

**REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE ABOU-BEKR BELKAID DE TLEMCCEN**

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et des Sciences de la Terre et de l'Univers

Département d'Ecologie et Environnement

Laboratoire des Technologies de Séparation et Purification

Département of de Chimie- Faculté des Sciences- Université Abou-Bekr Belkaid de Tlemccen

THESE

Présentée par

M^{me}. ABI AYAD Linda,

En vue de l'obtention du

DIPLOME DE DOCTORAT

EN

ECOLOGIE VEGETALE

Thème

**ETUDE EXPERIMENTALE ET STATISTIQUE DU DEPOT
SPATIOTEMPOREL DE METAUX DANS LE MILIEU MARIN.
CAS DE LA COTE DE DESSALAGE DU LITTORAL OUEST D'ALGERIE**

Soutenu le :

Président	Mr. Mesli Lotfi
Directeur de Thèse	Mr. Belkhouche Nasr-Eddine
Co-Directeur de Thèse	Mr. Elhaitoum Ahmed
Examineurs	Mr. Boutiba Zitouni
	Mr. Rouane Hacene Omar

devant le jury composé de :

Professeur	Université de Tlemccen
Professeur	Université de Tlemccen
M.C.A.	Université de Tlemccen
Professeur	Université d'Oran
M.C.A.	Université d'Oran

Année Universitaire 2015-2016

***POUR TOUS CEUX
QUI ONT DU RESPECT
POUR LA NATURE ET LA VIE
SUR TERRE***

DEDICACES

Je dédie cette thèse

A tous ceux qui me sont très chers

Hommages à mes frères.

À

Mes chers parents.

Ma sœur.

Et

A

Mon Mari.

LINDA

SOMMAIRE

Pages

REMERCIEMENTS.....	01
LISTE DES TABLEAUX.....	02
LISTE DES FIGURES.....	04

INTRODUCTION.....	09
-------------------	----

PARTIE THEORIQUE

CHAPITRE I : Pollution et la qualité du milieu marin

I-1. Généralités.....	12
I-2. Qualité du milieu marin méditerranéen.....	12
I-3. Les contaminants et leurs impacts sur le milieu marin.....	13
I-3-1. Les polluants inorganiques (métaux lourds).....	14
I-4. Pollution des mers.....	17
I-5. Pollution du littoral occidental algérien.....	18
I-5-1. Etat des lieux.....	20
I-5-2. Les différentes activités menaçant les biocénoses.....	24
I-6. Pollution causée par le dessalement en Algérie.....	28
I-6-1. Les causes et techniques du dessalement.....	30
I-6-2. Le dessalement et conséquences expérimentales.....	33
I-6-3. Les impacts du dessalement sur le milieu terrestre.....	34
I-6-4. Les impacts du dessalement sur le milieu aquatique.....	39
I-7. Notions de bioaccumulation et de bioconcentration des métaux.....	44
I-8. Voie de pénétration d'un métal dans l'organisme.....	47
I-9. Mécanismes de pénétration de stockage et d'excrétion des métaux lourds.....	48
I-9-1. Mécanisme de pénétration chez l'organisme marin.....	48
I-9-2. Mécanisme de stockage des métaux lourds.....	48
I-9-3. Mécanisme d'excrétion des métaux lourds.....	48
I-10. Processus modifiant la toxicité des métaux.....	49
I-10-1. Effet de la température et de la salinité.....	49
I-10-2. Interaction.....	49
I-11. Interaction entre polluants.....	50

CHAPITRE II : Eau de mer et les échantillons biologiques

II-1. Généralités sur l'eau.....	53
II-2. L'eau de mer.....	53
II-2-1. Origine de l'eau de mer.....	53
II-2-2. Composition de l'eau de mer.....	54
II-2-3. Utilisations.....	55
II-3. Caractéristiques des eaux marines et saumâtres	55
II-3-1. Les eaux marines.....	55
II-3-2. Les eaux saumâtres.....	56
II-4. Paramètres étudiés de l'eau de mer.....	56
II-4-1. Température.....	56
II-4-2. pH.....	57
II-4-3. Conductivité électrique	57
II-4-4. Salinité	57
II-4-5. Turbidité.....	58
II-5. Matériel biologique.....	58
II-5-1. Aperçu général sur la flore aquatique.....	58
II-5-1-1. Répartition géographique des ulves « <i>Ulva lactuca</i> ».....	59
II-5-1-2. Répartition géographique des Enteromorphes « <i>Enteromorpha linza</i> ».....	61
II-5-1-3. Répartition géographique des corallines « <i>Corallina officinalis</i> »	63
II-5-2. Aperçu et répartition géographique des mollusques « patelles ».....	65
II-5-2-1. Aire de répartition.....	66
II-5-2-2. Morphologie	66
II-5-2-3. Anatomie.....	67
II-5-2-3. Appareil respiratoire.....	67
II-5-2-4. Système nerveux.....	67
II-5-2-5. Appareil circulatoire.....	67
II-5-2-6. Appareil digestif.....	67
II-5-2-7. Appareil excréteur	68
II-5-2-8. Organes génitaux.....	68
II-5-2-9. Biologie.....	68

CHAPITRE III : Etude des zones côtières

III-1. Généralités.....	71
III-2. Zones côtières.....	71

III-2-1. Etude de la côte d'Honaine.....	71
III-2-1-1. Port d'Honaine.....	71
III-2-1-2. Activités industrielles potentielles de la zone.....	72
III-2-2. Etude de la côte de Béni-Saf.....	73
III-2-2-1. Port de Béni-Saf.....	76
III-2-2-2. Tissu industriel de Béni-Saf.....	77
III-3. Circulation générale des courants marins en méditerranée.....	78
III-3-1. Les courants généraux.....	82
III-3-2. Les courants côtiers.....	83
III-3-3. Les courants de dérivés littoraux.....	83
III-4. Climatologie des zones d'études.....	83

PARTIE EXPERIMENTALE

CHAPITRE I : Techniques de minéralisations et analyses

I-1. Choix des sites d'échantillonnages	86
I-2. Choix et prélèvement du matériel d'échantillonnage.....	87
I-2-1. Prélèvement de l'eau de mer.....	87
I-2-2. Prélèvement ou récolte des bio-indicateurs biologiques	87
I-3. Réalisation de l'échantillonnage	88
I-4. Minéralisation	90
I-4-1. Minéralisation des algues.....	90
I-4-2. Minéralisation de la patelle.....	90
I-5. Instruments analytiques et performances	91
I-5-1. Limites de détection.....	91
I-5-2. Précision.....	91

PARTIE RESULTATS ET DISCUSSIONS

CHAPITRE I :

I-1. Etude des paramètres physico chimique de l'eau de mer.....	93
I-1-1. Le potentiel d'hydrogène (pH).....	93
I-1-2. Température.....	94
I-1-3. Salinité.....	95

I-1-4. Conductivité électrique.....	96
I-1-5. Turbidité NTU.....	96
II-2. Présentation des résultats de dosages de métaux lourds ; Cd, Pb, Cu, et Zn dans l'eau de.....	97
II-2-1-1. Etude comparative des moyennes : ANOVA dans l'eau de mer	98
II-2-1-2. Analyse en composantes principales : ACP.....	100
III-3. Présentation des résultats de dosages de métaux lourds ; Cd, Pb, Cu, et Zn chez les algues..	103
III-3-1. Etude des variations saisonnière des métaux lourds chez <i>Ulva lactuca</i>	105
III-3-1-1. Etude comparative des moyennes : ANOVA chez <i>Ulva lactuca</i>	105
III-3-1-2. Analyse en composantes principales : ACP.....	110
III-3-2. Etude des variations saisonnière des métaux lourds chez <i>Enteromorpha linza</i>	113
III-3-2-1. Etude comparative des moyennes : ANOVA chez <i>Enteromorpha linza</i>	115
III-3-2-2. Analyse en composantes principales : ACP.....	118
IV-3-3 Etude des variations saisonnière des métaux lourds chez <i>Corallina officinalis</i>	121
IV-3-3-1. Etude comparative des moyennes : ANOVA chez <i>Corallina officinalis</i>	122
IV-3-3-2. Analyse en composantes principales : ACP.....	125
IV-3-3-2. Analyse en composantes principales : ACP chez les trois algues.....	128
V-4. Présentation et l'étude des variations de dosages de métaux lourds ; Cd, Pb, Cu, et Zn Chez <i>Patella ferruginea</i>	131
V-4-1. Etude comparative des moyennes : ANOVA chez <i>Patella ferruginea</i>	135
V-4-2. Analyse en composantes principales : ACP.....	138
V-5. Présentation des résultats de l'ACP pour l'eau de mer et les différents maillons de la chaîne trophique.....	139

CHAPITRE II

II-1. Indice de pollution métallique chez les bio-indicateurs marins.....	141
II-1-1. Indice de pollution métallique chez les algues.....	141
II-1-1-1. Indice de pollution métallique chez <i>Ulva lactuca</i>	141
II-1-1-2. Indice de pollution métallique chez <i>Enteromorpha linza</i>	142
II-1-1-3. Indice de pollution métallique chez <i>Corallina officinalis</i>	143
II-2. Etude des interactions métalliques chez les bio-indicateurs marins	144
II-2-1. Rôle des interactions.....	144
II-2-2. Etude des interactions métalliques chez les algues.....	144
II-2-2-1. Etude des interactions métal-milieu chez <i>Ulva lactuca</i>	145
II-2-2-2. Etude des interactions métal-milieu chez <i>Enteromorpha linza</i>	146
II-2-2-3. Etude des interactions métal-milieu chez <i>Corallina officinalis</i>	147

II-2-3. Etude des interactions métalliques chez le mollusque.....148

II-2-3-1. Etude des interactions métal-milieu chez *Patella ferruginea*.....149

CONCLUSION.....155

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....156

ANNEXE.....173

REMERCIEMENTS

C'est au sein du laboratoire des Technologies de Séparation et de Purification, à l'Université d'Abou-Bekr Belkaid de Tlemcen que les travaux de recherches ont été menés. Ceci me permet avec un grand plaisir de remercier toutes les personnes qui m'ont permis de finaliser ma thèse de Doctorat et de la mettre à ce jour, ainsi qu'à l'ensemble de l'équipe de laboratoire.

Un grand remerciement à mes professeurs spécialement :

Mr. Belkhouche Nasr-Eddine, mon encadreur, à qui je lui dois toute ma gratitude, qui m'a soutenu énormément tout au long de mon parcours doctoral, par ses réflexions et ces conseils qui mon été profitables, sa vision complémentaire surtout indispensable m'a permis de faire évoluer et prendre patience pour finaliser cette étude. Aussi mes remerciements les plus sympathiques à mon Co-encadreur Mr. Elhaitoum Ahmed, professeur d'Agronomie; « MCA » pour sa contribution à l'évaluation de cette thèse par ses remarques tout à fait pertinentes.

Mes plus vifs remerciements à la Présidente du jury, Mr. Mesli Lotfi « Pr. », d'avoir bien voulu présider le jury et d'en faire partie.

Mes sincères remerciements les plus reconnaissant, à Mr. Rouane Hacene Omar professeur en biologie : Science et environnement ; « MCA » à l'Université d'Oran, comme examinateur, pour son soutien, et conseils dans le domaine des statistiques et son aide la plus précieuse et inespérée.

Mon profond respect à Mr. Boutiba Zitouni, Professeur en biologie à l'Université Es-Sénia d'Oran, responsable de laboratoire du réseau de surveillance environnemental (LRSE), comme examinateur, d'avoir accepté notre invitation parmi les membres des jurys.

Mes plus grands salutations et estime à Mr. José Morillo Docteur en chimie industrielle à l'Université de Séville : Espagne et son équipe plus que dévoué à la recherche, à la science et aux échanges scientifiques entre les pays Maghrébin, et surtout de m'avoir accueillie dans son laboratoire de chimie et de l'environnement.

Je tiens à remercier chaleureusement ma famille, mes amis surtout mon amie Amel : future Docteur en chimie et de l'environnement pour son aide et son appui ainsi qu'à mes collègues pour leur soutien et leurs conseils.

Liste des Tableaux	Page
---------------------------	-------------

PARTIE THEORIQUE**Chapitre I**

Tab. I-1 : Principaux groupes d'algues de la zone néritique en Algérie.....	23
Tab. I-2 : Rejets mesurés dans les principales zones portuaires.....	27
Tab. I-3 : Teneurs en métaux lourds et en hydrocarbures ($\mu\text{g/g}$) dans les principaux ports D'Algérie (les chiffres entre parenthèses représentent les normes).....	28
Tab. I-4 : Distribution de l'eau douce dans les différentes sources naturelles par litre.....	31
Tab. I-5 : La quantité moyenne d'eau (l) nécessaire pour fabriquer 1l d'eau.....	32
Tab. I-6 : La quantité moyenne d'eau (L) nécessaire pour fabriquer 1kg de	32
Tab. I-7 : Produits chimiques potentiellement présents dans les effluents des usines de dessalement.....	43

Chapitre II

Tab. II-1 :Volume d'eau contenu dans les différents réservoirs.....	54
Tab. II-2 :Composition de l'eau de mer et pourcentages en masse des principaux éléments..	55
Tab. II-3 : Classe de turbidité usuelle (NTU, Nephelometric Turbidity Unit).....	58

Chapitre III

Tab. III-1 :Caractéristique de l'eau de mer d'Honaine.....	76
Tab. III-2 : Tissu industriel de Béni-Saf.....	78

PARTIE EXPERIMENTALE**Chapitre I**

Tab. I-1 :Limites de détection (LD) des dosages de l'eau de mer par spectrophotométrie d'absorption atomique.....	92
Tab. I-2 :Limites de détection (LD) des dosages des algues et du mollusque par spectrophotométrie d'absorption atomique.	92

PARTIE RESULTATS ET DISCUSSION**Chapitre I**

Tab. I-1 : Caractéristiques de l'eau de mer du littoral des zones de Béni-Saf(S1) et d'Honaine (S2 et S3) durant l'année 2011-2012.....	93
Tab. I-2 :Teneurs en métaux (mg/l) de l'eau de mer du littoral Ouest des zones de Béni-Saf(S1) et d'Honaine (S2 et S3); (valeurs limites, moyenne \pm écart type).....	98

Tab.I-3: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes de l'eau de mer (mg/l) provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port de Honaine (S3).	100
Tab.I-4: Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux dans l'eau de mer du littoral Ouest Algérien.	104
Tab.I-5 : Teneurs en métaux (mg/kg de poids sec) de l'ulve (<i>Ulva lactuca</i>), récoltés sur le littoral Ouest des zones de Béni-Saf(S1) et d'Honaine (S2 et S3); (valeurs limites, moyenne \pm écart type).	105
Tab.I-6: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez <i>Ulva lactuca</i> (mg/kg) de poids sec provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port de Honaine (S3).	110
Tab.I-7: Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez l'Ulve « <i>Ulva lactuca</i> » du littoral Ouest Algérien.	114
Tab.I-8 : Teneurs en métaux (mg/kg de poids sec) de l'enteromorpha (<i>Enteromorpha linza</i>), récoltés sur le littoral Ouest des zones de Béni-Saf(S1) et d'Honaine (S2 et S3); (valeurs limites, moyenne \pm écart type).	115
Tab.I-9: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez <i>Enteromorpha linza</i> (mg/kg) de poids sec provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port de Honaine (S3).	118
Tab.I-10: Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez l'Enteromorpha « <i>Enteromorpha linza</i> » du littoral Ouest Algérien.	121
Tab.I-11: Teneurs en métaux (mg/kg de poids sec) de la coralline (<i>Corallina officinalis</i>), récoltés sur le littoral Ouest des zones de Béni-Saf(S1) et d'Honaine (S2 et S3); (valeurs limites, moyenne \pm écart type).	122
Tab.I-12: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez <i>Corallina officinalis</i> (mg/kg) de poids sec provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port d'Honaine (S3).	125
Tab.I-13: Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez la Coralline « <i>Corallina officinalis</i> » du littoral Ouest Algérien.	128
Tab.I-14: Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez les algues « <i>Ulva lactuca</i> , <i>Enteromorpha linza</i> , <i>Corallina officinalis</i> » du littoral Ouest Algérien.	130
Tab.I-15: Teneurs en métaux (mg/kg de poids frais) du mollusque (<i>Patella ferruginea</i>),récoltés sur le littoral Ouest des zones de Béni-Saf(S1) et d'Honaine (S2 et S3); (valeurs limites, moyenne \pm écart type).	132
Tab.I-16: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez le mollusque <i>Patella ferruginea</i> (mg/kg) de poids frais provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port d'Honaine (S3).	135
Tab.I-17: Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez la patelle « <i>Patella ferruginea</i> » du littoral Ouest Algérien.	138

Chapitre II

Tab.II-1 : Indice de pollution métallique chez l'ulve dans les trois stations durant la campagne 2011-2012.	141
Tab.II -2 : Indice de pollution métallique chez l'enteromorphedans les trois stations durant la campagne 2011-2012.	142
Tab.II-3 : Indice de pollution métallique chez la Coralline dans les trois stations durant la campagne 2011-2012.	143

Tab.II-4 : Matrice de corrélations entre les métaux chez l’ulve « <i>Ulva lactuca</i> » et la qualité de l’eau du milieu dans la côte de Béni-Saf.....	145
Tab.II-5 : Matrice de corrélations entre les métaux chez l’ulve « <i>Ulva lactuca</i> » et la qualité de l’eau du milieu dans la côte d’Honaine.....	145
Tab.II-6 : Matrice de corrélations entre les métaux chez l’enteromorphe « <i>Enteromorpha linza</i> » et la qualité de l’eau du milieu dans la côte de Béni-Saf.....	146
Tab.II-7 : Matrice de corrélations entre les métaux chez l’enteromorphe « <i>Enteromorpha linza</i> » et la qualité de l’eau du milieu dans la côte d’Honaine.....	146
Tab.II-8 : Matrice de corrélations entre les métaux chez la Coralline « <i>Corallina officinalis</i> » et la qualité de l’eau du milieu dans la côte de Béni-Saf.....	147
Tab.II-9 : Matrice de corrélations entre les métaux chez la coralline « <i>Corallina officinalis</i> » et la qualité de l’eau du milieu dans la côte d’Honaine.....	148
Tab. II-10 : Indice de pollution métallique dans les trois stations durant la campagne 2011-2012.....	149
Tab.II-11 : Matrice de corrélations entre les métaux chez le mollusque « <i>Patella ferruginea</i> » et la qualité de l’eau du milieu dans la côte de Béni-Saf.....	150
Tab.II-12 : Matrice de corrélations entre les métaux chez le mollusque « <i>Patella ferruginea</i> » et la qualité de l’eau du milieu dans la côte d’Honaine.....	150

Liste des Figures

Page

PARTIE THEORIQUE

Chapitre I

Fig. I-1 : L'environnement industriel en Méditerranée.....	13
Fig. I-2 : Impacts possibles de divers apports en milieu littoral.....	14
Fig. I-3 : Déchets solides rejetés dans le port de la ville de Béni-Saf.....	19
Fig. I-4 : Eaux usées rejetées directement dans la mer (Alger).....	20
Fig. I-5 : Les zones encadrées représentent les côtes Ouest Méditerranéennes affectées par la pollution.....	21
Fig. I-6 : Les principaux groupes d'algues de la zone néritique en Algérie.....	23
Fig. I-7 : Zooplancton en Algérie.....	24
Fig. I-8: Etat du port de la ville de Béni-Saf.....	26
Fig. I-9 : Efflorescence saline à la surface d'un sol salé.....	38
Fig. I-10 : Etat initial du milieu (pas de rejet de saumure).....	42
Fig. I-11: Etat du milieu après implantation de l'usine de dessalement (rejet de saumure).....	42

Chapitre II

Fig. II-1 : <i>Ulva lactuca</i> « laitue de mer » (2011-2012).....	60
Fig. II-2 : Présentation des Enteromorphes en pleine récolte au niveau du port de Béni-Saf et d'Honaine (2011-2012).....	63
Fig. II 3 : Présentation de la Coralline au niveau de la zone de Béni Saf et d'Honaine (2011-2012).....	65
Fig. II-4: Disponibilité des patelles sur les rochers des côtes Ouest de Béni-Saf et d'Honaine.....	66
Fig. II-5 : Face interne et externe de « <i>Patella coerulea</i> ».....	67
Fig. II-6 : Face interne des <i>Patelles</i> dans la zone côtière de Béni-Saf.....	67
Fig. II-7: Microscopie électronique de la radula de la patelle.....	68

Chapitre III

Fig. III-1 : Vue par satellite sur la côte d'Honaine (2012).....	72
Fig. III-2 : Présentation du port d'Honaine (2012).....	73
Fig. III-3 : Vue par satellite sur la côte de Béni-Saf (2012).....	76
Fig. III-4 : Vue sur le quai du port de Béni-Saf (2006) W. Ain Témouchent).....	77
Fig. III-5 : Situation géographique de Béni-Saf (Oued El Hallouf).....	80
Fig. III-6 : Diagramme Ombrothermique de Bagnoul et Gausse.....	84
Fig. III-7 : Climagramme pluviométrique du Quotient d'Emberger (Q2) des deux régions Béni-Saf (2010) et Honaine (Ghazaouet) (2010).....	86

PARTIE EXPERIMENTALE

Chapitre I

Fig. I-1 : Localisation des sites de prélèvements de <i>Patella ferruginea</i> le long des côtes de Béni-Saf et d'Honaine.....	86
Fig. I-2 : Présentation des Ulves, Enteromorphes et des Corallines détectées sur les côtes rocheuses de Béni-Saf et d'Honaine.....	89
Fig. I-3 : Présentation des patelles prélevées dans des sachets sur les côtes rocheuses de Béni-Saf et d'Honaine.....	99
Fig. I-4 : Présentation de la partie molle encadrée de la patelle préparée à la minéralisation....	90
Fig. I-5: Spectrophotométrie à Absorption Atomique (SAA) de masse.....	91
Fig. I-6 : Spectrophotométrie à Absorption Atomique (SAA) a air Acétylène	91

PARTIE RESULTATS ET DISCUSSION

Chapitre I

Fig.I-1 : Concentration saisonnières du pH dans l'eau de mer dans les trois stations (S1-S3) durant la campagne (2011-2012).....	94
Fig.I-2: Concentration saisonnières de température (°C) dans l'eau de mer dans les trois stations (S1-S3) durant la campagne (2011-2012).....	95
Fig.I-3 : Concentration saisonnières de la salinité (%) dans l'eau de mer dans les trois stations (S1-S3) durant la campagne (2011-2012).....	95
Fig.I-4 : Concentration saisonnières de la conductivité électrique dans l'eau de mer dans les trois stations (S1-S3) durant la campagne (2011-2012).....	96
Fig.I-5 : Concentration saisonnières de la turbidité dans l'eau de mer dans les trois stations (S1-S3) durant la campagne (2011-2012).....	97
Fig.I-6 : Variations saisonnières des teneurs métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn) en mg/kg dans L'eau de mer prélevée au niveau des deux zones côtières de Béni-Saf et d'Honaine (littoral Ouest Algérien).....	102
Fig.I-7: Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études pour l'eau de mer (avec répétabilité).....	103
Fig.I-8 : Variations saisonnières des teneurs métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn) en mg/kg (M.S) chez la laitue de mer « <i>Ulva lactuca</i> »prélevée au niveau des deux zones côtières de Béni-Saf et d'Honaine (littoral Ouest Algérien).....	112
Fig.I-9 : Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études chez « <i>Ulva lactuca</i> » (avec répétabilité).....	113
Fig.I-10 : Variations saisonnières des teneurs métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn) en mg/kg (M.S) chez L'enteromorphe « <i>Enteromorpha linza</i> »prélevée au niveau des deux zones côtières de Béni-Saf et d'Honaine (littoral Ouest Algérien).....	120
Fig.I-11: Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études chez « <i>Enteromorpha linza</i> » (avec répétabilité).....	121

Fig.I-12 : Variations saisonnières des teneurs métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn) en mg/kg (M.S) chez la coralline « <i>Corallina officinalis</i> »prélevée au niveau des deux zones côtières de Béni-Saf et d'Honaine (littoral Ouest Algérien).....	127
Fig.I-13: Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études chez « <i>Corallina officinalis</i> » (avec répétabilité).....	128
Fig.I-14 : Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études chez l'Ulve, l'Enteromorphe et la Coralline.....	129
Fig.I-15: Variations saisonnières des teneurs métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn) en mg/kg (M.F) chez la patelle « <i>Patelle ferruginea</i> »prélevée au niveau des deux zones côtières de Béni-Saf et d'Honaine (littoral Ouest Algérien).....	137
Fig.I-16: Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études chez le mollusque « <i>Patella ferruginea</i> » (avec répétabilité).....	138
Fig.I-17: Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études pour l'eau de mer et les différents maillons de la chaine trophique (avec répétabilité).....	139

L'eau et l'environnement marin apparaissent comme deux grands problèmes étroitement liés à l'évolution de l'humanité depuis les temps modernes, en effet l'eau représente la vie, l'élément indispensable à la survie des organismes vivants plantes, animaux et homme.

