembre 2009

PUBLICATIONS

B.E.Belabed , A.Djabourabi , M. Bensouilah , “ Teneurs en Plomb , Cadmium, Mercure et zinc relevées dans la chair de la moule , Perna , perna , dans le littoral d'Annaba »

Revue des sciences et technologie , Synthèse , N°18 juillet 2008 ,pp 12-22

Communication internationale avec acte

B.E. Belabed , L. Djabri , M. Bensouilah « Distribution of heavy metals in the surface sediment of the western part of the gulf of Annaba - Algeria » Proceedings of the International Symposium on Sediment Management 9- 11-July 2008 , Lille , France . pp 325-334 .

Analyse en composantes principales

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode statistique essentiellement descriptive; son objectif est de présenter, sous une forme graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de données. Ce tableau doit être constitué, en lignes, par des individus sur lesquels sont mesurées des variables quantitatives.

Pour faciliter la visualisation des individus, l'ACP réduit les dimensions des espaces. Les espaces retenus seront donc à une dimension (c'est-à-dire des droites) ou, et c'est le cas le plus fréquent, à deux dimensions (c'est à dire des plans).

Les droites et les plans issus d'une ACP ne seront pas réalisés avec les variables initiales mais avec des indices synthétiques obtenus par combinaison linéaire de variables initiales. La méthode cherche d'abord l'indice pour lequel la variation des individus est maximale: cet indice est appelé première composante principale ou premier axe principal.

Ensuite, une seconde composante est recherchée et ceci sous deux conditions:

- Avoir une corrélation nulle avec la première.
- Avoir, à son tour, la plus grande variance.

Ainsi, cette deuxième composante fournit la plus grande information non expliquée par la première.

Le processus se déroule ainsi jusqu'à l'obtention de la dernière composante principale, la part d'information expliquée par chacune d'elle devenant de plus en plus faible.

Dans cette étude, nous avons effectué une analyse statistique (ACP) des eaux superficielle sur les deux périodes (basses eaux et hautes eaux). Le but de cette analyse statistique est de faire ressortir:

- Les différentes corrélations significatives entre éléments chimiques afin de comprendre le mécanisme du chimisme des eaux
- Les points d'eau qui possèdent des concentrations élevées en éléments chimiques par rapport à l'ensemble de la plaine

Cela nous permet de donner une idée préalable sur les éléments et les sites de pollution.

Ces résultats d'analyse caractérisant les eaux de la nappe superficielles ont permis la réalisation d'une analyse en composantes principales pour chaque saison (basses et hautes eaux).