Par ailleurs, la pollution marine, dans les eaux portuaires du littoral méditerranéen, s'est accentuée au fil des temps et reste aujourd'hui un défi énorme à long terme, ceci dit, ces dernières années, la dispersion des contaminants métalliques dans les zones méditerranéennes **Pastor, (1994)** ne cesse d'évoluer. Ce phénomène s'est aggravé par le biais de l'augmentation des polluants portuaires d'origine urbains et industriels (déchets d'hydrocarbures).

Actuellement, la protection du patrimoine marin constitue une véritable bataille pour les communautés scientifiques et industrielles tant sur le plan écologique qu'économique. Le littoral algérien regroupe un large éventail d'habitats et de biodiversité marine, ceci est considérée parmi les plus élevées du bassin méditerranéen et rassemble des variétés d'espèces marines de faune et flores comme les algues, mollusques, les gastéropodes et les poissons..., Ces dernières ont la particularité d'établir l'équilibre de l'écosystème aquatique et constituent de bon-indicateurs de la santé environnementale. Néanmoins, l'eau de mer de ces côtes risque de se polluer de jours en jours, et peuvent affecter ces espèces. Suite à cela, s'ajoute les programmes des stations de dessalement installés tous près des côtes Algériennes et qui reste ces dernières années, un souci majeur pour la prévention du biotope marin.

Récemment, la côte d'Honaine (wilaya de Tlemcen), a été remarquée par l'installation de la station de dessalement d'eau de mer, et ce afin de lutte contre le déficit en eau. Ceci suscite notre inquiétude face à la protection de la flore et la faune côtière de la zone, de ce fait la qualité d'eau produite par le dessalement est susceptible de porter atteinte à la qualité d'eau de mer et de contribuer à une accumulation et à l'augmentation du dépôt métalliques dans le milieu marin, et ceci par les rejets des produits de nettoyages qui influe indirectement sur l'état de cette zone, par conséquent ceci peut être nuisible à la consommation des produits de pêche chez l'homme. Ce qui est plus problématique compte tenu du fait que certaines espèces côtières sont très sensibles à la bioaccumulation par les métaux lourds, ce qui pourrait nuire à la santé de ces dernières et entraîner à long terme leur disparition.

L'étude de la qualité d'eau de mer de la zone côtière d'Honaine (Wilaya de Tlemcen) a manifestement attiré notre attention face aux rejets récents de l'unité de dessalement et son influence sur l'évolution de la pollution par les concentrations des métaux lourds. Notre choix a été porté au niveau du point de prélèvement de la plage, où se répartissent les différents rejets de l'unité, et la deuxième station, qui se localise au port d'Honaine et qui se trouve sous l'influence des activités de rejets urbains et industriels, mis à part cela nous avons comparés l'état côtier de la zone d'Honaine face aux activités semblables de la zone de Béni-Saf, cette zone portuaire représentant l'effet de multiples rejets urbains et industriels et qui a subi durant quelques années l'effet du dessalement.

Notre étude et l'analyse de ce travail, s'est basé sur la qualité de ces deux milieux portuaires Honaine et de Béni-Saf, influencé par les rejets multiples et ceux du dessalement par des mesures des paramètres physico-chimiques notamment : le potentiel d'hydrogène (pH), la température, la salinité, la conductivité électrique et la turbidité (NTU) puis l'analyse des concentrations en métaux lourds dans l'eau de mer et chez les indicateurs biologiques ci-dessous.

A ce titre nous nous sommes intéressés à l'évaluation des concentrations de quelques éléments métalliques dans l'eau de mer dans les deux zones infra-méditerranéennes d'Honaine et de Béni Saf, suivi par l'étude des échantillons considérés comme bio-indicateurs de pollution marine principalement les deux algues vertes : (*Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*), l'algue rouge (*Corallina officinalis*), et le mollusque comme la patelle (*Patella ferruginea*). Ces organismes marins font d'eux, d'excellents témoins et bio-accumulateurs de la qualité de la pollution marine selon la littérature. Les métaux lourds recherchés sont : le zinc, le cuivre, le cadmium et le plomb. Une série de prélèvements ont été réalisés dans chaque saison, et dans les trois stations afin de suivre les concentrations métalliques dans l'eau de mer et les bio-indicateurs dans le port et la plage d'Honaine et dans le point qui fait frontière entre le port et la plage de Béni-Saf.

Nous avons réalisé le dosage d'eau de mer et sur les bio-indicateurs biologiques par la spectrophotométrie d'absorption atomique. Ensuite nous avons comparés les résultats avec ceux des normes internationales et de la littérature.

Une étude statistique a été faite, en utilisant les différents tests statistiques (ANOVA), afin de voir la cohérence de nos résultats et de déceler les interactions significatives (ACP) entre les sites étudiés et les teneurs en métaux mis en jeu en fonction des saisons.

Cette thèse comporte trois parties :

1. Partie théorique :
 - Pollution et la qualité du milieu marin ;
 - Eau de mer et les échantillons biologiques ;
 - Etude des zones costières.
2. Partie expérimentale
 - Techniques de minéralisations et analyses.
3. Partie résultats et discussions

Enfin, une conclusion achèvera ce travail.

I-1. Généralités

Les franges côtières sont généralement fortement urbanisées et industrialisées, et par conséquent, soumises à des rejets en métaux lourds d'origine anthropique parfois importants (**Guillemet, 1988**). Les mers et les océans reçoivent aujourd'hui des volumes importants en polluants comme les métaux lourds et les pesticides à partir de multiples sources tels que les rejets industriels et les rejets d'eau usée (**Maamri 2001**). Les mers semi-fermées comme la Méditerranée sont d'autant plus sensibles à cet impact que le rapport longueur des côtes sur surface de la mer est grand et que le renouvellement des masses d'eaux est moins rapide (**Bellan et Pérès, 1994**).

L'augmentation de la concentration des polluants dans les estuaires, les mers et les océans, en particulier celle des métaux lourds, est à l'origine de nombreuses études dans différentes zones du globe. Ces études ont portées sur l'accumulation des métaux sous forme de traces dans différentes espèces de faune et flore (Kaimoussi et *al.*, 2004). L'étude de la pollution se rapporte à la qualité du milieu qui joue énormément sur l'équilibre trophique de ces organismes marins, celle-ci peut être à l'origine de plusieurs facteurs du milieu récepteur.

I-2. Qualité du milieu marin méditerranéen

La surveillance de la qualité du milieu marin est suivie en fonction de la localisation géographique du milieu concernée et doit répondre à des objectifs sanitaires réglementaires et aux obligations des directives environnementales marines. Le suivi nous permet de s'étaler sur les différentes menaces qui règnent actuellement sur les côtes méditerranéennes qui déstabilisent le fonctionnement de la flore et la faune côtière.

Les polluants présents en mer ont surtout une origine terrestre, qu'ils soient transportés par les fleuves ou rejetés par les stations d'épurations urbaines ou industrielles proche du rivage. Les concentrations des macros-déchets présent dans les différents compartiments (rivages, masse d'eau, fonds sous-marins) ne semblent diminuer d'après les études existantes. En mer les polluants occidentaux par les hydrocarbures régressent mais les rejets volontaires sont nombreux.

La Méditerranée représente un espace obligé ou privilégié d'implantation pour de nombreuses activités économiques, infrastructures de transports et établissements humains, espace « récepteur » des pollutions terrestres et maritimes, le littoral méditerranéen est soumis à une convergence exceptionnelle de pressions directes et indirectes (figure 1). L'exemple de la région côtière algéroise permet d'illustrer l'ampleur et la dynamique de ces pressions en région Méditerranéennes.

La concentration dans le milieu marin de certains polluants est en baisse, c'est le cas du plomb dont les utilisations ont été interdites, d'autres commencent à être pris en compte dans les suivis comme les retardateurs de flamme ou les résidus médicamenteux. Après une nette amélioration la qualité microbiologique des eaux côtières (zones classées pour la production de coquillage et des eaux de baignade, semble stagner depuis plusieurs années. enfin les explosions algales (plancton ou macro algues) ne semblent pas maîtrisées. De nombreuses mesures sont appliquées pour atteindre le bon état écologique de masse d'eau, la directive du cadre sur l'eau (DCE) est mise en œuvre dans les masses d'eaux littorales est sera bientôt complétée par la directive cadre « stratégie pour le milieu marin » **Ramade F. et alii, (1997).**

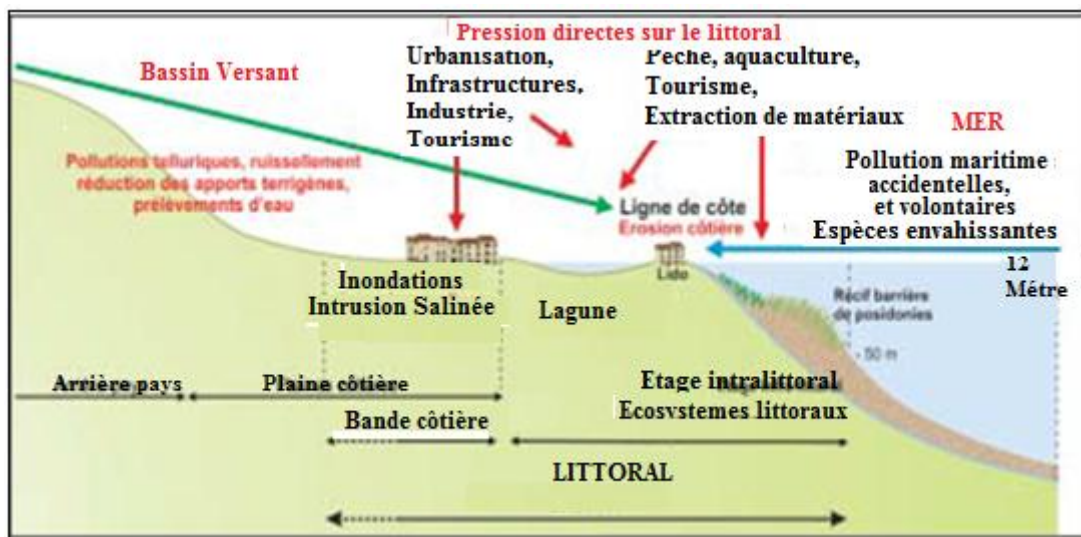


Fig. I-1 : L'environnement industriel en Méditerranée

(D'après J. Giri *et alii*, Source : Plan Bleu)

I-3. Les contaminants et leurs impacts sur le milieu marin

Il existe plusieurs sortes de contaminants suivant leurs compositions moléculaires, origines, persistance et impacts sur le milieu marin, dans le cadre d'**Ifremer** (2005), il distingue les métaux lourds, les hydrocarbures et leurs dérivés HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) ainsi que leurs substances organiques de synthèse très nombreuses. Selon leurs caractéristiques et les conditions du milieu (salinité, présence d'oxygène, pH, T°...), ces composés dans la colonne d'eau sont sous forme dissoute ou sont abordés par les fines particules de sédiment suivant des équilibres complexes, ils se présentent sous forme réduite ou oxydés et peuvent se concentrer dans les organismes vivants via les chaînes trophiques.

Les contaminants **hydrophiles** sont surtout représentés par des produits phytosanitaires. Les composés **hydrophobes** sont plus nombreux, il s'agit des métaux lourds et de plusieurs composés organiques de synthèses, ils s'accumulent surtout sur les fines particules sédimentaires et dans les vases notamment côtière (estuaires et les ports) leurs caractères **lipophile** permet une bioaccumulation plus ou moins forte dans le vivant par rapport aux études estimées par l'**Ifremer**, le mercure peut se concentrer plus de 400 000 fois plus dans les poissons piscivores par rapport à la concentration dans l'eau.

L'impact de ces polluants sur le vivant varie du petit désagrément à la toxicité aigüe ou chronique cela peut concerner ponctuellement quelques espèces ou provoquer des dysfonctionnements majeurs surtout un écosystème, ils peuvent impliquer des retards de croissances, de lésions organiques ou des paralysies lors d'importantes accumulations, limiter la calcification des exosquelettes ou avoir des effets cancérigènes ou reprotox qu'à long terme.

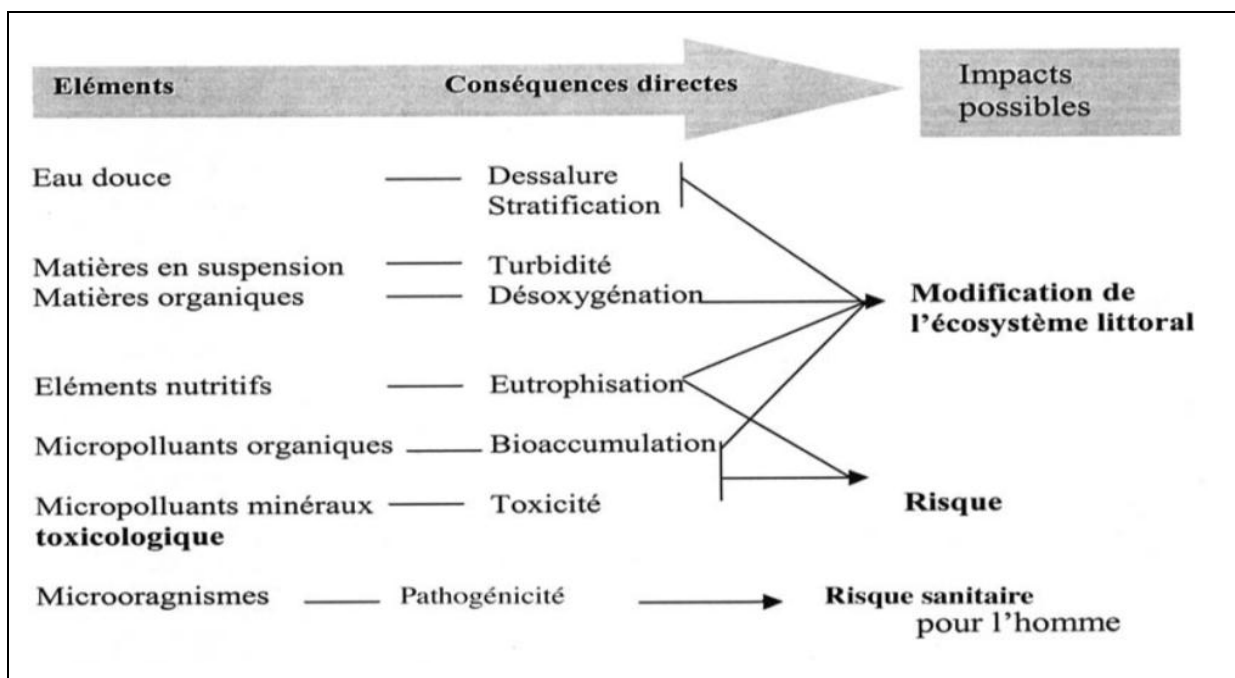


Fig. I-2 : Impacts possibles de divers apports en milieu littoral
(Berraho, 2006)

I-3-1. Polluants inorganiques (métaux lourds)

Un métal est un corps simple conducteur d'électricité et de chaleur. En général les métaux sont malléables et peuvent être étirés et allongés sans se rompre.

Suivant leurs utilisations et les règlements successifs qui les régissent, l'évolution de la concentration des métaux lourds dans les organismes filtreurs marins varie :

a : Cadmium

- D'ordinaire, le **cadmium** n'a pas de toxicité aux concentrations observées dans le milieu marin. A des concentrations élevées, il peut influencer le développement des larves de crustacés et du plancton.

Le cadmium a un pouvoir synergique ou antagoniste avec d'autres métaux toxiques. Avec le zinc, la toxicité est accrue. Avec le cuivre, il a un pouvoir synergique, de même qu'avec les cyanures, le pouvoir synergique est très important. Il a un effet bioaccumulatif, il agit sur l'homme par le blocage des groupements thiols, ce qui entraîne une inhibition de la respiration cellulaire et d'un certain nombre de systèmes fondamentaux (Dermeche, 1998), il s'accumule dans les reins et le foie et peut provoquer des troubles donc ce dernier est suivi pour la protection sanitaire. Le cadmium est utilisé pour les traitements de surface, la fabrication de batteries et de matières plastiques, il provient aussi de la métallurgie et de l'incinération de déchets. Sa concentration dans les huîtres a nettement baissé durant les années 90 et stagne depuis.

b- Cuivre

-A faible dose, le **cuivre** est un oligoélément pour l'homme, Le cuivre rejeté dans le milieu marin est absorbé par les sédiments, le phytoplancton, les algues supérieures et la faune benthique et pélagique. Il provoque une altération des branchies des poissons et retarde leur ponte. Chez l'homme, il est responsable de la maladie de « Wilson » qui est due à l'accumulation du cuivre dans le foie (Haguenoer et Furon, 1981). Il est aussi utilisé pour le transport d'oxygène chez les mollusques, il est plus ou moins toxique en milieu marin suivant sa forme chimique et son niveau d'oxydation, il peut être néfaste pour la croissance du phytoplancton et perturber le développement embryonnaire des huîtres, il est utilisé en agriculture et dans l'industrie (tuyauterie, couverture de toit, pièces de monnaies). Sa concentration médiane dans les huîtres ne cesse de s'accroître depuis une trentaine d'année (cas de la région de Marseille en France à (Saint Malo), ceci pourrait s'expliquer par sa réutilisation dans la fabrication de peintures anti salissures pour les coques de navires en remplacement du TBT. Sa concentration dans les huîtres est importante dans les côtes Françaises (pertuis Charentais) mais aussi dans les sédiments de nombreux ports, plus d'un

point de mesure du réseau Repom sur trois à des concentrations supérieures au seuil de N_2 sur la période 1997-2006, surtout en méditerranée continentale.

c - Plomb

-Le **plomb** est présent dans tous les compartiments environnementaux, principalement dans les sols et la croûte terrestre, il est surtout utilisé pour la fabrication de batterie, il est toxique et peut provoquer le saturnisme des mammifères ou des oiseaux et le retard de croissance du phytoplancton à des doses relativement faibles. Seuls les composés solubles du Pb sont toxiques pour les organismes. Ils sont accumulés dans les tissus durs comme les os. La bioconcentration du Pb chez les poissons atteint

100 000 tonnes, de ce fait, il est suivi pour la protection sanitaire et dans le cadre de la DCE. Sa concentration dans les moules semble stable depuis 2000 (cas des côtes Européenne de Marseille). Jusqu'à lors, elle a diminué du fait de l'interdiction du plomb dans l'essence, les plus fortes concentrations dans les moules sont situés en rade de Toulon et sur la côte basque. Dans les sédiments portuaires le plomb est fortement présent dans 7,5 % des cas surtout en méditerranée continentale.

d : Zinc

-Le **zinc** à des usages proches de ceux du cadmium, il provient surtout de la combustion de bois et du charbon, de la métallurgie et dans les zones de stationnement de navires des peintures anti salissures et des anodes protégeant leur coques. La toxicité du zinc peut débiter avec quelques milligrammes par litres chez les poissons, L'effet toxique du zinc n'est généralement pas immédiat. La présence du cuivre dans l'eau de mer semble produire un effet de synergie sur la toxicité du zinc. La toxicité du zinc est extrêmement faible vis-à-vis des mammifères, l'homme en particulier, tout au moins lorsqu'il est introduit par voie digestive (Aubert et al ; 1982). Il s'agit d'un oligoélément chez l'homme permettant la synthèse de nombreuses enzymes. Sa concentration dans les chaires de moules varie peu depuis 1982, on ne distingue pas de tendance claire aussi le secteur littoral ne montre pas de concentration particulièrement importante. Près de 10% des mesures de REPOM dans les sédiments portuaires montrent des concentrations supérieures surtout en méditerranée et au Sud de la façade atlantique.

I-4. Pollution des mers

La pollution est le résultat de souillures des différents milieux de vie (l'air, l'eau et la terre) par l'introduction de substances variées et nocives qui ont des effets variés. La pollution touche les êtres humains par la contamination du sol, des rivières, des océans et de l'atmosphère. Même à d'infimes concentrations sans nocivité directe, certaines substances deviennent dangereuses par le mécanisme de chaîne alimentaire jusqu'à l'homme.

La pollution des océans a deux origines : pélagique (polluant du a l'exploitation des fonds marins, aux transports navals, aux précipitations et aux transports éoliens) et tellurique (apports des cours d'eau, rejets et dépôts à la côte) (Jean-Baptiste, et *al.* 2004)

I-4-1. Pollution marine par le pétrole

Le pétrole déversé en mer constitue une pollution importante et préoccupante à l'échelle globale. Sachant que l'on estime à six millions de tonnes la quantité d'hydrocarbures introduits dans l'océan et qu'une tonne peut recouvrir environ 12 km², les océans sont donc contaminés de façon quasi permanente par un film d'hydrocarbure. Cette pollution a des effets pernicieux sur les ressources vivantes et on a démontré une baisse de l'activité photosynthétique des algues et du phytoplancton.

I-4-2. Pollution marine par les rejets urbains

Cette pollution est provoquée par les eaux usées d'origine domestique et industrielle. Pendant la saison estivale, on constate sur les côtes Nord-méditerranéennes, due à l'arrivée des touristes, une augmentation de la pollution des eaux marines par des matières organiques fermentescibles d'autant plus que les stations d'épurations sont saturées.

Les conséquences de cette pollution organique sont catastrophiques pour presque tous les organismes constituant les peuplements des milieux néritiques.

I-4-3. Pollution marine par le plomb

Sa concentration naturelle est de 0,015 mg/L dans l'eau de mer. L'origine de la pollution due à des émissions provenant des activités humaines est dangereuse. Essentiellement, elle a pour origine les fonderies de la métallurgie et les incinérations d'ordures. Les conséquences d'une pollution par le plomb ont un gros impact sur la flore maritime.

I-4-4. Pollution marine par le mercure

En 1983, le mercure était au palmarès des pollutions par les métaux lourds. Il est présent à l'état naturel dans certains minerais et dans les émanations volcaniques; avec les pluies et les lessivages, il se retrouve dans les océans à un taux moyen de 0,5 mg/l à 3 mg/l.

I-4-5. Pollution marine par l'arsenic

A l'état naturel, les émissions volcaniques entretiennent 90% des rejets d'arsenic. Il se trouve également dans presque tous les sulfures métalliques naturels. Les émissions, dues à l'activité humaine, proviennent du brûlage de charbon et de fuel qui rejettent une quantité non négligeable dans l'environnement. Toutes émissions comprises, la décharge totale d'arsenic est de 35,3 millions de kg dans l'eau.

I-4-6. Pollution marine par le cadmium

A l'état naturel, il est presque toujours associé à d'autres métaux (zinc et plomb). Sa concentration naturelle dans les mers est de l'ordre des microgrammes par litre. Les risques de contaminations dues à l'activité humaine sont essentiellement les mines, les rejets industriels et les eaux usées urbaines, les engrais phosphatés et les insecticides.

I-5. Pollution du littoral occidental algérien

Si de nombreux déchets sont abandonnés sur les plages ou jetés à la mer, d'autres proviennent de l'intérieur des terres, des sacs en plastiques, des bouteilles, des palettes jetée volontairement ou accidentellement dans les rivières et également les déchets jetés dans les égouts, se retrouvent ainsi dans la mer. Les déchets, tels que les mégots de cigarettes, les emballages, les bouteilles en plastiques, sont par tous ressentis comme une pollution intolérable, presque un demi-million de mètres cubes d'ordures est ramassé quotidiennement dans les centres urbains du littoral méditerranéen, mais de nombreuses décharges sont mal conçues par infiltration des eaux souterraine (Ports et littoral propres. 2006).



Fig. I-3 : Déchets solides rejetés dans le port de la ville de Béni-Saf
(Photos prise par Melle Abi-Ayad 2012)

La côte algérienne accueille environ 12,5 millions d'habitants (1998), représentant 45 % de la population nationale. Pendant les mois d'été, les touristes s'ajoutent à la population fixe. Alger, Oran, Annaba, Ghazaouet, Mostaganem, Arzew, Bejaia et Skikda sont les villes côtières les plus importantes (figure.) (BDN : Bilan diagnostique National Algérie, 2003). Les principaux problèmes de pollution incluent les eaux usées urbaines et industrielles non traitées, les nappes d'hydrocarbure de pétrole et l'érosion côtière. La plupart des eaux usées urbaines sont directement rejetées en mer sans traitement. Bien que 17 stations d'épuration des eaux usées urbaines étaient construites dans la zone côtière algérienne, cinq seulement fonctionnent normalement, ce qui représente environ 25 % de la capacité de traitement totale. On rencontre des micro-organismes fécaux sur la plupart des plages de baignade algériennes, qui ne sont pas conformes aux normes sanitaires requises. De même, la pollution par les hydrocarbures de pétrole est très courante le long du littoral algérien, compte tenu des voies du trafic maritime pétrolier qui passent à proximité. L'érosion constitue également un gros problème. Sur les 250 -300 km de plages de sable que possède l'Algérie, 85 % sont en recul, perdant du sable à raison de 0,30 à 10,4 m/an (PNUE., 2006). Quelques zones préoccupantes de pollution marine se sont manifestées dans la baie d'Alger (eaux usées urbaines et industrielles en cadmium, cuivre, mercure, plomb et zinc dans les sédiments) voir (figure 4);

- Oran: eaux usées urbaines et industrielles (raffinerie pétrolière, tanneries);
- Skikda: eaux usées urbaines et industrielles (gaz naturel, production de mercure, raffinerie pétrolière, industrie chimique), métaux lourds;



Fig. I-4: Eaux usées rejetées directement dans la mer (Alger)

Source : BDN (Bilan diagnostique National Algérie, 2003)

Les côtes algériennes, partie intégrante de la Méditerranée sont concernées *de facto* par les préoccupations d'ordre environnemental de l'ensemble de la région. C'est dans ce cadre qu'en 1997, l'Algérie bénéficiait d'un projet financé par le FEM/PNUD (Projet ALG/97/G31) afin d'élaborer une stratégie et un plan d'action national en matière d'utilisation durable de la diversité biologique. La partie marine y figure, en raison de son importance dans le patrimoine national, mais aussi et surtout, de la concentration de la population et des activités économiques (agricoles, halieutique, industrielles, touristiques et urbaines) confinées dans une bande côtière de moins de 70 km de largeur. Les travaux menés dans ce cadre ont concerné l'inventaire floristique et faunistique de la partie marine, complétés par des éléments de stratégie axés sur des actions hiérarchisés du point de vue de leur importance et de leur urgence (Rapport National / Bio-Algérie, 2002).

I-5-1. Etat des lieux

La plus grande partie des activités socio-économiques en Algérie étant localisée dans la zone côtière, et le développement industriel, agricole et urbain important que connaît ce pays, font que les problèmes liés aux phénomènes de pollution dans le milieu marin commencent à se poser, les franges côtières et particulièrement celles de l'Ouest (500 hect environ), font actuellement l'objet d'une urbanisation et d'une industrialisation importante accompagnée d'un accroissement démographique au niveau des villes. Ces phénomènes engendrent une pollution de source variée qui pourrait prendre une grande ampleur au niveau de certains secteurs de cette région qui s'est présentée dans la figure ci-dessous.



Fig. I-5: Les zones encadrées représentent les côtes Ouest Méditerranéennes affectées par la pollution

L'étude de reconnaissance et de prospection des secteurs de Ghazaouet, et de Béni-Saf, se trouvent affectées par la pollution industrielle.

a) Pollution urbaine

La grande majorité de la population de l'Ouest est cantonnée de sur la frange côtière, elle est principalement concentrée dans les villes comme Ghazaouet et Béni-Saf.

Le développement urbain connaît un grand essor, dû principalement à une forte croissance démographique et un exode rural important qui se poursuit comme suit :

* Ghazaouet et Béni Saf:

Environ 10000 habitants et Béni Saf près de 23800 habitants sont surtout des ports de pêches et des stations balnéaires aux eaux usées domestiques s'ajoutent celles de conserveries de poissons. En périodes estivales, il est à noter une augmentation de la population dû à l'arrivée d'estivants d'où de plus en plus importants rejets d'eaux usées de mer.

b) Pollution industrielle

- Usine d'électrolyse de zinc de Ghazaouet

Cette usine implantée à proximité du port de Ghazaouet a commencé à fonctionner en 1975. Elle produit du zinc (40 000 t/an) du cadmium (80 t/an) et de l'acide sulfurique, ainsi que des éléments de la centrale thermique (Bakalem, 1981).

Après usage, cette eau est neutralisée, si le pH est acide : ensuite elle est rejetée directement en mer à un débit de 2500 m³/heure.

Au niveau de la station de pompage se produit le colmatage des filtres par le plancton, entraînant sa mort, le chlore résiduel dans les eaux rejetées pourrait avoir une incidence nocive sur la vie marine.

Les boues résiduelles, riches en métaux lourds (Fe, Cu, Co, Pb, Cr, Zn et le Cd) sont stockées sur une falaise dominant la mer, des quantités de ces métaux pourraient être entraînés par les érosions, et de ce fait provoquer leur bioaccumulation dans les maillons de la chaîne trophique.

- **Etat côtier de l'Algérie**

Le domaine côtier est essentiellement représenté par deux écosystèmes parfois complémentaires : d'une part l'écosystème de l'herbier dans lequel il est difficile de distinguer la flore de la faune en raison des imbrications entre les espèces et les habitats, et d'autre part l'ensemble des biocénoses fixées sur les substrats durs. On peut citer quelques espèces marines d'algues (Tab. 1).

- **Inventaires des groupes d'algues marines**

Les premiers inventaires des algues marines benthiques de l'Algérie proviennent d'observations datant du XIX^{ème} siècle (cf. liste bibliographique). Des travaux postérieurs sont venus confirmer les signalisations d'origine. Des études floristiques et phytocénologiques plus récentes de quelques régions ont été réalisées le long des côtes algéroises et kabyles, dans la région d'Alger, dans celle de d'Arzew ainsi que dans celle de Bou-Ismaïl. Ces travaux constituent l'essentiel des connaissances sur la flore algale benthique des côtes algériennes, soit au total, une centaine de références, dont la plupart sont très ponctuelles et anciennes, difficile à replacer dans la nomenclature actuelle. Il apparaît très difficile de se faire une idée très précise de cette flore et de la répartition géographique des espèces signalées. L'analyse bibliographique indique également que seules les algues échouées sur les plages et celles des étages du médiolittoral et d'une partie de l'infralittoral sont étudiées en raison de la limitation de l'accessibilité des zones plus profondes et particulièrement du circalittoral. Il faut également noter que la connaissance de la flore algale est directement liée au nombre de spécialistes existant dans le pays, actuellement au nombre de 3. La méconnaissance des espèces algales profondes ainsi que celles des substrats durs ne permet pas d'établir une liste exhaustive. L'inventaire des algues marines des côtes algériennes (tab.1, fig.6) a permis de

dénombrer 495 taxa au total, ce qui incite à davantage de recherches dans ce domaine puisqu'il existerait près de 1000 espèces de végétaux macrophytes en Méditerranée. Le rapport nombre de Rhodophytes/Phéophytes (R/P) qui caractérise la flore d'une région donnée est de 3,2, indicateur d'un peuplement à affinité tempérée.

Tableau N°1 : Principaux groupes d'algues de la zone néritique en Algérie.

Division	Famille	Nombre
Rhodophytes	Bangiphyceae	10
	Floridophyceae	304
Chromophytes	Fucophyceae	97
	Xantophyceae	02
Chlorophytes	Chlorophyceae	03
	Ulvophyceae	79
Total		495

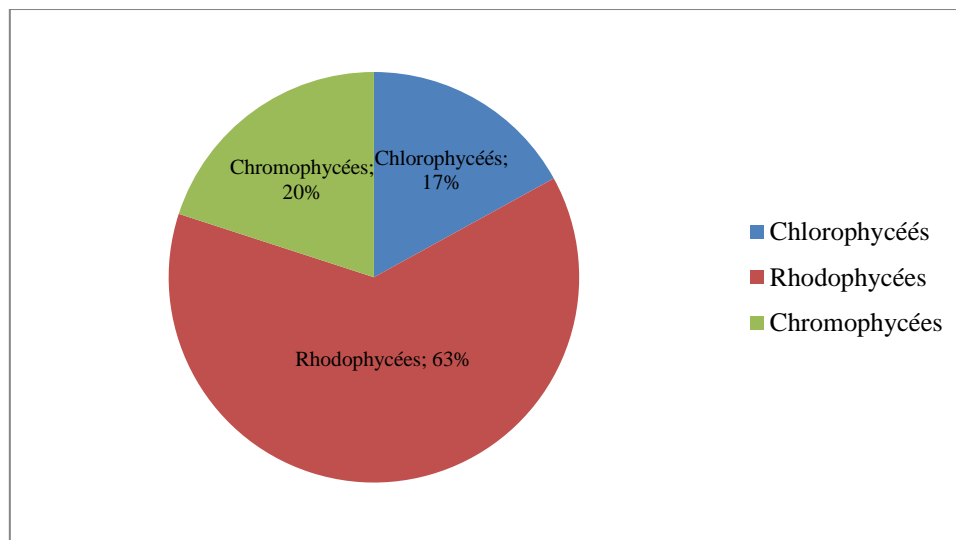


Fig. I-6 : Les principaux groupes d'algues de la zone néritique en Algérie (2002).

- Zooplancton en Algérie

Les premiers travaux sur l'ensemble des groupes zoologiques planctoniques remontent à plus d'un demi-siècle, mais les études portant sur la faune planctonique du bassin algérien sont réduites. Le zooplancton du bassin méditerranéen est principalement de type tempéré chaud à sub-tropical. Des incursions d'espèces tropicales sont parfois signalées alors que la présence d'espèces boréales y est plus rare qu'au nord du bassin méditerranéen. En Algérie, le zooplancton est de type océanique en raison de l'étroitesse du plateau continental et de l'influence des courants d'origine atlantique, source de diversité méditerranéenne. De nombreux taxa d'origine atlanto-tropicale à tempérée sont présents, certaines formes sont

parfois originaires de la mer Rouge ou de la mer Noire. Plus récemment, certains aspects ont été actualisés depuis une petite décennie. La compilation des différents travaux sur le zooplancton a permis de dénombrer 374 taxa planctoniques ainsi que 14 espèces indéterminées (fig.7).

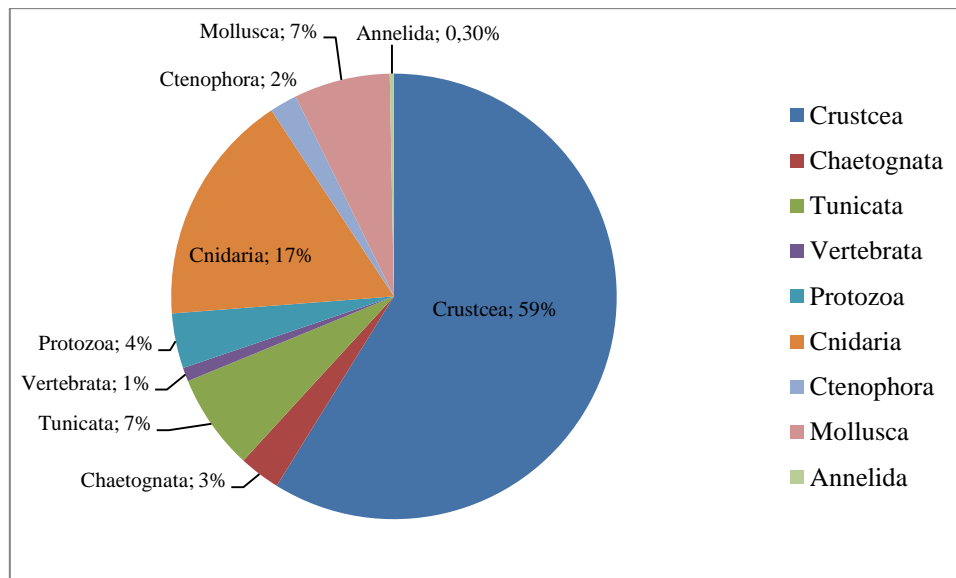


Fig. I-7 : Zooplancton en Algérie (2002).

Parmi le zooplancton en Algérie, le mollusque « *Patella ferruginea* » représentant l'objet de cette étude est environ 7% (fig. 7), Cette patelle endémique de la Méditerranée, vivant au niveau de l'étage médiolittoral, était autrefois très répandue ; elle est maintenant classée parmi les espèces rares, même si elle est encore citée en plusieurs endroits en Algérie (îles Habibas, El Kala). Son biotope et sa grande taille en font une victime privilégiée (consommation humaine, appâts pour la pêche), fragilisée par son hermaphrodisme. Les individus de patelle atteignent des tailles remarquables au niveau de certains sites relativement difficiles d'accès (îles habibas). Un inventaire des substrats durs sur lesquels elle s'est fixée était fortement souhaitable, sur la base des signalisations antérieures difficiles d'accès, comme l'île de la fourmi à Gouraya (01° 51' 00'' W) et les différents îlots de l'Oranie (Ouest de cap Falcon jusqu'à Ghazaouet).

I-5-2. Les différentes activités menaçant les biocénoses

Selon le rapport national sur l'état de l'environnement en Algérie (MATE, 2001). La configuration géomorphologique des côtes algériennes à l'échelle de la Méditerranée, et

l'influence du courant atlantique qui pénètre par le détroit de Gibraltar, influençant aussi bien le climat que la physico-chimie lui confère une diversité et une multitude de sites d'intérêt stratégique, au point de vue écologique. Le patrimoine naturel se trouve sous l'effet des activités anthropiques qui ont un impact sur les biocénoses et menacent leur existence. Directes ou induites, les nuisances ont un effet beaucoup plus étendu qu'en milieu terrestre, en raison de la faculté de dilution et de dispersion des polluants qui en plus, provoquent des réactions à des doses parfois infinitésimales (Rapport National Algérie, 2002) comme se présente ci-dessous.

a- Littoralisation

Le littoral, écosystème sensible et complexe subi, le plus de pressions, de sollicitations et de dégradations induites par une planification insoucieuse de l'environnement (localisation littorale de projets et de programmes de développement lourds et pollueurs, consommation du foncier agricole, renforcement de la concentration humaine, tourisme) ; dont les conséquences ne sont pas sans incidence sur le milieu marin en général et sur la biodiversité marine et côtière en particulier. Ceci provient essentiellement de la terre, même si des risques sérieux guettent à partir du large, en raison du trafic maritime intense encore en expansion. Les conséquences de ces états ne sont pas sans incidences sur le milieu marin en général et sur la biodiversité marine en particulier (Rapport National Algérie).

b- L'industrie polluante

L'utilisation de certaines zones côtières en Algérie est caractérisée par une utilisation intense et anarchique de l'espace littoral autour des pôles de concentration des habitats et des activités, en dehors de toutes normes de préservation de l'interface côtière. L'agglomération algéroise en est un exemple édifiant. Les différentes baies d'Ouest présentent une absence du pouvoir auto-épuration marin vis-à-vis de la pollution organique, correspondent en fait aux "points chauds" et zones sensibles, cumulant simultanément une surcharge démographique, et une concentration urbaine et industrielle (Rapport National Algérie)..

Les industries chimiques et pétrochimiques littorales se distinguent par la diversité de leurs rejets nuisibles, avec toutefois la prédominance d'un ou plusieurs types de polluants selon les zones (zinc, cadmium, acide sulfurique pour Ghazaouet, chlore soude, mercure, autres métaux lourds, pesticides) (Rapport National Algérie)..

Les eaux de refroidissement des centrales thermiques de dessalement à Béni-Saf et Honaine sont sujet de pollution thermique dans le milieu marin.



Fig. I-8: Etat du port de la ville de Béni-Saf

c- L'étouffement des ports

Aspects généraux

Les ports constituent des réceptacles adaptés de la pollution. Cependant, les capacités de concentration et de sédimentation de ces sites spécifiques dépendent de nombreux facteurs liés à la charge quotidienne qui y est déversée et au taux de renouvellement et d'oxygénation de la masse d'eau piégée, en raison des activités de minéralisation aérobie. 1 053 907 m³ d'eaux usées sont rejetées quotidiennement dans les 11 principaux ports d'Algérie. La production moyenne annuelle de DBO₅ est de 88 205 tonnes et de 186 332 tonnes pour la

DCO. Six principaux ports participent pour près de 95 % de la DBO5 et environ 91 % de la DCO (tab.2) (Rapport National Algérie, 2002).

Tableau N°2: Rejets mesurés dans les principales zones portuaires

Sites	Débits (l/sec.)	DBO5 (t/an)	DCO (t/an)
Ghazaouet	56	399	831
Oran	840	24	649
Arzew	402	3 804	8 232
Béthioua	24	312	573
Mostaganem	905	411	8 983
Ténès	42	621	1 263
Alger	6 944	51 100	102 200
Béjaia	254	1 437	3 700
Jijel	136	1 893	9838
Skikda	770	2 958	7 561
Annaba	1 816	8 595	18 492
Total	12 189	88 205	186 322

d-Les métaux lourds et les hydrocarbures

Les métaux lourds et des concentrations en hydrocarbures sont constatés au large des côtes Ouest du littoral Algérien. Les ports n'échappent pas à la pollution par les métaux lourds. Des concentrations élevées ont été constatées au large de zones côtières comme Ghazaouet qui avoisine la ville et la côte d'Honaine pour le Cadmium, le cuivre, le plomb, et le zinc. Environ 100 millions de tonnes.an⁻¹ d'hydrocarbures transitent près des côtes algériennes alors que 50 millions de tonnes.an⁻¹ sont chargées à partir des ports nationaux. On évalue à 10 000 tonnes.an⁻¹ les pertes au cours de ces opérations et 12 000 tonnes.an⁻¹ sont déversées au large par les gros transporteurs (eaux de cale et de ballast). Comme pour les métaux lourds des concentrations en Hydrocarbures sont constatées au large des côtes voir (tab. 3).

Tableau N°3 : Teneurs en métaux lourds et en hydrocarbures ($\mu\text{g/g}$) dans les principaux ports d'Algérie (les chiffres entre parenthèses représentent les normes).

Ports	Mercuré (1,5) *	Cadmium (3) *	Plomb (250) *	Cuivre (150) *	Zinc (500) *	Chrome (250) *	Hydrocarbures (HCT)
Ghazaouet							810
Oran	2,6	2 480	200	800	380	17 000	
Arzew	0,5	0,2	100	50	230	60	8 500
Béthioua	0,35	0,25	48	25	110	35	950
Mostaganem	3,2	0,4	50	65	200	60	8 700
Ténès	0,3	1,2	120	40	400	50	1 000
Alger	5,8	2,9	870	325	1100	100	30 100
Béjaia	0,3	2,8	100	65	440	100	255
Jijel	5,9	2,35	510	190	700	110	415
Skikda	18	0,12	30	65	170	40	2 010
Skikda	3,3	1,58	120	200	770	70	120
Annaba	1,1	2,5	220	115	400	85	4 900

(*) : Normes ; HCT : teneurs les plus hautes.

e- Surexploitation des faunes marines en Algérie

- La prédation sauvage sur les moulières naturelles

La moule commune *Mytilus galloprovincialis* et la moule africaine *Perna picta*, constituent généralement des gisements communs. Ces deux lamellibranches étaient présents sur quasiment tout le littoral algérien, de la plage de Marsat Ben M'hidi à la frontière marocaine jusqu'à El Kala, près de la frontière tunisienne, en passant par le Pain de Sucre entre Rachgoun et Béni-Saf, Ain El Turc à proximité d'Oran, Ténès, le Chenoua, Alger, Zemmouri, ainsi que de nombreux autres points disséminés sur la côte. Quelques observations notées à l'embouchure du Lac Mellah (à proximité de la ville d'El Kala) indiquent que la moule locale (moule africaine *Perna picta*) est moins résistante que la moule allochtone, notamment vis-à-vis de la dessalure (Rapport National Algérie, 2002).

II-6. Pollution causée par le dessalement en Algérie

Depuis plus de deux décennies l'Algérie vit la sécheresse, en particulier l'Oranie et les ressources conventionnelles en eau viennent de plus en plus insuffisantes en vue des besoins croissants de la population. Aujourd'hui elle se trouve parmi les pays au monde qui sont sous le seuil de pénurie ($1000 \text{ m}^3/\text{an}$) où les ressources en eau sont estimées à 19400 milliards de m^3/an (Pip, 1998). De nombreuses recherches ont été menées pour trouver d'autres ressources afin de répondre aux demandes de plus en plus croissantes en eau potable de cette population.

En effet les autorités Algériennes ont décidé que la solution la plus adéquate pour l'Algérie qui dispose d'un littoral long de 1200 Km est le dessalement de l'eau de mer (Magat, 2003) c'est une solution qui en effet ne dépend pas des aléas climatiques (kerfouf et *al.* 2007), citant comme exemple ci-dessous le cas récent de la ville portuaire d'Honaine.

- Cas d' Honaine

Le projet de dessalement à Honaine a été entamé en 2006 par le gouvernement Espagnole « Geida » composé des sociétés de (Cobra, Sadyt, Befessa, et Codesa), les travaux de réalisation d'une station de l'eau de mer dans la commune d'Honaine (plage de Tafout) concrétisent des capacités de 2000 m³/jour, estimées actuellement à 90%, par ailleurs la station de dessalement représente un investissement évalué à 250 millions de dollars, qui assurera une eau potable de 23 communes, ainsi que les agglomérations urbaines du grand (Tlemcen, Mansourah, Chetouane) soit une population de 550 000 habitants.

La wilaya de Tlemcen compte 53 communes devrait plus désormais, avoir de pénurie d'eau potable grâce à cette immense station qui sera gérée par une joint-venture créer le 19 Septembre 2006 et dont les actionnaires sont AEC (Algerian Energy Company) à hauteur de 49% et Geida à hauteur de 51%, avec comme dénomination « Miyeh Bahr Honaine », elle a été réalisé selon le schéma Design, Build, Oward, Operate, avec comme technologie utilisé **l'osmose inverse** s'agissant des composantes fondamentales du projet, cette unité comportera deux principaux systèmes dont l'un sera réservé à la mobilisation de l'eau de mer, renforcée par une conduite sous-marine pouvant aller jusqu'à 1500 m et une station de pompage à proximité de la ligne de rivage, permettre de pomper l'eau de mer vers le site de la station de dessalement qui se trouve à environ 500 m de la côte, quant au système de rejet de la saumure vers la mer, il est consolidé par un émissaire marin pénétrant jusqu'à 1000 m dans la mer, dans le but d'assurer une meilleur dilution et atténuer en conséquence les impacts environnementaux.

Le principe de l'opération de dessalement consiste à favoriser le passage d'une salinité de 40g/l, celle de l'eau de mer à moins de 0,5 g/l, soit de l'eau complètement dessalée, cette eau sera partiellement « reminéralisée » avec l'ajout d'une faible proportion d'eau saumâtre (riche en oligoélément pour produire finalement une eau potable dont la salinité est située à 1,5 g/l, conformément aux normes de l'organisation mondiale de la santé (OMS). (Quotidien d'Oran, 2010).

I-6-1. Les causes et techniques du Dessalement

L'eau est une ressource très présente sur la terre, mais seulement 3% de cette eau est douce est donc potable, la désalinisation semble alors indispensable. Effectivement les besoins en eau sont importants dans différents domaines comme l'agriculture qui utilise plus de 70% de l'eau douce dans le monde, l'industrie qui en utilise 20% et la consommation mondiale d'eau douce, mais ces pourcentages sont variable suivant les pays de la planète comme exemple le Mexique et l'Inde qui sont des pays en voie de développement, la quasi-totalité de l'eau y est consacré à l'agriculture, l'irrigation plus précisément. Au contraire dans les pays industrialisés, la consommation d'eau destinée à l'industrie est très importante et n'a fait que croître depuis la révolution industrielle. Mais avec une augmentation de la demande en eau douce chaque année de plus en plus importante. La désalinisation semble pouvoir être une solution intéressante. Bien que les 12500 usines de dessalement de l'eau de mer répartie dans 120 pays ne fournissent qu'un 1% de l'eau potable mondiale, pour tenter de répondre à notre problématique pourquoi est-il nécessaire de dessaler l'eau de mer et à quel pays la désalinisation peut être avantageuse, en d'autres terme où et pourquoi dessaler l'eau de mer, pour répondre à cette question il est utile de répondre tout d'abord aux exigences de l'agriculture qui représente le secteur le plus gourmand en eau douce, effectivement ce secteur représente près de 70% de la consommation d'eau douce de la planète, l'agriculture utilise l'eau douce pour ses activités, car une eau contenant trop de sels dissout comme les sels de calcium (calcaire par exemple) qui va faciliter la stérilité des sols.

L'agriculture est le premier consommateur d'eau douce grâce à l'irrigation qui consiste à apporter de l'eau douce artificiellement à des végétaux lorsque les précipitations (appelées aussi agriculture sous pluie) sont insuffisantes pour aider ces végétaux à ce développer normalement et aussi à augmenter leur production, mais ce procédé gaspille une partie de l'eau qu'il utilise à cause de l'évaporation au sol, du ruissellement, du drainage, cela nous fait constater que la désalinisation peut être une méthode plutôt avantageuse pour l'irrigation, en effet ce procédé gaspille de l'eau, la désalinisation permettrait alors de préserver les ressources en eaux douces naturelles afin de les redistribuer dans les foyers avoisinantes la source.

Dessaler donc l'eau de mer serait bénéfique pour l'agriculture des régions littorales. Les méthodes d'irrigations cherches à économiser l'eau douce tels que la goutte à goutte, ou la micro irrigation, mise à part l'agriculture il est aussi nécessaire de nourrir des animaux : les bœufs (grands consommateurs d'eau), porcs, et volaille, il a été démontré qu'il fallait une

moyenne 300 litres d'eau pour satisfaire des besoins alimentaires d'un être humain. Ce chiffre comprend l'eau nécessaire à l'alimentation des animaux, à la production des végétaux par rapport à un être humain qui consomme environ 2 l/j, cela montre que la désalinisation peut être très avantageuse puisqu'elle permettrait de satisfaire la consommation importante des animaux destinés à la consommation alimentaire humaine, par conséquent l'eau douce pourrait être distribuée dans les différents foyers voisins de la source naturelle (Tab.4).

Tableau N°4: Distribution de l'eau douce dans les différents sources naturelles par litre (Bordas, 2010).

Production d'1Kg	Nécessité en litre d'eau
Mais ensilage	238
Banane	346
Mais grain	454
Orge	524
Pomme de terre	590
Blé	590
Soja	900
Riz pluvial	1600
Riz inondé	5000
Coton	5263

D'autre part, l'eau douce est très utilisée dans l'industrie plus particulièrement dans tous les pays industrialisés comme la France notamment cette eau peut devenir solvant fluide thermique, ou encore un liquide à manipuler. Les grands utilisateurs industriels sont les centrales nucléaires. L'industrie utilise une grande quantité d'eau, mais toute cette eau n'est pas forcément consommée. En effet, l'eau utilisée dans l'industrie peut être divisée en deux parties, les industries nécessitant une eau douce qui pourrait donc être dessalée et une eau qui n'a pas besoin d'être douce. Tout d'abord, les centrales hydroélectriques ne consomment pas d'eau, en effet, ces centrales utilisent l'énergie de l'eau pour ensuite rejeter ce liquide dans la nature. De même façon, les centrales nucléaires n'utilisent pas d'eau douce. Elles utilisent seulement l'eau pour refroidir leurs circuits. L'eau peut être rejetée dans la mer et alors susceptibles d'être neutralisée. Le cas en France où l'industrie nucléaire est très développée 60% des relèvements d'eau sont destinées aux refroidissements des centrales.

Pour d'autres industries électroniques, elles utilisent une eau très douce, car les puces électriques peuvent être abimées par les sels minéraux. La désalinisation semble une technique avantageuse pour cette industrie car elle supprimerait tous les sels minéraux. En

revanche ce procédé paraît moins efficace pour l'industrie alimentaire qui utilise l'eau potable pour le nettoyage des tissus.

L'eau est par ailleurs utilisée dans le secteur de la chimie dans laquelle, elle sert très fréquemment de solvant, les solutions aqueuses sont très courantes, l'eau trouvée dans la nature n'est pas considérée comme pure, c'est pourquoi en chimie on utilise l'eau distillée pure à 99%, la désalinisation peut alors être intéressante :

- **Tableau N°5:** La quantité moyenne d'eau (l) nécessaire pour fabriquer 1l d'eau

Bière	20
Alcool	100

- **Tableau N°6:** La quantité moyenne d'eau (L) nécessaire pour fabriquer 1kg de :

Matières plastiques	2
Savon	1 à 35
Ciment	35
Carton	60 à 400
Sucre	300 à 100
Papier	500
Acier	500 à 600
Rayonne	400 à 11000

Par ailleurs l'eau douce est aussi utilisée ou estimée à usage domestique, pour l'homme les besoins en eau douce sont plus vitaux.

Pour toujours l'eau reste indispensable à la vie de l'homme et aux êtres vivants, la désalinisation est devenue par le temps une priorité, pour cela l'homme a mis au point de nombreuses techniques afin de pouvoir dessaler l'eau de mer parmi elles :

- L'osmose inverse «flash à multi usage» ;
- Plusieurs dérivés de distillation « compression de vapeur » ;
- L'électrolyse.

Les trois premiers procédés représentent les trois techniques les plus utilisées afin de dessaler l'eau de mer, les différentes techniques de désalinisation étant toutefois de loin les plus utilisées du fait de leur relative facilité à mettre en place et de leur faible coût en énergie, coût approximatif de 5 Kwh/m cube selon la technique de distillation utilisée. Voir figure

I-6-2. Le dessalement et conséquences expérimentales

a- Le dessalement de plus en plus utilisé

La production mondiale d'eau dessalée s'élève actuellement à 47 millions de m³ d'eau par jours soit 0,45% de la consommation d'eau, cette production est de plus en plus utilisée de l'ordre de 10% par an, sur un total de 58% soit 25 millions de m³ d'eau sont dessalés quotidiennement à partir de l'eau de mer, le reste venant d'eau saumâtre (eau salée non potable de salinité inférieure à celle de l'eau de mer entre 1 et 10 g/sel/l).

A l'heure où nombre d'états cherchent à réduire le coût énergétique tant pour des raisons de coût pure que de diminution des gaz à effet de serre, cette expansion est un défi. Le Moyen Orient est le principal producteur au monde, il en fournit à lui seul près de de la moitié soit 11M, lorsqu'elle ouvrira ses portes en 2011 près de Melbourne en Australie l'une des plus grosse au monde, fournira quelque 300 000 m³ d'eau potable par jours. Une fontaine fabuleuse.

Coût énergétique :

- Par distillation

Cette technique est basée sur l'énergie thermique mais cette énergie (MSF-Multi-Flash) distillation flash par étapes successives destinée à l'évaporation de l'eau utilise une énergie considérable pour produire 1m³ d'eau, une usine MSF consomme 15,5 kilowattheure soit allumé une ampoule de 75 watt pendant 8 jours : (14 heures et 40 minutes), plus des trois quarts de cette énergie venant seulement à préchauffer l'eau de mer.

- Par osmose inverse ou la séparation de la membrane

Cette technique qui est l'osmose inverse ou MED (Multi effet distillation à effet multiple) est moins gourmande en énergie bien qu'elle utilise beaucoup d'énergie (7,5 kilowattheure pour 1m³ d'eau soit une ampoule de 75Watt pendant 4 jours et 4 heures mais grâce à des certaines installations récupère l'énergie hydraulique et l'énergie consommée se réduit à (5,5 KWH).

Effet sur l'eau

- Par le rejet de la saumure

Cela s'explique entre autre par le rejet de la saumure car lors d'une osmose, pour une unité d'eau produite une unité équivalente de la saumure est produite. La salinité de l'eau de mer se situe entre 37 et 38 g/h, alors que celle du concentré osmotique peut atteindre les

70g/l, cette eau ayant une salinité élevée, le milieu où elle est rejetée et influencé, de ce fait, ceci accélère particulièrement ses modifications.

- **Par l'acidification de l'eau**

Parmi les questions qui évitent de se poser les pays producteurs celle de l'acidification de l'eau, la production d'eau présentée et utilisée nécessite énormément d'énergie, pour comprendre l'influence de la dépense d'une telle énergie, des études récentes montrent que le réchauffement climatique provoque non seulement l'achèvement des terres émergées et la fonte des glaces mais aussi une augmentation exponentielle de l'acidification des océans, un article dans le journal Mcclatchy New Paper explique « les océans présentent d'ores et déjà un taux d'acidité de 30% supérieur à celui enregistré au début de la révolution industrielle et ils absorbent chaque jours 22 tonnes de dioxyde de carbone. D'ici à la fin du siècle il pourrait être 150 % plus acides.

- **Par le rejet des produits nettoyants**

L'ors d'une osmose, la membrane sutartre c'est-à-dire qu'il y'a un dépôt de particules l'eau avant d'être déminéralisée est une eau « brute » puis par une osmose devient de l'eau « osmosée ».

b- Conséquences expérimentales

La membrane nécessite ensuite d'être nettoyée par le biais d'acide. L'ajout d'anti tartre comme les esters phosphatés, l'acide phosphorique, les acides polyacryliques ou d'autres acides, des études prouvent que le rejet de tel produit dans l'eau de mer provoque aussi la destruction des fonds marins.

Les conséquences de la désalinisation représentent des solutions incontournables pour les uns, le dessalement de l'eau de mer est en effet très critiqué par les autres, qui dénoncent le coût énergétique et les rejets chimiques de ces unités de plus en plus gigantesques.

I-6-5. Les impacts du dessalement sur le milieu terrestre

Parmi les impacts dus à une usine de dessalement, il y a ceux qui se limitent à la phase de construction et ceux qui sont liés à la phase d'exploitation. Les impacts commencent avec la transformation de l'occupation du sol, puis continuent avec des conséquences visuelles et des nuisances sonores pour s'étendre à des émissions dans l'atmosphère et des rejets dans

l'eau ou sols ainsi qu'à des dommages potentiels pour le milieu récepteur. Les activités de construction et d'exploitation peuvent se traduire par une série d'impacts sur les différentes zones, affectant notamment la qualité de l'air, la qualité de l'eau, la flore et la faune, la perturbation d'écosystèmes importants (dunes de sable, herbiers marins et autres habitats vulnérables par suite de l'emplacement choisi pour le trajet des canalisations), le dragage et l'élimination des déblais qui en résultent, le bruit, les entraves à l'accès du public et aux loisirs. Les plus importants de ces impacts concernent la qualité de l'air et la qualité de l'eau qui retentissent ensuite sur la flore, la faune et les écosystèmes. Le principal impact environnemental associé aux procédés de dessalement provient de la production de saumure : solution à forte teneur en sels qui résulte de la « concentration » de l'eau de mer ou de l'eau saumâtre dessalée. Cependant, il ne faut pas oublier, lors d'une éventuelle évaluation, l'impact environnemental causé par une station de dessalement, comme les problèmes de dégradation paysagère, bruits, émissions de gaz (CO, NO_x), ou encore les rejets associés comme les eaux provenant du nettoyage (filtres de sable, membranes et dépôts) (Plan d'action, 2003).

- **Effets du concentré (saumure)**

Il est indubitable que c'est la saumure qui exerce le plus fort impact sur le milieu récepteur.

Le volume total de saumure libéré dans ce milieu est déterminant pour les dommages qu'il peut induire. Un rejet de saumure concentrée en grandes quantités appelle un examen plus soigneux des impacts potentiels sur l'environnement que s'il s'agit d'un rejet en petites quantités. A part le volume proprement dit, les modalités et l'emplacement du rejet sont essentiels pour les impacts qui peuvent en résulter. En plus, des effets combinés qui affectent la physiologie des plantes et qui se résument par une salinité (pression osmotique), une concentration en ion Na⁺ et une concentration en ion Cl⁻, nous nous trouvons en présence de contraintes anthropiques et climatiques que l'on peut résumer de la façon suivante :

- Dégradation du sol et des plantations (pêchers et oliviers) par les rejets de résidus ;
- Stagnation des rejets libres d'eau de rinçage de la station de déminéralisation ;
inondation des terres agricoles par les eaux chargées de résidus et dépérissement d'arbres ;
- Contamination de la nappe phréatique, disparition de la végétation naturelle et salinisation effrénée des terres agricoles ;
- Perte de la biodiversité et fragilisation des écosystèmes ;

- Diminution de la pluviométrie ;
- Conflits d'usage.

Sachant que les sols ont un besoin immense de carbone ,d'azote, de potassium et de phosphore comme éléments essentiels à la vie des plantes, ensuite viennent les différents sels tels que le sulfate de calcium, de magnésium plus des nitrates et des ammoniums. La présence de sel en particulier le chlorure de sodium, a un effet négatif sur la végétation, de plus il existe des seuils à ne pas dépasser afin de ne pas endommager les différentes cultures. Les risques encourus par ce genre de dégradation de l'environnement sont la prolifération des bactéries, des coliformes et des pathogènes ce qui a un impact direct sur l'être humain vu qu'il le premier consommateur des produits de l'agriculture, ensuite le bétail se trouve touché ainsi que toute la culture faite par les agriculteurs habitant ce genre d'emplacement où s'effectue les rejets sans contrôle. Pour cela on parle de risque sanitaire et environnemental.

a- Le risque sanitaire (microbien et chimique)

Il est associé à la présence de pathogènes dans les eaux recyclées.

Présence de probabilité d'infection en fonction de la dose admissible obtenue à partir d'études épidémiologiques.

b- Le risque environnemental:

Affectation du rendement par la salinité par l'influence d'excès d'éléments (Na, Bore,...), éviter des excès de N, P, K, et tenir compte des apports des eaux usées dans la fertilisation du sol. Il convient de traiter avec précaution la problématique qui est liée à ces résidus, car le volume de saumure produit par un litre d'eau dessalée, ainsi que sa teneur en sels, dépendra de la technique de dessalement employée et de la composition saline de l'eau utilisée. Il ne fait aucun doute que les pays méditerranéens qui utilisent le dessalement pour couvrir leurs besoins en eau douce devraient appliquer des lignes directrices ou des procédés appropriés pour l'élimination de la saumure, conformément aux dispositions des Protocoles «tellurique» et «immersions» (Plan d'action, 1997).

- Rejets du procédé

Les chaînes de traitement utilisant des membranes produisent différents types de rejets :

- Concentrât ;

- Eaux de rinçage ;
- Eaux de lavage.

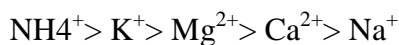
Le concentrât est rejeté en continu pendant la production. Le débit et la composition du concentrât sont liés aux taux globaux de récupération et de séparation. Le taux de récupération étant, en général, supérieur ou égal à 75%, le débit de concentrat correspond au maximum à 25% du débit d'alimentation. Les eaux de rinçage et de lavage sont rejetées de manière discontinue. Lorsque la chaîne de traitement comprend un ou des ajouts de produits chimiques dans l'eau brute (coagulant, oxydant, acide, agent anti-tartre, etc.), les rejets des membranes contiennent en plus des substances présentes dans l'eau brute, les produits injectés pour traiter l'eau.

- Conséquences de la salinité sur les plantes et l'homme

a-Influence d'une salinité de l'eau trop importante sur les êtres vivants

Chaque être vivant dispose d'un organisme ayant des besoins particuliers en sels minéraux en revanche lorsque le besoin est dépassé, l'individu ou la plante peut ressentir des effets secondaires.

Chez les plantes, ce surplus de sel peut ralentir le développement naturel de l'espèce. En effet, la flore, en cas général, absorbe les éléments par l'ordre préférentiel suivant :



Et en complémentarité :



Sachant que les ions sodium Na^+ sont les derniers dans l'ordre de préférence et que les ions chlorure Cl^- sont second dans l'ordre de choix de l'ion complémentaire, on peut ainsi en déduire de que le sel comporte une influence néfaste pour la santé de la plante. Quant à la santé de l'Homme, le sel constitue un élément essentiel de son alimentation. En effet, les composantes du liquide de ses cellules sont le sodium et le chlore, ions du sel. Par conséquent, il serait amené à déshydratation sans sel. Lors d'une déshydratation ou d'une hospitalisation, on lui injecte alors, par intraveineuse, une solution physiologique* à 0,9% de sel. Les ions sodium lui apportent une bonne transmission des messages nerveux et les ions chlore lui permettent un bon fonctionnement de l'estomac et du système immunitaire. Après un excès d'ingestion de sel, un être humain voit son flux de sang artériel passer en hypertension. Le

surplus de consommation de sel est donc un danger potentiel autant pour la flore que pour les Hommes.

b- Les conséquences de l'utilisation de l'eau dessalée

- **Conséquences sur les sols**

L'utilisation de l'eau dessalée comme celle de l'eau douce dans l'irrigation augmente les probabilités de formation de sols salins (Sali-sols) et/ou de sols alcalins (sodiques ou sodi-sols) par accumulation des sels minéraux dans la terre. On appelle ce processus la salinisation des sols. Si le sol absorbe trop de sel, on peut alors assister à la formation de cristaux à la surface du sol, remontés par capillarité comme sur la figure1 :



Fig. I-9 : Efflorescence saline à la surface d'un sol salé

(Source : Futura-Sciences)

Parmi les différentes cultures existantes, on distingue trois classes de niveau de tolérance de salinité du sol :

- Les cultures sensibles qui réunissent la plupart des fruits et arbres fruitiers ainsi que certains légumes tels que la carotte, le haricot, la salade ou le radis avec une concentration critique en sels de 1,3g/l.
- Les cultures à tolérance moyenne comptant les autres légumes, les grandes cultures, quelques fruits comme l'olive, le raisin, la figue ou la grenade. Ces cultures peuvent supporter une concentration maximale de 2,5g/l de sels dans le sol.

- Les cultures tolérantes avec les prairies, les cultures de coton, orge, colza, betteraves à sucre, dattiers et autres cocotiers qui acceptent jusqu'à 5g/l de sels dans le sol.

- Conséquences sur l'Homme

La consommation de tels aliments, plus salés que la normale, contribuent à ne pas respecter les doses normales de sel admises par le corps de l'Homme, soit entre 6 et 10 grammes par jour.

Selon un bulletin de l'Académie nationale de médecine sur le contenu en sel de l'alimentation, les consommations de sel aussi bien aiguës que chroniques présentent chez l'être humain comme chez l'animal une baisse de leur pression artérielle. Ces apports excessifs vont à l'encontre de notre matériel génétique. Ainsi, l'individu ressent les symptômes de l'hypertension artérielle qui peuvent apporter à long terme des désagréments cardiaques ou des accidents vasculaires cérébraux.

Le World Cancer Research Fund International confie, dans un communiqué de presse, qu'une surconsommation de sel peut favoriser le développement de maladies cancéreuses. On note cependant que des campagnes sont menées par les différentes académies de médecine et les gouvernements afin de réduire les habitudes de consommation de sel de la population de 20 %, et de mieux l'informer sur la teneur en sel de ses aliments contre les dangers de ce condiment. Lorsque la présence d'aliments naturellement plus salés sera devenue récurrente, le corps acceptera normalement la nourriture qui lui est proposée, si d'ici là une mutation génétique visant à réduire la concentration maximum de sel acceptée ne s'est pas produite sur les générations futures (Mermoud, 2006).

I-6-6. Les impacts du dessalement sur le milieu aquatique

Les procédés de dessalement consomment énormément d'énergie. Ceci implique la création d'installations de production d'énergie nucléaires ou issues de combustibles fossiles. Ces installations causent de fortes émissions en Gaz à effet de serre et sont donc un danger pour la couche d'Ozone. Si cela pourrait paraître paradoxal, les usines de dessalement, par le biais des émissions de gaz à effet de serre, participent activement à la diminution des couches de glace et des glaciers (qui fournissent 69% des approvisionnements en eau fraîche), diminuant ainsi l'eau accessible par les moyens usuels.

De plus, les émissions de gaz à effet de serre ne sont pas les seuls problèmes liés aux usines de dessalement. Ainsi, l'eau de mer destinée à être dessalée contient des milliers de micro-

organismes différents et ils sont automatiquement éradiqués avant le dessalement (WWF. 2008). La chaîne alimentaire marine sera perturbée si certains de ces micro-organismes venaient à être éliminés dans un trop grand nombre, cela crée un véritable impact sur l'écosystème marin car les usines rejettent d'énormes volumes de saumure (solution d'eau très concentrée en sel), ce qui pourrait entraîner à long terme la disparition de certains de ces organismes.

Malheureusement il y a déjà plus de 10000 usines de dessalement en activité dans le monde, réparties dans plus de 120 pays, qui dessalent au total 30 millions de m³ par jour et, alors que leur liens avec la pollution et les dommages sur l'environnement ont déjà été prouvés, des pays comme ceux du Golfe Persique (60% de l'eau consommée là-bas est issue du dessalement) ou l'Espagne commencent actuellement la construction d'usines pharaoniques. Le WWF (Fond Mondial pour la vie sauvage) redoute que ces usines à dessalement deviennent les nouveaux barrages des années 50 dont il a été découvert les dangers une fois qu'il était trop tard pour revenir en arrière. Les usines de dessalement seraient donc une solution de facilité qui détournerait des vraies solutions, qui seraient moins coûteuses et plus respectueuses de l'environnement. Les usines à dessalement devraient donc être créées uniquement quand elles se sont avérées, après une étude approfondie, être la meilleure solution, écologiquement et économiquement.

- **Impacts liés aux rejets**

Les scientifiques s'accordent sur le fait que les impacts des effluents (eaux rejetées) issus de ces usines sont principalement dus à la forte concentration en sel et dans une moindre mesure à la présence de produits chimiques (utilisés pour le fonctionnement de l'usine) et à la température potentiellement élevée de ces eaux. Les rejets des usines de dessalement sont soumis aux réglementations du protocole « Tellurique » de la convention de Barcelone à laquelle ont adhéré de nombreux pays européens côtiers de la méditerranée : France, Espagne, Israël, Egypte, Liban, Lybie, etc. Cette convention prévoit des valeurs limites de rejets pour de nombreux éléments (sels, chlore, température, etc.) et l'obligation de réaliser une étude d'impact (dossier examinant les conséquences environnementales d'un projet) avant la construction de l'usine.

Trop salé :

La principale caractéristique des eaux rejetées par les usines de dessalement est sa forte salinité. On la qualifie ainsi de saumure (=eau de mer concentrée). Pour les usines à

procédé thermique, le taux de conversion de l'eau de mer en eau douce est en moyenne de 10%, c'est à dire qu'avec 10l d'eau salée est produit 1l d'eau pure. Ainsi, la concentration des effluents issus de ces usines est en moyenne 10 % plus concentrée que l'eau d'alimentation (UNEP, 2003). Dans ce procédé, les eaux de rejets sont souvent diluées par deux avec des eaux de refroidissement (eau de mer classique), ce qui donne donc un effluent seulement 5% plus concentré que l'eau de mer naturelle. Pour les usines à procédé membranaire en revanche, l'eau de rejet est de 30 % à deux fois plus concentrée (UNEP, 2003 ; Elimelech, 2011). Lorsque la saumure est rejetée sans dilution ni traitement, elle induit une augmentation de la concentration en sel autour de la zone de rejet. Des travaux de recherche ont ainsi montré que les rejets de saumure issus des usines de dessalement du golfe persique augmentaient localement la concentration en sel de 5 à 10 mg/l, la concentration moyenne de l'eau de mer dans cette région avoisinant les 45 mg/l (Elimelech, 2011). La forte salinité des eaux de rejets est à l'origine des principaux impacts des usines de dessalement sur les écosystèmes marins. Le rejet de saumure dans la mer aboutit en effet à la formation d'un système stratifié de couches de plus en plus salées en allant vers le fond, ce qui diminue les brassages entre eau de fond et eau de surface. Dans certains cas et en fonction des courants marins locaux, 40% de la zone environnante est recouverte de sel (UNEP, 2003). Ce phénomène peut conduire à des modifications du milieu local (voir figure : 10,11)

- Anoxie (absence d'oxygène) au niveau des fonds marins : la diminution des brassages associée à la présence d'espèces consommatrices d'oxygène peut conduire à des périodes d'anoxie du fond marin (Freixa, 2009).

- Diminution de la lumière : la présence d'eau hyper-salée provoque la formation d'un brouillard qui rend difficile le passage de la lumière, affectant ainsi la photosynthèse des espèces marines végétales.

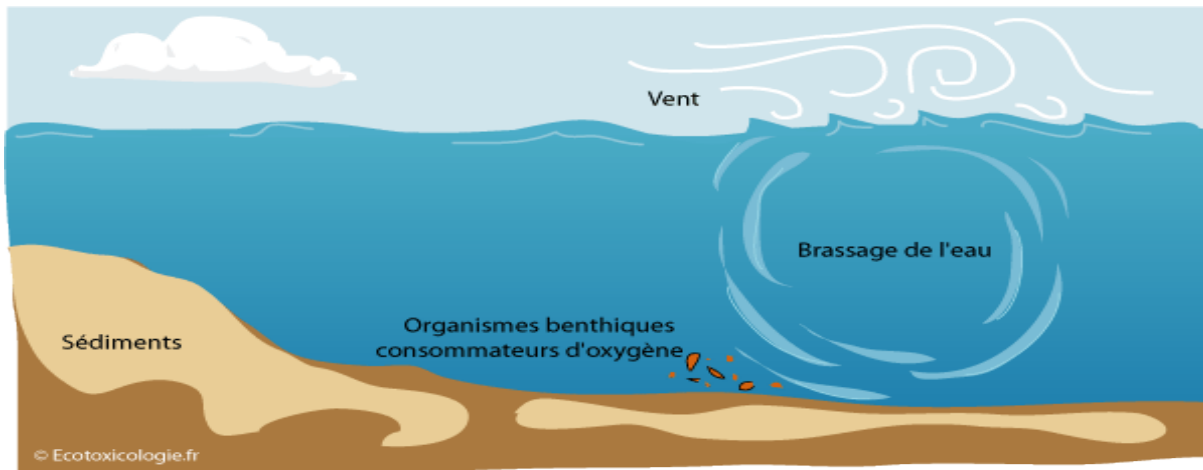


Fig. I-10 : Etat initial du milieu (pas de rejet de saumure)

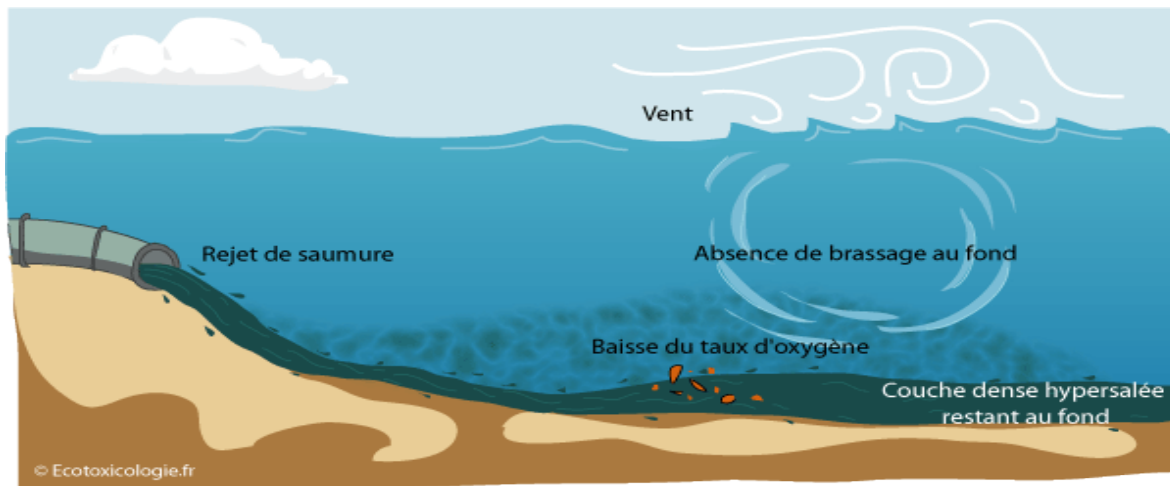


Fig. I-11: Etat du milieu après implantation de l'usine de dessalement (rejet de saumure)

Cela se chauffe :

L'énergie thermique (procédé de distillation) ou l'énergie mécanique (procédé d'osmose inverse) nécessaires au processus de dessalement de l'eau de mer sont à l'origine d'une augmentation de la température de l'eau et donc d'une température élevée de la saumure. Pour les usines à procédé membranaire, l'augmentation de température entre l'eau de mer et la saumure est relativement faible: une élévation de 0,65°C a été relevée dans les eaux de rejets de l'usine Fujairah aux Emirats arabes unis (UNEP, 2003).

En revanche, pour les usines à procédé thermique, cette élévation de température est bien plus conséquente, de l'ordre de 2,8°C en moyenne (d'après la California Coastal Commission). La température des eaux de rejet peut même être beaucoup plus élevée lorsque la saumure est mélangée aux effluents d'une centrale électrique (centrale qui permet d'alimenter en énergie

l'usine de dessalement) avant déversement à la mer, ce qui est fréquent dans les pays du golfe (Dawoud, 2012) Ces effluents peuvent ainsi modifier la température de l'eau de mer au niveau de la zone de rejet de la saumure, parfois jusqu'à plusieurs degrés, même si les différentes études montrent que cette modification n'est que très locale (UNEP, 2003).

De nombreux produits chimiques utilisés tout au long du procédé de dessalement de l'eau se retrouvent dans les eaux rejetées par ces usines, comme illustré dans le (tab.7).

Tableau N°7: Produits chimiques potentiellement présents dans les effluents des usines de dessalement d'après les données de (Dawoud, 2012 ; Morton, 1996 et UNEP, 2003)

	Produits	Exemple de concentrations relevées dans les eaux de rejets	Remarques
Produits antibactériens et antisalissure	Eau de javel hypochlorite de sodium, chlores, sels de cuivre	0,2 à 0,5mg/l de chlore (libre + combiné) ont été reportés dans des effluents d'usines à procédé thermique (Dawoud, 2012)	
Produits anti-mousse	Polyglycoles alkyles, acides gras, esters d'acide gras		Particulièrement utilisé dans les usines à osmose inverse
Floculants utilisés pour retirer les matières en suspension de l'eau	Chlorure ferrique FeCl ₃ , Chlorure d'aluminium AlCl ₃		Non utilisé dans les usines à procédé thermique
Produits antitartre pour éviter la formation de tartre dans les tuyaux et membranes	Héxamétaphosphate de sodium Na PO ₃ , polymères de l'acide maléique	La concentration habituelle d'acide maléique dans les eaux de rejets est proche de 0,5 mg/l (Morton, 1996)	
Solutions acides ou basiques pour ajuster le pH de l'eau	Acides sulfuriques H ₂ SO ₄ , acide chloridrique HCl chaux	Entre 1500 et 4800 mg/l de SO ₄ dans les effluents d'usines de pays du Golf (Dawood, 2012)	
Produits issus de la	Métaux lourds dont :	Entre 0,015 et 0,1 mg/l	Cette corrosion et les

corrosion	Cuivre, Fer, Nickel	de Cuivre dans les effluents rejetés par les usines à osmose inverse (Dawood, 2012)	rejets induits sont plus élevés, dans les usines à procédé thermique
-----------	---------------------	--	--

La nature des eaux rejetées et les impacts associés dépendent tout d'abord de la qualité de l'eau d'alimentation et de la qualité de l'eau douce souhaitée. Ils varient également en fonction du procédé de dessalement : ainsi, la technique de l'osmose inverse qui, comme nous l'avons vu, consomme moins d'énergie que la distillation, présente l'inconvénient de rejeter davantage de produits chimiques (plan bleu, 2008). Les principaux produits chimiques rejetés par les installations à osmose inverse sont des antitartres, des coagulants et des produits agressifs de nettoyage (tensioactifs, produits acides ou basiques, agents chélatants des métaux) (Fritzmann, 2007 ; Lattemann, 2008). Enfin, la nature des eaux rejetées dépend fortement du traitement (nettoyage) réalisé (ou non) sur ces eaux avant déversement à la mer. Les effluents de l'usine de Barcelone sont par exemple traités par la station d'épuration municipale avant rejet (même si tous les polluants ne sont pas éliminés).

I-7. Notions de bioaccumulation et de bioconcentration des métaux

Une des principales conséquences de la présence des métaux dans l'eau de mer est leur passage dans la biomasse. Ce transfert peut entraîner des toxicités directes qui se manifestent rapidement par une atteinte de la biomasse, ou indirectes qui sont liées à l'accumulation progressive de ces métaux par les organismes.

Il semble logique de penser que les phénomènes de toxicité ou de bioaccumulation sont liés à la teneur en métal de l'eau environnante. Parmi les facteurs explicatifs, certains sont intrinsèques c'est-à-dire liés à la population ou à l'espèce étudiée, d'autres sont extrinsèques c'est-à-dire qu'ils peuvent varier d'un endroit à un autre pour une population ou une espèce donnée (Ramade, 2000).

Les principaux facteurs intrinsèques sont :

- L'espèce animale considérée
- L'âge ou le poids des individus
- Les cycles biologiques ou saisonniers.

Pour les facteurs extrinsèques, nous avons retenu principalement :

- La forme chimique sous laquelle on trouve un métal dans l'eau,
- Les possibilités de fixation par le sédiment,
- Les synergies ou antagonismes avec d'autres composés minéraux ou organiques,
- Les transformations biochimiques liées aux métabolismes bactériens ou planctoniques.

Enfin, il n'est pas inutile de rappeler que certains facteurs comme le stress ou la surpopulation, bien que surtout liés à l'expérimentation au laboratoire, sont susceptibles d'influencer la toxicité ou la bioconcentration des métaux par les organismes marins.

- **Bioaccumulation et bioconcentration**

Ce phénomène est connu depuis longue date par suite de l'existence d'espèces capables d'accumuler des substances à de plus fortes concentrations. En effet certains animaux aquatiques possèdent une capacité d'accumulation surprenante des polluants, c'est le cas des mollusques à régime microphage qui peut atteindre des coefficients de concentrations très considérables (Duquesne, 1992).

Les espèces situées au sommet du réseau trophique sont soumises à une contamination par la nourriture transférée le long de la chaîne alimentaire par des processus de bioaccumulation.

Le premier processus est défini comme étant l'accumulation d'un polluant dans un organisme, résultant d'une contamination soit directe (eau), soit indirecte (par voie alimentaire), alors que la bioconcentration est une forme particulière de la bioaccumulation caractérisée par une augmentation de la concentration dans les prédateurs par rapport à leurs proies (Duquesne, 1992).

- **Bioamplification**

Phénomène par lequel une substance naturelle ou un contaminant présent dans le biotope connaît un accroissement de sa concentration au fur et à mesure qu'il circule dans les êtres vivants d'une même chaîne alimentaire. Ce phénomène s'observe très souvent pour de nombreuses substances polluantes non ou peu biodégradables (Ramade, 2000).

-Cycle biogéochimique des métaux

La notion de cycle biogéochimique a été introduite au début du siècle, le transfert des métaux lourds dans l'eau de mer ainsi que leur dépôt et leur élimination sont régis par le cycle biogéochimique, qui va avoir pour conséquence d'amener la masse des polluants émis par l'homme dans l'océan mondial qui constitue en défensive l'ultime réceptacle des agents toxiques et autres contaminants par la circulation technologique.

Le transport des polluants dépendra de ces propriétés chimiques, le cheminement de la substance s'effectue par les eaux de ruissellement, les eaux souterraines, de pluies, le vent, et la sédimentation (Mackenzie et *al*, 1979). Tous les êtres vivants présentent cette propriété de pouvoir stocker dans leur organisme, toute substance peu ou pas biodégradable. Les organismes qui ont ainsi concentré telles substances toxiques vont servir de nourriture à d'autres espèces animales qui l'accumulent à leur tour dans leurs tissus, il va se produire de la même manière, une contamination de toutes les chaînes trophiques de l'écosystème, initiée par les producteurs primaires (qui pompent le polluant dispersé dans le biotope et chez lesquelles les taux de contamination sont les plus élevés. Ces métaux traversent les masses d'eau sous des formes dissoutes et particulières, ils peuvent de ce fait être assimilés et concentrés par les organismes marins, leur élimination et leur dépôts dans l'eau de mer est souvent l'œuvre de long processus biologiques.

Le déroulement général du cycle biogéochimique semble s'effectuer selon deux grandes étapes, une première consisterait en un piégeage des polluants métalliques par des particules en suspension, la biomasse et le sédiment en fonction des conditions physico-chimiques du milieu marin est cela par :

***Précipitation :**

Phénomène qui s'opère lorsque le polluant métallique en solution chute par gravitation au fond du milieu marin. Cependant en eau profonde, certains métaux pourraient retourner en solution bien avant d'atteindre le fond.

***Adsorption :**

Mécanisme physico chimique qui a lieu quand les molécules, ou les ions métalliques se fixent à la surface des composantes marines (particules, organismes marins, sédiments).

***Absorption :**

C'est le passage du polluant métallique dans un organisme marin.

***Sédimentation :**

Activité naturelle qui s'effectue lorsque les ions métalliques se superposent, formant ainsi des couches sédimentées, les animaux benthiques participent à l'accélération du dépôt des particules et des métaux, associés en les consolidant dans les matières fécales (Sorokin, 1972, Aouemur, 1990), ainsi les animaux benthiques participent à la sédimentation du milieu marin.

Une deuxième étape, inverse à la première, constituerait au relargage de ces polluants par désorption qui est le phénomène inverse à l'absorption par diffusion ou par propagation dans le milieu marin, par redissolution ou remise en solution des produits précipités par décomposition et minéralisation des matières organiques et parfois même par le biais des organismes marins.

I-8. Voie de pénétration d'un métal dans l'organisme :

En toxicologie, on distingue trois voies d'absorptions, ou trois modes de contaminations (Ramade, 1992).

- Voie trans-tégumentaire :

C'est le mode de contamination directe à partir des polluants du milieu extérieur.

- Voie trophique :

C'est une absorption radiculaire chez les plantes ou digestive chez les animaux. Pour les animaux aquatiques, on ne peut séparer les voies de pénétration tégumentaires de cela par ingestion car elles se produisent simultanément.

- Voie respiratoire :

C'est le mode prépondérant de contamination par les polluants atmosphériques ou aquatiques.

I-9. Mécanismes de pénétration de stockage et d'excrétion des métaux lourds

I-9-1. Mécanisme de pénétration chez l'organisme marin

Chez l'organisme marin, la pénétration de ces éléments toxiques se fait selon trois voies (Ramade, 1979) :

- La trans-tégumentaire : mode de contamination directe à partir milieu extérieur.
- La voie respiratoire (branchiale) : c'est le mode prépondérant de contamination.
- La voie trophique : dépend du régime alimentaire.

I-9-2. Mécanisme de stockage des métaux lourds

Les molécules exogènes pénètrent à travers les barrières biologiques séparant l'environnement interne de l'organisme du milieu, les métaux traces ont séquestrés de plusieurs façons, tel que le piégeage dans les granules insolubles pouvant ou pas s'associer à des lysosomes (George et *al*, 1978 ; George, 1980 ; Amiard-Triquet et Caurant, 1994 ; Phillips et Rainbow, 1994), phagocytose de vésicules formées lors de l'absorption du métal (agrégats protéiniques riches en cations divalents) (George, 1980). Martoja et Martoja (1982) considèrent que les granules sont des sites d'accumulation et de stockage des déchets métalliques.

Les cellules des organismes peuvent donc développées des mécanismes de défenses en synthétisant des ligands et en excréant le métal. Ces ligands sont des protéines riches en groupements sulfures appelées métallothionéines ; ces dernières ont une forte affinité pour les métaux et leur rôle est de lier, détoxiquer des métaux d'un organisme donné. Elles fixent principalement le zinc, le cuivre, le cadmium le mercure (Kohler et Riisgand, 1982 ; Depledge et Rainbow, 1990), et elles se manifestent lorsque la quantité de métal dépasse la capacité de production de métallothionéines de l'organisme (Gilbin, 2001).

I-9-3. Mécanisme d'excrétion des métaux lourds

Parallèlement aux étapes de pénétration des contaminants au sein de l'organisme, de nombreux mécanismes physiologiques et biochimiques contribuent à les éliminer, il existerait quatre processus principaux :

- La défécation : c'est la perte via la surface perméable (Philips et Rainbow, 1994)

- L'éjection : par les fèces (Simkiss et *al.* 1982 ; Rainbow et *al.* 1990 ; Wang et *al.* 1995, Wang et Fisher, 1997).
- L'expulsion : par 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).

I-10. Processus modifiant la toxicité des métaux

Afin de spécifier l'effet toxique d'une substance vis-à-vis d'un organisme vivant, sa concentration et sa durée d'action s'avèrent être des facteurs décisifs, mais cependant peuvent se modifier en fonction d'autres facteurs : physiologie du poisson (croissance, âge, maturité sexuelles, etc...), le pH, la température, hydrologie, concentration en polluant (R.N.O, 1988).

A travers plusieurs études sur un grand nombre d'espèces de poissons, ils révèlent que les stades les plus jeunes (embryons, larves) sont les plus sensibles aux polluants (Nelson et *al.*, 1977), et que le degré de toxicité varie selon le sexe (Howerth et Spargue, 1978 ; Kumaragura et Beamish, 1981).

I-10-1. Effet de la température et de la salinité

Les facteurs agissants sur la toxicité, la température et la salinité du milieu ont été cités par certains auteurs. Selon Nimil (1983), la toxicité aiguë augmente et la salinité diminue, conclusion soutenue par Cossa et Lassus (1989). Ainsi plusieurs résultats sur *Fundulus heteroclitus* (poisson estuarien), montrent de larges variations des CL₅₀ attribuables à l'âge, au sexe, ou à la température et la salinité, par exemple il est moins résistant au cadmium à 20 °C qu'à 5 °C, alors que la toxicité est plus élevée que la salinité et de 15% ou 30% plutôt qu'à 20°C Cossa et Lassus (1989).

Concernant les propriétés chimiques de l'eau, Somero et *al.* (1977) avancent que le taux de toxicité est plus significatif dans une eau douce que dans une eau de mer. On observe un début d'action létale à 0,6 mg/l pour des jeunes saumons.

I-10-2. Interactions

Les réactions de types antagonistes (diminution) ou synergique (accrue) ont été mises en évidence pour les métaux lourds, en particulier : le plomb, le zinc, et le silicium (Cossa et Lassus, 1989). Ainsi la combinaison zinc et le cadmium induit une diminution de l'effet de la toxicité ce qui est dû à leurs propriétés physico-chimiques similaires (Schroeder et *al.*, 1967) ;

Hill et Matrone, 1970 ; Magos, et Webb, 1987). Ces deux métaux sont biologiquement antagonistes, ils entrent en compétition

Pour le même site et dans de nombreuses métallothioneines, le cadmium peut se substituer mais non l'inverse, de sa toxicité résulte d'une saturation des sites disponibles sur les métallo-enzymes provoquant leur dysfonctionnement (Brown et Parsouns, 1978).

Eisler et Cardner (1971, 1973) ont décrit une synergie cadmium –zinc-cuivre sur *Fundulus heteroclitus* (poisson estuarien), il semble que les doses considérées comme sublétales, concernant le cadmium seul, entraîneraient une augmentation de la mortalité induite par le cuivre et le zinc.

Pour l'homme, la réponse de fortes concentrations en cadmium induirait un phénomène d'antagonisme de la toxicité du plomb, du zinc et du fer. En outre la présence simultanée du cuivre augmenterait les effets toxiques (Asso., 1982).

I-11. Interaction entre polluants

L'estimation de valeurs remarquables n'est pas suffisante en elle-même pour évaluer l'effet d'un toxique sur l'environnement. De plus, les réactions d'un organisme isolé en laboratoire à l'exposition d'un produit unique ne sont pas comparables aux réactions d'un écosystème complexe. En présence de plusieurs toxiques, deux types d'actions peuvent être attendus (Markings, 1985 ; Konemann et Pieters, 1996 ; Feron et Groten, 2002).

Les interactions peuvent être synergiques ou antagonistes. Une action synergique (réciproquement antagoniste) est telle que la toxicité du mélange est supérieure (réciproquement inférieure) à la somme des toxicités des deux polluants pour un effet défini.

L'absence d'interaction : on distingue, dans ce cas, les toxicités qui agissent différemment et de manière indépendante de ceux qui possèdent un mode d'action similaire. Les phénomènes d'interactions entre agents toxiques entraînant une augmentation (synergie, potentialisation) ou une réduction (antagonisme). Ainsi, des manifestations toxiques sont possibles. Si deux corps toxiques exercent la même action et si leurs sites d'action sont identiques, on n'observera pas d'action synergique. Il est fréquent d'observer un effet antagoniste, les deux corps entraînant en compétition pour le même site d'action. Si l'action exercée par deux toxiques est identique et si leurs sites d'action sont différents, leur

administration combinée résultera souvent en un effet supérieur à la somme de leurs effets individuels (synergie) (Konemann et Pieters, 1996 ; Feron et Groten, 2002 ; Boedeker et al. 1992 ; Altenburger et al. 2000 ; Backhaus et al. 2000 ; Faust et al. 2001, 2003 et Cleuvers, 2003).

Le comportement des métaux entre eux est régi par de nombreux facteurs, parmi eux les facteurs physico-chimique des milieux (pH, salinité, température...) et les facteurs biologiques ou l'interaction se fait de divers façons au sein de la même espèce ou chez différentes espèces, et cela en fonction de l'état physiologique de l'espèce. Chez le phytoplancton et en particulier, chez les diatomées, un effet antagoniste fer-cadmium est observé. Certains métaux lourds (cuivre, zinc) interagissent en antagonistes ou en synergies selon certaines espèces de diatomées (Faust et al., 2001 ; 2003).

D'après Cossa (1989), le contenu en cadmium des cellules du phytoplancton *Pahaeodactulum tricornitum* continué à croître alors que pendant la même période, le contenu en zinc diminue. Cela peut signifier selon l'auteur une compétition entre les deux métaux pour les mêmes sites de fixations cellulaires, l'absorption plus lente du cadmium et le déplacement du zinc, déjà fixé sont supportés par le fait qu'en phase stationnaire lorsque les cellules ont cessé de synthétiser des protéines. Il est observé une diminution substantielle du contenu cellulaire du cadmium.

Chez les mollusques, le cadmium et le mercure ont des effets antagoniste car une exposition simultanée des moules au cadmium et au mercure augmente la durée de vie moyenne. Plus la concentration du cadmium est élevée, plus l'effet du mercure est moindre. En effet, le mercure et le cadmium se fixent sur des protéines différentes, alors que la présence simultanée du cuivre et du zinc provoque un effet synergique chez les poissons (Verripoulos et Dimas, 1988).

Chez de nombreux mammifères marins (Helle, 1981 ; Honda et Tatsukawa, 1983) comme chez l'homme (Schroeder et al, 1967), les concentrations du zinc augmentent proportionnellement avec celles du cadmium au niveau du foie et du rein. Un apport riche en calcium diminue l'imprégnation par le plomb chez l'homme. Cet effet antagoniste s'observe également avec le zinc et le fer en moindre degré. Le zinc et le cadmium sont en général, antagonistes, leur présence simultanée réduit la toxicité du zinc (Asso, 1982). Ces deux

métaux sont en compétition pour le même site de nombreuses métallothioneines (Wittmann, 1979). En revanche, l'association du cuivre-mercure ou du cuivre – zinc a des effets synergiques (Asso, 1982).

La toxicité du zinc augmente par addition du cuivre (Aubert et *al*, 1983). Par ailleurs, Eisler et Gardner (1973) ont montré une synergie cadmium-zinc, entraînant un taux élevé de mortalité chez certains organismes marins. En présence du plomb à un taux de 0,1mg/l, s'observe une augmentation significative des concentrations en manganèse et en cuivre dans le manteau et la masse viscérale et une diminution du calcium dans les organes excréteurs ; les concentrations en fer et en zinc restent constantes chez la moule.

En raison de leurs propriétés physico-chimiques similaires, le zinc et le cadmium seraient biologiquement antagonistes (Schroeder et *al*, 1967 ; Hill et Matrone, 1970 ; Magos et Webb, 1978). Ces métaux entreraient en compétition pour le même site et dans de nombreuses métallothioneines et le cadmium pourrait se substituer au zinc, mais non l'inverse (Brown et Parsons, 1978).

Chapitre II**II-1. Généralités sur l'eau**

L'eau est un composé chimique ubiquitaire sur la Terre, essentiel pour tous les organismes vivants connus. C'est le milieu de vie de la plupart des êtres vivants. Elle se trouve en général dans son état liquide et possède à température ambiante des propriétés uniques, notamment un solvant efficace pour beaucoup de corps solides trouvés sur Terre, l'eau est quelquefois désignée sous le nom de « solvant universel » (Daniel Voet et Judith Voet, 2005).

L'eau dite « courante » est une solution d'eau, de sels minéraux et d'autres impuretés. Pour cela, l'eau que l'on trouve sur Terre est rarement un composé chimique pur. Les chimistes utilisent de l'eau distillée pour leurs solutions, mais cette eau n'étant pure qu'à 99 %, il s'agit techniquement d'une solution aqueuse. L'expression « solvant universel » est sujette à maintes précautions, beaucoup de matériaux naturels (roches, métaux, etc.) étant non solubles dans l'eau (dans la plupart des cas ou de manière infime), 71 % de la surface de la Terre est recouverte d'eau (97 % d'eau salée et 3 % d'eau douce dans différents réservoirs), sous forme liquide dans les océans, par exemple) mais sous forme gazeuse (vapeur d'eau), liquide et solide. Ailleurs que dans les zones humides plus ou moins tourbeuses ou marécageuses, dans les mers et océans, l'eau est présente dans les lagunes, lacs, étangs, mares, fleuves, rivières, ruisseaux, canaux, réseaux de fossés, de watingues ou comme eau interstitielle du sol.

L'humidité de l'air provient de l'évaporation des mers et eaux douces et de l'évapotranspiration des plantes.

La circulation de l'eau au sein des différents compartiments terrestres est décrite par le cycle de l'eau. En tant que composé essentiel à la vie, l'eau a une grande importance pour l'homme mais aussi toutes les espèces végétales et animales. Source de vie et objet de culte depuis les origines de l'homme, l'eau est conjointement, dans les sociétés d'abondance comme la France, un produit de l'économie et un élément majeur de l'environnement. Le corps humain est composé à 65 % d'eau pour un adulte, à 75 % chez les nourrissons et à 94 % chez les embryons de trois jours. Les animaux sont composés en moyenne de 60 % d'eau et les végétaux à 75 %. On retrouve néanmoins des extrêmes : la méduse (98 %) et la graine (10 %).

II-2. Eau de mer

II-2-1. Origine de l'eau de mer

L'eau de mer est l'eau salée des mers et des océans de la Terre. On dit qu'elle est « salée » parce qu'elle contient des substances dissoutes, les sels, constitués d'ions, principalement des ions halogénures comme l'ion chlorure et des ions alcalins comme l'ion sodium. On trouve 30 à 40 g de sels dissous pour 1 kg d'eau de mer. L'eau salée s'oppose à l'eau douce, qui contient moins de 1 g de sels dissous par kilogramme. La masse volumique de l'eau de mer à la surface est d'environ 1,025 g/ml, supérieure de 2,5 % à celle de l'eau douce (1 g/ml) à cause de la masse du sel et de l'électrostriction. Les océans et mers occupent un volume estimé à 1 340 millions de km³, ce qui représente 97,4 % des réserves d'eau présentes à la surface de la Terre. Ce volume n'inclut pas les eaux souterraines (aquifères), dont environ 85 % sont salées à différents degrés (Tab.1).

Tableau N°1 : Volume d'eau contenu dans les différents réservoirs

Réservoirs	Volume (10 ⁶ km ³)	Pourcentage du total
Océans	1 320	97,25
Calottes glaciaires et glaciers	29	2,05
Eau souterraine	9,5	0,68
Lacs	0,125	0,01
Humidité des sols	0,065	0,005
Atmosphère	0,013	0,001
Fleuves et rivières	0,0017	0,0001
Biosphère	0,0006	0,00004

II-2-2. Composition de l'eau de mer

L'eau de mer est composée d'eau et de sels, ainsi que de diverses substances en faible quantité. Si plus des deux tiers des 94 éléments chimiques naturels sont présents dans l'eau de mer, la plupart le sont en faible quantité et difficilement décelables.

La salinité est un des paramètres les plus importants de l'eau de mer, et désigne la teneur en sels dissous. La salinité moyenne des océans est de 35 g/l, et reste généralement comprise entre 30 g/l (Atlantique nord) et 40 g/l (mer Rouge). Les mers intérieures ou assimilées ont une salinité supérieure, parce que l'évaporation y concentre le sel. Les exceptions concernent donc des mers fermées ou semi-fermées, comme pour les valeurs extrêmes de 6 g/l dans les

eaux de surface de la mer Baltique et 330 g/l dans la mer Morte. La mer ouverte la plus salée est la mer Rouge.

La grande particularité de l'eau de mer est que les proportions relatives de ses constituants sont sensiblement constantes (c'est-à-dire indépendantes de la salinité) ; cette propriété a été établie par le chimiste allemand **William Dittmar**, et permet de considérer l'eau de mer comme une solution de onze constituants majeurs dans de l'eau pure, à savoir, par ordre décroissant d'importance, le chlorure, l'ion sodium, le sulfate, l'ion magnésium, l'ion calcium, l'ion potassium, le bicarbonate, le bromure, l'acide borique, le carbonate et le fluorure. La loi de Dittmar permet ainsi de déterminer la salinité de l'eau de mer par une seule mesure : de la concentration d'un de ces constituants (par exemple, Cl^-) ou d'une des propriétés physiques de l'eau de mer à une température donnée (comme la densité relative, l'indice de réfraction ou la conductivité). Les deux principaux sels sont Na^+ et Cl^- , qui en s'associant forment le chlorure de sodium principal constituant du « sel marin », que l'on extrait dans les marais salants pour obtenir du sel alimentaire. Les gaz dissous comprennent principalement : 64 % d'azote, 34 % d'oxygène, 1,8 % de dioxyde de carbone (soit 60 fois la proportion de ce gaz dans l'atmosphère terrestre). L'odeur de mer est due, selon Andrew Johnston (université d'East Anglia), au sulfure de diméthyle (DMS)⁷. Il serait plus précis de dire que le DMS est un composant de l'odeur de la mer, un autre étant les phéromones (dictyoptères) de certaines algues.

Tableau N°2 : Composition de l'eau de mer et pourcentages en masse des principaux éléments :

Éléments	% en masse	Éléments	% en masse
Oxygène (O)	85,84	Soufre (S)	0,0905
Hydrogène (H)	10,82	Calcium (Ca)	0,041
Chlore (Cl)	1,935	Potassium (K)	0,040
Sodium (Na)	1,078	Brome (Br)	0,0067
Magnésium (Mg)	0,1284	Carbone (C)	0,00245

II-2-3. Utilisations

C'est dans l'activité humaine qui consomme le plus d'eau est la production d'énergie avec 59 % de la consommation totale, viennent ensuite la consommation humaine (18 %), l'agriculture (irrigation) (12 %) et l'industrie (10 %) comme c'est le cas en Europe.

D'un point de vue économique, le secteur de l'eau est généralement considéré comme partie prenante du secteur primaire car il s'agit de l'exploitation d'une ressource naturelle, il est même parfois agrégé au secteur agricole.

II-3. Caractéristiques des eaux marines et saumâtres

II-3-1. Les eaux marines

L'eau de mer est une solution complexe qui contient tous les éléments indispensables à la vie (calcium, silicium, carbone, azote, phosphore, oligo-éléments), des matières organiques (teneur comprise entre 0.5 et 2mg) et, naturellement à l'état dissous, les gaz présents dans l'atmosphère. L'eau de mer est faiblement alcaline. Son pH étant compris entre 7.5 et 8.4 (Rapinat, 1982). La caractéristique la plus importante des eaux de mer est leur salinité, c'est-à-dire leur teneur globale en sels (chlorures de sodium et de magnésium, sulfates, carbonates). La salinité moyenne des eaux des mers et océans est de 35 g/l. Cette salinité peut être différente dans le cas de mers fermées (Huot, 2001).

II-3-2. Les eaux saumâtres

On appelle eau saumâtre, une eau salée non potable de salinité inférieure à celle de l'eau de mer. La plupart des eaux saumâtres contiennent entre 1 et 10 g de sels par litre. Ce sont parfois des eaux de surface mais le plus souvent des eaux souterraines qui se sont chargées en sels, en dissolvant certains sels présents dans les sols qu'elles ont traversés. Leur composition dépend donc de la nature des sols traversés et de la vitesse de circulation dans ces sols. Les principaux sels dissous sont le CaCO_3 , le CaSO_4 , le MgCO_3 et le NaCl (Huot, 2001).

II-4. Paramètres étudiés de l'eau de mer

Les paramètres physico chimiques sont réalisés à l'aide d'un appareil multi line P4 type WTW dans chaque point de prélèvement.

II-4-1. La température

La température de l'eau, est un facteur qui agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau et particulièrement les microorganismes (W.H.O, 1987). La température de l'eau joue un rôle important dans la solubilité des sels et des gaz. L'oxygène est nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique. En outre, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur pour une augmentation de température de 10 °C. L'activité métabolique des organismes aquatiques est également accélérée lorsque la température de l'eau s'accroît. La valeur de ce paramètre est influencée par la température ambiante mais également par d'éventuels rejets d'eaux résiduaire chaudes. Des changements brusques de

température de plus de 3° C s'avèrent souvent néfastes (IBGE., 2005). La mesure de la température est nécessaire pour l'étude des courants et du mélange des masses d'eau. Elle influe sur la densité de l'eau en augmentant la sédimentation des particules une fois qu'elle augmente d'avantage, résultant par ailleurs un dégagement d'odeurs est une prolifération des micro-organismes (Aminot et Chaussepied, 1983).

II-4-2. pH

Le pH de l'eau mesure la concentration des protons H⁺ contenus dans l'eau. Il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates (Himmi *et al.*, 2003). Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau c'est-à-dire de la concentration en ions d'hydrogène H⁺. Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac toxiques pour les poissons (IBGE., 2005). Le pH de l'eau de mer voisin de 8,2 est principalement fixé par la présence des carbonates CO₂, HCO₃⁻, CO₃ (Duinker *et al.*, 1982).

II-4-3. La conductivité électrique

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques (Platine) de 1cm² de surface et séparée l'une de l'autre de 1cm. L'unité de la conductivité est le *Siemens* par mètre (S/m). La conductivité donne une idée de la minéralisation d'une eau et est à ce titre un bon marqueur de l'origine d'une eau (Hceflcd, 2006). La conductivité électrique (EC) est une expression numérique de la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. La plupart des sels minéraux en solution sont de bons conducteurs. Par contre, les composés organiques sont de mauvais conducteurs. La conductivité électrique standard s'exprime généralement en milli Siemens par centimètre (mS/cm) à 20 °C. La conductivité d'une eau naturelle est comprise généralement entre 50 et 1500 µS/cm. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre. Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissout qui peuvent être observées par exemple en cas de déversements d'eaux usées (IBGE., 2005).

I-4-4. Salinité

La salinité désigne la quantité de sels dissous dans un liquide, il ne faut pas le confondre avec la dureté de l'eau qui est relative à son dosage en calcium et magnésium. Le chlorure de sodium (NaCl) n'est qu'un des très nombreux sels composant la solution. C'est le caractère essentiel de l'eau de mer. Elle permet de saisir la circulation océanique, d'identifier les masses d'eaux d'origines différentes et de suivre leurs mélanges au large comme à la côte cité dans (Kharouba M., 2013).

II-4-5. La turbidité

La turbidité d'une eau est due à la présence des particules en suspension, notamment colloïdales : argiles, limons, grains de silice, matières organiques, la pluviométrie joue un rôle important vis-à-vis de ce paramètre dans les superficielles et souterraines selon leur origine (Savary, 2010).

La mesure de la turbidité permet de préciser les informations visuelles sur l'eau. La turbidité traduit la présence de particules en suspension dans l'eau (débris organiques, argiles, organismes microscopiques...). Les désagréments causés par une turbidité auprès des usagers sont relatifs car certaines populations sont habituées à consommer une eau plus ou moins trouble et n'apprécient pas les qualités d'une eau très claire. Cependant une turbidité forte peut permettre à des micro-organismes de se fixer sur des particules en suspension. La turbidité se mesure sur le terrain à l'aide d'un turbidimètre.

Tableau N° 1: Classes de turbidité usuelles (NTU, Nephelometric Turbidity Unit) (OIE. 2009)

NTU < 5	Eau claire
5 < NTU < 30	Eau légèrement trouble
NTU > 50	Eau trouble
NTU	La plupart des eaux de surface en Afrique atteignent ce niveau de turbidité

II-5. Matériel biologique

II-5-1. Aperçu général sur la flore aquatique

Les algues sont connues parmi la plupart des végétaux qui peuplent l'environnement marin. Elles constituent par rapport aux autres végétaux un ensemble de quelques 2500

espèces qui ont un rôle capital dans le fonctionnement et l'équilibre de la biosphère (Gayral, 1975).

Les algues sont souvent groupées avec les champignons sous le nom de Thallophytes. Elles constituent un groupe hétérogène d'organismes si l'on se rapporte à leur habitat et leur mode de reproduction (Lerlerc, 1986). Elles élaborent une masse annuelle de composés organiques qui se place à égalité et même au-dessus de celle de la matière organique annuelle produite par l'ensemble des végétaux supérieurs terrestres. Elles se développent plus ou moins en grande quantité selon les lieux et les saisons et essentiellement au niveau de l'étage infra littoral du milieu marin (Decroy, 2000).

Des études ont montré la présence de vitamines, d'oligo-éléments, de sels minéraux, de protéines, de fibres, de pigments concentrés dans les tissus des algues, où leur concentration est 10 fois plus élevée que celles des plantes terrestres (Whyte, 2000). Des algues marines, sont en outre utilisées soit pour l'alimentation du bétail, et des animaux de basse-cour, sous forme de farine d'algues et comme engrais, mais également pour l'alimentation de l'homme (porphyra). Diverses algues sont utilisées dans l'industrie pharmaceutique, ou pour la production de la gélose : *Agar agar*, employée pour la solidification des milieux bactériologiques.

II-5-1-1. Répartition géographique des ulves « *Ulva lactuca* »

Très tolérante vis-à-vis de la salinité (espèce euryhaline), elle est capable d'osmorégulation. On la rencontre en pleine eau, mais aussi sur les linéaires côtiers où elle colonise les roches avec les enteromorphes et au niveau des arrivées d'eaux douces plus ou moins riches en engrais. Souvent on la trouve aussi en association d'*Ulvarigida* abondante dans les ports où elle est très tolérante vis-à-vis de la pollution en milieu asphyxié (F.A O, 1987).

- Description

Les ulves sont représentées par un thalle violacé très polymorphe, fixé au substrat par un petit disque formé de nombreux rhizoïdes issus de cellules basales. (F.A.O, 1987) (Fig.II-1.2)

- Taxonomie :

Embranchement : Chlorophytes ;

Classe : Chlorophycées ;

S. Classe : Ulothricophycées ;

Ordre : Ulvales

Famille : Ulvacées ;

Genre : Ulva

Ulva lactuca. (Linnaeus, 1786)

1. Structure

Distromatique (deux assises de cellules, les cellules de la zone basale engendrent des rhizoïdes).

2. Croissance

D'abord terminale (stade filamenteux plein puis creux) puis diffuse quand la structure distromatique apparaît par accolement des parois.

3. Cytologie

Les cellules contiennent un seul noyau sauf les noyaux des rhizoïdes qui sont plurinucléés types archéoplastidiés (un grand plaste pariétal).

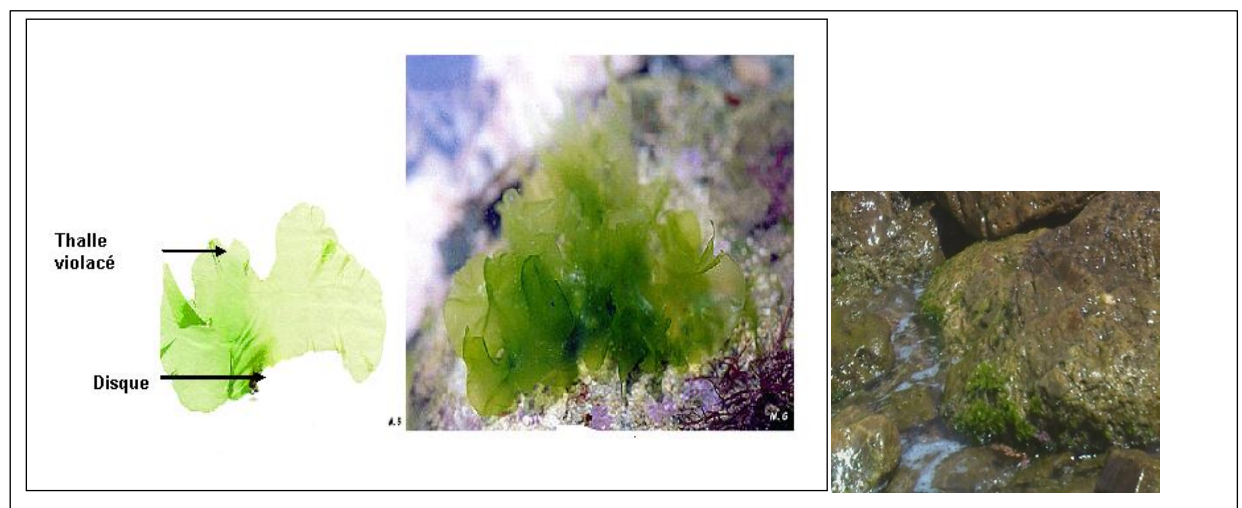


Fig. III-1 : *Ulva lactuca* « laitue de mer » (2011-2012)
(Encarta, 2002)

- Reproduction

Les gamétophytes engendrent des gamètes flagellés angiosperme et les sporophytes des spores quadri flagellés (F.A.O, 1987).

- Récoltes et utilisations

Les récoltes des ulves se font à la main compte tenu de son importance dans les marées vertes liées en partie à l'augmentation des sels nutritifs. Dans certaines zones côtières de grandes quantités de ce matériel algal sont disponibles. Leurs utilisations potentielles dans l'alimentation humaine sous forme de salade, aussi animale et une utilisation médicale en raison des vitamines C et B1 et des substances antimicrobiennes, leur matériel végétal pourrait facilement être cultivé par aquaculture pour la production de biomasse (F.A.O, 1987).

Laitue de mer « salade », algue de pollution, l'ulve se fait traiter de tous les noms. Plus scientifiquement, il existe deux espèces difficiles à distinguer *Ulva armonicana* et *Ulva rotundifolia* (Dahaoui, 2002).

II-5-1-2. Répartition géographique des Entermorphes « *Enteromorpha linza* »

D'une manière générale elles occupent les niveaux supérieurs de l'étage littoral. Leur importance quantitative peut varier considérablement au cours de l'année avec les divers facteurs physiques et chimiques du milieu et comme tous les autres types d'algues, les entermorphes jouent un rôle primordial dans leur milieu. Elles constituent le premier maillon de cette chaîne alimentaire qui conditionne l'équilibre biologique (Gayral, 1975). Enfin les entermorphes se trouvent sous toutes les latitudes et dans toutes les mers du globe (Encarta, 1999).

- Description

Les entermorphes sont des chlorophycées eucaryotes des eaux douces, ou marines constituent le groupe le plus important et le plus varié de l'embranchement des algues vertes représenté par environ 10 000 espèces caractérisées par :

- 1- Un appareil végétatif varié ;
- 2- Plastides verts renferment de la chlorophylle a et b associé à du β carotène et à des xanthophylles identiques, l'amidon est d'origine intraplastidiale ;
- 3- Cellules mobiles végétative ou reproductrice sont caractérisées par un appareil flagellaire formé de 2 ou 4 flagelles égaux ;
- 4- Modes de reproduction sexuée variables, mais jamais par cryptogamie.

L'entermorphe est un thalle en tube creux très souvent aplati, ce qui lui donne un aspect rubané plus ou moins ramifié fixé à sa base, par accolement des parois du tube dans sa partie médiane et atteignant plusieurs centimètres de longueur (10 à 20 cm) (Gayral, 1975).

Le thalle parenchymateux est formé d'une seule assise de cellules polygonales, avec un plaste pariétale, ou lancéolé, ayant au moins un pyrénocyste.

Cette algue caractérisée par sa croissance rapide entre l'hiver et le début de l'été ou elle apparaît comme un épais tapis vert (Fisher et *al*, 1987).

- **Taxonomie**

Phylum : Chlorophytes ;

Classe : Chlorophycées ;

S.Classe : Ulothricophycées ;

Ordre : Ulothricales ;

Famille : Ulothricacées ;

Genre : Enteromorpha

Enteromorpha linza. (Linnaeus, 1883)

- **Reproduction**

La reproduction des enteromorphes est sexuée, se fait par iso ou anisogamie de gamètes biflagellés, ces algues sont hétérothalliques il y a une alternance de génération isomorphes, elles sont digénétique, haplodiploïdes, c'est-à-dire avec alternance régulière de sporophytes diploïdes, et gamétophytes haploïdes.

- **Récolte et utilisation**

Leur utilisation se pratique en médecine en raison de la présence des vitamines A, B1, B2 et des substances antimicrobiennes. D'après Goyer (1998) l'enteromorphe est une algue annuelle que l'on rencontre toute l'année avec un maximum au printemps. Elle présente une caractéristique remarquable qui est sa résistance au dessèchement. Elle se trouve sous toutes les latitudes et dans toutes les mers du globe, elle s'adapte à une grande variété de conditions écologiques que l'on qualifie d'ubiquistes, eurythermes et euryhalines (Fig.5).



Fig. III-2 : Présentation des Enteromorphes en plein récolte au niveau du port de Béni-Saf et d'Honaine (2011-2012)

II-5-1-3 Répartition géographique des corallines « *Corallina officinalis* »

C'est une algue rouge peuplant les rochers éclairés (photophiles) en eau calme ou semi agitée dans l'étage infralittoral en méditerranée et en atlantique (Encarta, 1999). Elle est tolérante vis-à-vis de la pollution, on la rencontre souvent dans les milieux portuaires pollués, c'est une espèce opportuniste. Elle supporte bien la dessiccation (Huchet, 1992).

- Description

Les corallines sont des rodophytes, eucaryotes en majorité des algues, on en connaît plus de 4000 espèces réparties dans 600 genres environ caractérisés par :

- Une structure cladomienne, pluri cellulaire qui présente une morphologie très complexe et une taille modeste, ne mesurant que quelques centimètres de long ;
- Des plastes colorés en rouge par des pigments numéraires renfermant de la chlorophylle
« a » associé à des caroténoïdes ;
- Une reproduction sexuée ;
- L'absence constante de cellules reproductrices flagellées ;
- Leur cycle d'alternance de génération est en général trigénétique.

La coralline est un thalle dressé, ramifié très régulièrement et constitué d'éléments calcifiés unis par des portions non minéralisées. Son axe est cylindrique condensé avec des frondes articulées et pennées.

Les plastes n'existent que dans les assises superficielles colorées, la croissance chez la coralline est de forme variable (Guiny, 1998).

Sa taille varie de 4 à 5 cm de hauteur (Fig.II-4). Les parois de leur diamètre sont entièrement imprégnées de cristaux, la couleur violine de la coralline est due à la présence des pigments phycoérythrine respectivement rouge et bleue qui masque la chlorophylle, cette algue marine présente un aspect assez rigide.

- **Taxonomie**

Phyllum : Rhodophytes ;

Classe : Rhodophycées ;

S.Classe : Floridées ;

Ordre : Cryptonémiales ;

Famille : Corallinacées ;

Genre : Corallina.

Corallina officinalis. (Linné, 1758)

- **Reproduction**

La reproduction sexuée se fait par trichogamie, elle ressemble beaucoup à celle de la majorité des algues rouges. On peut distinguer trois phases dans le cycle de reproduction deux phases, sont libres et l'une est fixé sur le thalle femelle. Les deux stades libres sont identiques, ils ne diffèrent que par leurs organes reproducteurs qui sont localisés dans les cavités appelés conceptacle. Ces gamétophytes libèrent les gamètes qui après fécondation donnent les carpospores qui sont libérés et germent pour donner une nouvelle génération. (Huchet, 1992).

- **Utilisations et récolte**

Les corallines sont utilisées la plus part du temps en pharmacie pour leurs propriétés vermifuges à cause de leur squelette calcaire (Huchet, 1992), par ailleurs elles jouent le rôle de cimentage indispensable à la constitution et à la survie des récifs coralliens (De Reviere, 2002).

La récolte de ces espèces pérennantes se fait au niveau des zones bien éclairées notamment dans les flaques d'eau du littoral (Huchet, 1992) (Fig. 6).



Fig. II-3 : Présentation de la Coralline au niveau de la zone de Béni Saf et d'Honaine (2011-2012)

II-5-2. Aperçu et répartition géographique des mollusques « patelles »

Les mollusques forment plus de 80 000 espèces des groupes les plus diversifiés, ils se répartissent en trois groupes : Bivalves, Céphalopodes, et gastéropodes (Cuisin, 1977). Appartenant à la classe des gastéropodes, les patelles couramment appelées « berniques » sont des organismes marins dont la coquille est conique (en forme de chapeau chinois) et vivant sur les rochers du littoral ou elles constituent des populations denses. Elles sont comestibles et présentent certaines particularités bioécologiques (telle que la sédentarité) ce qui les place parmi les espèces bioindicatrices pour l'étude de la pollution marine.

- Aperçu sur la Patelle : *Patella ferruginea*

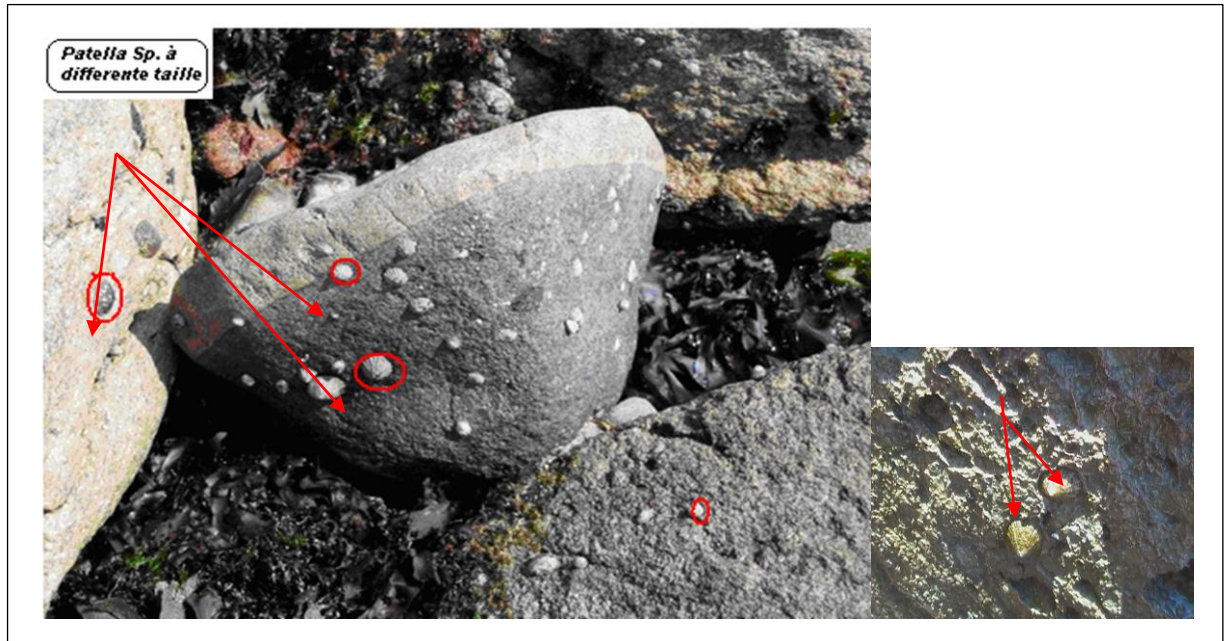


Fig. II-4: Disponibilité des patelles sur les rochers des côtes Ouest de Béni-Saf et d'Honaine

- **Taxonomie**

S. Règne : Métazoaires

Emb : Mollusques ;

Classe : Gasteropodes ;

S.Classe : Prosobranches ;

Ordre : Aspidobranches ;

Famille : Latellidae

Patelle ferruginea (Gmelin, 1791)

II-5-2-1. Aire de répartition

Les patelles se rencontrent pratiquement dans le monde entier, près du littoral (Fischer et al, 1987).

II-5-2-2. Morphologie

La patelle est protégée par une coquille conique non spiralée essentiellement calcaire sécrétée par le manteau.



Fig. II-5 : Face interne et externe de *Patella coerulea*

Le corps est mou, non segmenté et se compose de :

- Région antérieure céphalique, présente une tête bien définie renferment la bouche et les tentacules sensorielles ;
- Partie dorsale viscérale enveloppé par une tunique manteau qui sécrète la coquille ;
- Région ventrale musculaire, présente un pied aplati servant à la reptation. (Boue et Chanton, 1978) (Voir fig. II-5.6.7).

II-5-2-3. Anatomie

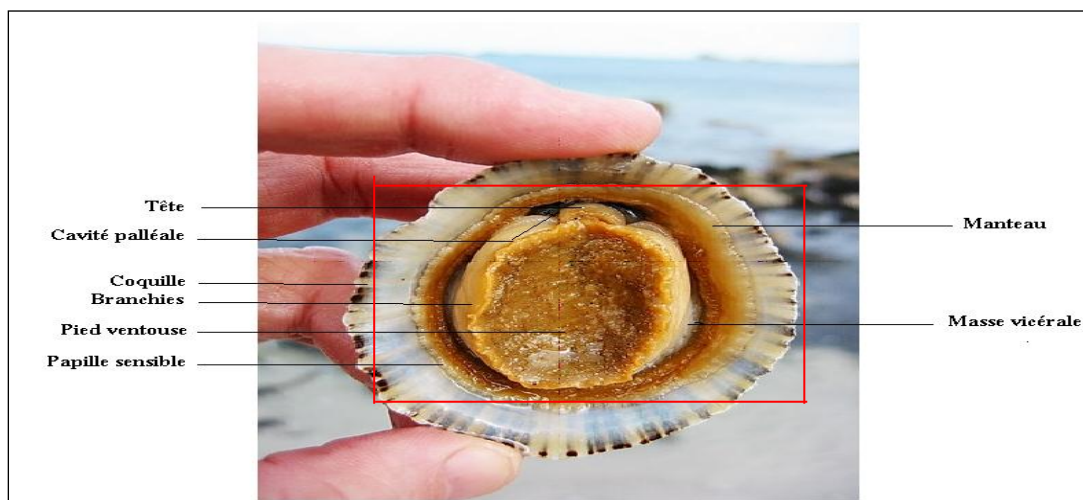


Fig. II-6 : Face interne des *Patelles* dans la zone côtière de Béni-Saf.

II-5-2-3. Appareil respiratoire

L'appareil respiratoire est formé de branchies situées en avant du cœur. La branchie de la cavité palléale disparaît au profit des branchies secondaires qui bordent la gouttière palléale entourant le pied (Boue et Chanton, 1978).

II-5-2-4. Système nerveux

La chaîne nerveuse de la patelle montre un accroissement en x caractéristique. Le système nerveux comporte :

1. Des ganglions cérébraux ;
2. Des ganglions pédieux ;
3. Des ganglions palléaux. (Boue et Chanton, 1978)

II-5-2-5. Appareil circulatoire

Le cœur est situé au fond de la cavité palléale, logé dans un péricarde mince. Il a deux oreillettes latérales et un ventricule médian.

II-5-2-6. Appareil digestif

La cavité buccale est munie d'un appareil masticateur comprenant la **radula** qui est un long ruban portant de nombreuses dents très dures. A cette cavité fait suite l'oesophage puis un estomac qui reçoit une glande volumineuse « **L'hépatopancréas** » (glande défensive), l'intestin prend la forme d'un « U » (Cuisin, 1977), il traverse le ventricule du cœur et se termine par l'anus.

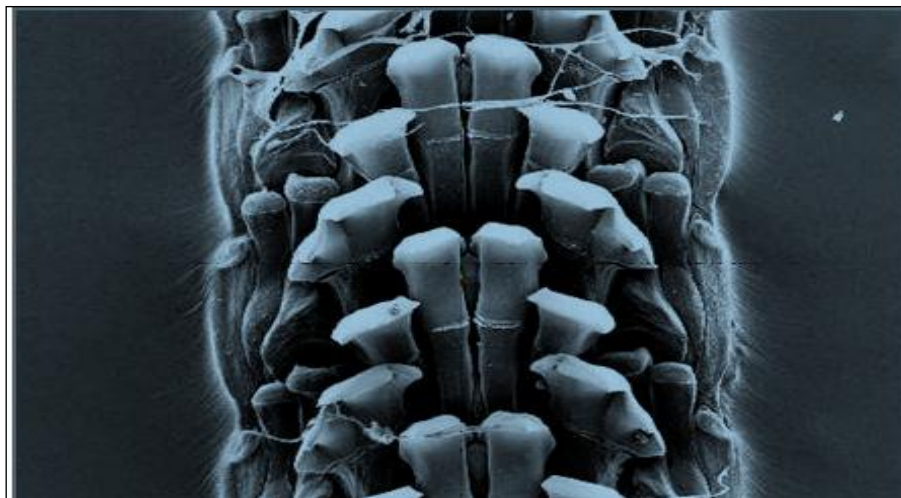


Fig. II-7:Microscopie électronique de la radula de la patelle (Nakhlé, 2003)

II-5-2-7. Appareil excréteur

Constitué de deux reins situés à gauche du péricarde, le rein droit débouche à l'extérieur par un canal assez court à droite du rectum. Le rein gauche s'ouvre par une fente à gauche du rectum (Grasse et Doumenc, 1995).

II-5-2-8. Organes génitaux

Les gonades sont logées dans une cavité génitale, la glande génitale est verdâtre chez la femelle et blanche rosée chez le mâle (Grasse et Doumenc, 1995)

II-5-2-9 Biologie**a) Cycle de vie et reproduction**

Chez la patelle, la gonade n'est soumise à aucune influence endocrinienne jusqu'à la puberté, la différenciation sexuelle mâle ne peut se faire qu'en présence d'un facteur mitogène issu des ganglions cérébroïdes. Un facteur inhibiteur provenant des tentacules est responsable de la quiescence des gonies pendant les phases de repos.

Les cellules de lignée femelle se multiplient pendant les phases de repos de la spermatogenèse.

Le début de l'inversion du sexe est déclenché par la persistance de l'inhibition tentaculaire sur la lignée mâle. La lignée femelle prolifère alors sous l'influence du facteur mitogène cérébrale. Un facteur de vitellogénèse (hormone féminisante) entre en jeu et permet l'achèvement de l'ovogenèse (Cassier et *al*, 1997).

Les produits génitaux de la bernique tombent dans la cavité du rein droit et sont émis directement dans l'eau de mer où s'opèrent la fécondation et le développement. Les œufs fécondés donnent des larves velligères (Grasse, 1995).

b) Locomotion

En raison de son caractère sédentaire, la locomotion de la patelle est limitée à quelques mouvements grâce au pied par reptation.

c) Nutrition

La patelle se nourrit essentiellement des organismes ou débris qu'elle gratte sur les rochers, la jeune larve se nourrit d'algues microscopiques jusqu'à sa métamorphose et sa fixation (Fischer *et al*, 1987).

A l'opposé de la moule qui est un bivalve filtreur, la patelle est un gastéropode brouteur. Les dents de la patelle sont en fait une multitude de petits denticules d'une substance dure (une protéine modifiée appelée scléroprotéine) imprégnés de minéraux et disposés sur un ruban souple formant une râpe « **radula** ». Cette radula est animée d'un mouvement de va et vient par des muscles du bulbe buccale. Cette différence essentielle dans le mode de vie et de l'assimilation de la nourriture entre la moule et la patelle va se répercuter sur leur manière de bioassimiler les métaux traces (**Nakhlé, 2003**).

Chapitre III**III-1. Généralités**

Le littoral algérien se caractérise par une forte densité de population (1300 ha/km² dans l'aire métropolitaine d'Alger) qui va s'accroître avec la croissance démographique. On estime, en 2020, 16,8 millions d'habitants sur le littoral stricto sensu pour un total de 42 millions d'Algériens. Cela va conduire à une urbanisation générale des plaines côtières et à la disparition des terres agricoles de haute qualité et une croissance des dégradations environnementales. Dans un même temps, les espaces intérieurs de l'Algérie (Hauts Plateaux et Sud) risquent de rester marginaux et de continuer à souffrir de pauvreté et de désertification (Source : Algérie. Perspectives 2010. Rapp. Six enjeux du développement durable). Cependant les côtes Ouest algériennes ne sont pas épargnées par une pollution urbaines et surtout industrielles qui augmentent au fil des temps, et ceux par la progression des rejets multiples dangereuses à la qualité des zones portuaires.

Les côtes de l'Ouest Algérien se trouvent actuellement dans un état de préoccupation majeur face aux changements écologiques, ceci est dû aux influences récentes des stations industrielles, notamment celles des installations des usines de dessalements, comme exemple les zones portuaires de la ville d'Honaine et de Béni-Saf.

Principalement ces deux sites ont été choisis pour cette étude, représentant la partie extrême Ouest du littoral algérien. Ces deux sites sont les deux localités côtières de Ghazaouet et de Béni-Saf. Ils ont fait l'objet de prélèvements d'échantillons depuis l'année 2000 jusqu'à 2010. Pour compléter la carte de pollution de cette partie du littoral, la baie d'Honaine a également fait l'objet d'échantillonnages répétés depuis 2008.

III-2. Zones côtières**III-2-1. Etude de la côte d'Honaine**

Honaine est située à mi-distance entre les deux sites de Ghazaouet et de Béni-Saf, à une altitude de 15 m. Ses coordonnées Lambert sont : 35° 10' latitude Nord et 1°39' longitude ouest. Cette ville historique se situe à 69 Km du Chef-lieu de la wilaya de Tlemcen. Honaine se trouve dans une petite baie à 52 Km de la frontière Algéro-Marocaine voir figure 1.



Fig. III-1 : Vue par satellite sur la côte d'Honaine (2012)
(S2 : point de prélèvement de la plage, S3 : point de prélèvement du port)

La région est formée par un substratum primaire granitique. Des mouvements tectoniques profonds ont créé un important métamorphisme régional (P.D.A.U, 2005). Le climat et l'étage bioclimatique sont identiques à ceux retrouvés à Ghazaouet et Béni-Saf. Les principales sources de pollution de la région sont :

- La pollution par des rejets d'eaux usées d'origine domestique ;
- La pollution par la présence de macro déchets et de matières organiques fermentescibles.

III-2-1-1. Port d'Honaine

Au XIII^e siècle, Honaine fut prendre son plein développement économique et qui lui conféra une valeur stratégique de premier plan, par le fait qu'elle devint le port de Tlemcen, capitale des Abd-el-Wâdides.

Le port d'Honaine fut, au cours des XIII^e, XIV^e et XV^e siècles, équipé d'un arsenal et de chantiers de construction navale. Deux jours de navigation suffisaient pour se rendre au port d'Almería, alors une des villes les plus riches d'Andalousie, fière de ses chantiers de construction navale et de ses ateliers d'industrie textile. Honaine, où abordaient les voyageurs et où se débarquaient les précieuses cargaisons, était le point de départ d'une des principales routes de pénétration africaine. Cette route nord-sud, passant par Tlemcen, gagnait le Tafilalet et aboutissait

au Soudan, à ce fabuleux pays des Noirs, où les pacotilles d'outre-mer s'échangeaient contre les denrées les plus convoitées, l'or, les gommés odorantes et les beaux esclaves. (voir figure)



Fig. III-2 : Présentation du port d'Honaine (2012)

La zone côtière d'Honaine est à mi-distance entre Ghazaouet et de Béni-Saf. (fig. 1), peuplée de 5408 hab. [25], dévoile des activités urbaines et artisanales de pêche moyennement développée par rapport à Béni-Saf, dotée d'une unité de dessalement, pouvant causer probablement d'éventuel pollution vis à vis des rejets salins. La présence de métaux toxiques, issus de différents rejets, de l'unité d'Alzinc et celle de dessalement pouvant manifester la cause de la dégradation du patrimoine marin de ces côtes.

III-2-1-2. Activités industrielles potentielles de la zone

La zone côtière d'Honaine faisant partie de la commune de Ghazaouet subit l'influence des activités industrielles de l'unité d'Alzinc. Dans la baie de Ghazaouet, par vent soufflant de l'Ouest, un courant est issu de l'étranglement formé par les îlots. Ces courants influent sur l'épandage des polluants dans la région (L.E.M, 1997). La région de Ghazaouet, présente un tissu industriel plus ou moins diversifié, représenté essentiellement par l'unité ALZINC (Société Algérienne de Zinc) qui est une filiale de l'entreprise METANOF. Cette unité a pour objet, la production et la commercialisation du zinc et de ses alliages, de l'acide sulfurique, du cuivre cathodique.

- **Principaux rejets de l'unité d'ALZINC**

a) Rejets liquides

L'ensemble des rejets liquides provenant du complexe sont déversés dans un réseau de collecte composé de deux caniveaux qui aboutissent à la mer. Ces rejets sont composés des eaux de lavage, de refroidissement, de fonctionnement. Les déchets de type huiles usagées sont en grande partie stockées dans des futs et remises à Naftal, pour leur recyclage éventuel.

b) Rejets atmosphériques

Les principaux rejets gazeux vers l'atmosphère sont identifiables principalement au niveau de l'unité d'acide sulfurique quand il y a une mauvaise conversion de SO_2 ou durant des arrêts et redémarrages de cette unité. Ces rejets se produisent lors de la production de zinc selon le procédé d'électrolyse et sont composés de :

1. Poussières contenant du Zinc et du Cadmium provenant du procédé de fonte des cathodes ;
2. Poussières contenant des métaux lourds provenant du maniement des matières premières et du produit de grillage ;
3. Des aérosols, contenant du Zinc, du Cadmium et de l'acide sulfurique provenant du traitement des résidus ;
4. Du gaz perdu, contenant de l'anhydride sulfurique (H_2SO_3) provenant de la production d'acide sulfurique.

Il est important de signaler que les émissions de SO_2 vers l'atmosphère ont donné lieu avant la rénovation de l'unité (réalisée en Septembre 2001) à diverses plaintes en raison des pics de pollution survenus durant certaines phases d'exploitation **(D.E.T, 2004)**.

c) Rejets solides

Près de 500.000 tonnes de boues de lixiviation de zinc sont stockées sauvagement sur des falaises surplombant la mer, 20,000 t/an continuent d'être produites. Plus de 8000 tonnes de boues cuivriques, ont été recyclés en 2004 au sein de l'usine pour la fabrication de cuivre. Des résidus de Thallium, hautement toxiques, provenant de l'atelier de cadmium, ont été stockés au sein de l'usine dans deux cuves souterraines à ouverture par trappes, d'une contenance de 1 mètre cube chacune. **(D.E.T, 2004)**.

- Chronologie des pratiques à ALZINC

2001 : Mise en place d'un dispositif de réduction des émissions gazeuses (SO₂) (Réduction du taux de soufre rejeté de 0.2 à 0.04%). Renouvellement des fours de séchage et d'absorption.

2005 : Création d'un nouveau site de stockage des résidus de traitement dont la durée de vie est estimée à 10 ans.

2006 : certification ISO 14001.

Avenir : le transfert des déchets stockés sur la crête de falaise avec création d'un centre de stockage de déchets ultimes (CSDU) hors de la bande littorale en concertation avec la direction de l'environnement de la wilaya de Tlemcen et du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.(M.A.T.E, 2006).

- Dessalement

a) Station de dessalement d'Honaïne

Au Nord-Ouest Algérien, la Wilaya de Tlemcen a fait l'objet de l'installation d'une station de dessalement d'eau de mer, dans la région de « Honaïne ». Sa capacité de production est de 200.000.m³/j, assurant l'approvisionnement en eau potable de 23 communes ainsi que les agglomérations urbaines du Grand-Tlemcen (Tlemcen, Mansourah et Chetouane), soit une population d'environ 555.000 habitants. La station de dessalement de l'eau mer de « Honaïne », est la deuxième station de dessalement dont dispose la wilaya après celle de « Souk Tleta », entamée en 2006 par le groupement espagnol GEIDA (composé des sociétés COBRA, SADYT, BEFESA et CODESA), a été opérationnelle en juillet 2012, avec un montant d'investissement de 250 million de dollars, (ALLAM, 2012).

b) Situation géographique

Sise à 60km du chef-lieu de la Wilaya, la commune d'Honaïne s'étend sur une superficie totale de 6385 hectares, elle est limitée au Nord-Est des Trara orientaux, limitrophe à la daïra de Béni Saf dans la wilaya d'Ain- Temouchent, limitée au Nord par la mer, à l'ouest par les daïras de Nedroma et de Ghazaouet, et au sud par la daïra de Remchi (OTMANI, 2009).

c) Caractéristiques de l'eau de mer

Les caractéristiques de l'eau de mer faisant l'objet du dessalement sont présentées dans le (tableau n°06). Il s'agit des conditions de base pour entamer l'opération de dessalement

Tableau N°1:Caractéristique de l'eau de mer d'Honaine (Conditions de base du site)

Paramètres	Unité	Condition de base du site de la station de dessalement d'Honaine
Température	°C	24
Solides dissous total	g/l	40,074
Matières en suspension	g/l	0,004
Chlorure	g/l	22,289
Calcium	g/l	1,047
Sulfate	g/l	2,978
Magnésium	g/l	1,545
Sodium	g/l	11,472
Potassium	g/L	0.583
Bicarbonate	g/l	0.130
pH		8,2

III-2-2. Etude de la côte de Béni-Saf

Béni-Saf est située sur la côte Nord-Ouest de l'Algérie : latitude 35° 16' Nord –longitude 1° 28' Ouest. Elle est distante de 33 Km du chef-lieu de la wilaya d'Ain-Temouchent dont elle dépend. (Figure 2).



Fig.III-3 : Vue par satellite sur la côte de Béni-Saf (2012)

(S1 : Point de prélèvement)

La daïra de Béni-Saf s'étend sur une superficie de 17414 Ha. L'espace littoral est jalonné par des plages qui drainent un flux considérable d'estivants. Le port de Béni-Saf est l'un des

premiers ports de pêche avec une production moyenne de 5000 tonnes/an (P.D.A.U, 1996). La zone industrielle de Béni-Saf se limite à une seule unité fonctionnelle : la cimenterie d'où les influences des rejets atmosphériques de la région est néfaste sur l'environnement.

Les reliefs surplombant la mer, sont formés de falaises abruptes, taillées dans des formations gréso-sableuse, peu consolidées (A.N.A.T, 1996).

III-2-2-1. Port de Béni-Saf

Le port de Béni-Saf est constitué actuellement d'un plan d'eau rectangulaire de 17 ha abrité par trois jetées :

- Jetée Ouest de 440 m de long ;
- Jetée Nord de 500 m de longueur ;
- Jetée Est d'une longueur de 270 m.

Le quai Est (200 m) est réservé aux navires de pêche et aux débarquements, des captures, une autre partie (Quai d'armement) est destinée à l'armement de la pêche voir figure :



Fig. III-4 : Vue sur le quai du port de Béni-Saf (2006)
(W. Ain Témouchent)
(A1=S1 : point de prélèvement)

La jetée Ouest : le côté intérieur réservé initialement au changement de minerai de fer, et au chargement de vin pour devenir enfin un quai réservé à la pêche.

Le port comprend :

- Poissonnerie ;
- Chambres froides pour la conservation des produits de la pêche ;
- Ateliers de soudures ;
- Trois fabriques de glaces (10 tonnes/jour) ;
- Station de ravitaillement en carburant.

Le secteur de la pêche occupe plus de 27 % de la population active de Béni-Saf. Il est assuré par 113 bateaux de pêche avec une production de 3539 tonnes en 2002 (P.D.A.U, 1996).

III-2-2-2. Tissu industriel de Béni-Saf

La zone industrielle de Béni-Saf se limite à une seule unité fonctionnelle à savoir la cimenterie dont les rejets liquides sont significatifs, il s'agit beaucoup plus de rejets atmosphériques dont les influences sur l'environnement de la région sont néfastes (Tab. N°2). Parmi les activités industrielles situées à proximité du port, nous avons rassemblés dans un tableau ci-dessous l'ensemble des unités de production qui avaient tendance à rajouter dans les méfaits de la pollution dans le port à une certaine période.

Tableau N° 2: Tissu industriel de Béni-Saf (D.G.B.A.T, 2004 W. Ain-Temouchent).

Unités	Localisations	Productions
ENFER PHOS Entreprise de l'exploitation minière	Proximité du port	- Minerai de fer : 363598 T en 1996 ; - Pouzzolane : 15.740,51 Tonnes avec une capacité de production de 360.000 Tonnes par an en 2004.
ENOCEP (Unité de conserves de poissons)	Proximité du port	- Conserves de poisson : 1500 Tonnes de conserves de poisson en 2001.
ECOREP Unité de construction et de l'entretien des bateaux de pêche	Proximité du port	-196 bateaux de pêche en 2004
SIMOB Unité de menuiserie	Proximité du port	335000 m ³ /an

La cimenterie rejette une quantité de poussière estimée à environ 658 tonnes / an dont une partie est ramenée vers la mer par le biais des phénomènes météorologiques (pluies, vents...etc.) (A.N.A.T, 1996).

L'économie de la commune de la région repose principalement sur le secteur primaire, la production agricole est basée généralement sur la céréaliculture, les cultures maraîchères, et l'arboriculture, sans oublier la richesse de son sous-sol en substances utiles, à savoir les différents gisements du calcaire à agrégats localisés à Djebel Skouna, avec une réserve estimée à 10 millions de m³ utilisée pour la fabrication du ciment. L'argile à brique sur la rive droite de la Tafna qui est mal exploitée, sa réserve est à l'ordre de 1 million m³.

A côté de l'agriculture et de l'élevage la ville de Béni-Saf se caractérise par un potentiel d'ovin et de bovin en particulier au niveau de la zone d'El-Bradj (total ovins est 15 890 et total bovins est de 1030). La pêche participe dans le développement de l'économie de la commune de la région par les recettes tirées de la production halieutique. A cet effet, le port de pêche de Béni-Saf dispose d'une production moyenne de 5000 tonnes/an (A.N.A.T, 1996).

D'une manière générale, la région de Béni-Saf est une ville portuaire très convoitée par la pêche d'autre part son activité à nettement diminuer au cours de ces dernières années de 1990 à 2000 et cela est dû à plusieurs facteurs de l'environnement. Par ailleurs les produits de la pêche dans cette région sont écoulés vers les centres urbains de la région de Tlemcen, Sidi Bel Abbés, Maghnia, Ain Temouchent, Bechar,...etc. Le secteur de la pêche connu par plusieurs entraves agit directement sur la production halieutique, d'où la rareté des équipements de pêche et des pièces de rechanges, et la vieillisse de la flottille à prendre en considération, mais aussi d'autres difficultés rencontrées comme l'envasement du port, phénomène qui influe directement sur la capacité d'embarcation.

- **Dessalement**

Le projet de la station de dessalement d'eau de mer de Béni-Saf voir (figure 4) a fait partie d'un large programme de construction d'usines de dessalement entrepris par le gouvernement algérien pour fournir à l'Algérie une ressource stable en eau potable et permettre à la nappe phréatique de se renouveler.

Le 26 mai 2004, le groupe d'associé espagnole GEIDA a remporté l'Appel d'Offre International N°05/AEC/2003 relatif à la conception, la construction, le financement, la possession et

l'exploitation de l'usine de dessalement de Béni-Saf, d'une capacité de production d'eau de 200.000 m³/jour. (Béni-Saf Water Company Spa), société par actions de droit algérien détenue à 51% par Geida Béni-Saf. et 49% par AEC (Algerien Energy Company). Spa, est le propriétaire de ce projet, BWC est chargée de la réalisation, de l'exploitation et de la maintenance de la station.

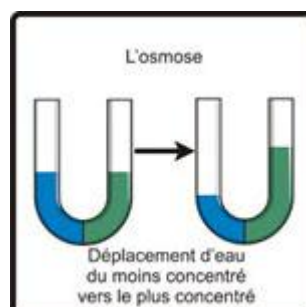


Fig. III-5 : Situation géographique de Béni-Saf (Oued El Hallouf)
Chatt el Hillal (Wilaya d'Ain Témouchent)

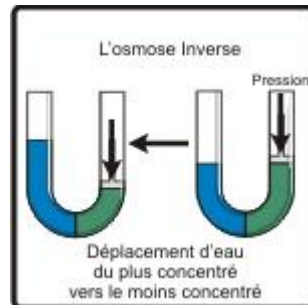
a) Exploitation

La station de dessalement d'eau de Béni-Saf est entrée en exploitation le mois de mars 2010 néanmoins la livraison partielle a débuté le 09 novembre 2009 à raison de 20.000 m³/j pour atteindre 200 000 m³/j en avril 2010, nommée la UTE Desaladora de Béni-Saf est l'exploitant de la SDEM au profit de Béni-Saf Water Company Spa.

b) Evolution du projet



L'osmose est un phénomène naturel. Si deux solutions aqueuses de différente salinité sont séparées par une membrane perméable, l'eau passe naturellement de la solution la moins concentrée vers la solution la plus concentrée jusqu'à l'équilibre entre les deux.



L'osmose inverse est basée sur le principe contraire : on applique une forte pression sur une eau salée pour la faire passer à travers une membrane. A la fin de l'opération, seules les molécules d'eau traversent la membrane, laissant derrière elles le sel.

c) Environnement

La raréfaction de l'eau peut avoir un sérieux impact sur le bien-être économique d'un pays. Elle limite ses capacités agricoles et donc son indépendance alimentaire. Pour pallier à ce problème d'eau, une des solutions proposées a été la construction de stations de dessalement d'eau de mer, sachant que l'Algérie possède un littoral long de 1 280 kms sur lequel se concentre 90% de la population. Il existe de nombreuses techniques de dessalement comme par exemple l'osmose inverse, l'électrolyse ou encore la distillation. Pour des raisons d'efficacité énergétique, l'osmose inverse est le procédé le plus utilisé dans le monde. C'est d'ailleurs, celui que Béni-Saf Water Company a été choisi pour sa station.

d) Respect de l'environnement

La conception de l'usine a été faite suivant un cahier des charges précis en matière de respect de l'environnement. Des études préalables ont été menées pour limiter l'impact de la station sur la faune et la flore environnante. Par exemple, la zone pour le rejet de la saumure issue du dessalement a été choisie pour ses forts courants de fond qui garantissent une dispersion et une dilution rapide de la saumure, limitant ainsi les risques pour les prairies marines de *Cymodocea*.

Cette Phanérogame marine, espèce protégée par la législation internationale. Habitat: la Méditerranée, la Côte Atlantique allant du Nord de l'Afrique jusqu'au Sénégal, Madère et les Iles Canaries. Sur un substrat sablonneux se trouvant jusqu'à 20-25 m de profondeur.

Développement durable

Le projet de Béni-Saf représente une chance pour la région en termes d'emplois et d'évolution économique.

III-3. Circulation générale des courants marins en méditerranéen

La circulation courantologie est le facteur important dans la distribution des caractéristiques hydrologiques, biologiques, climatiques, sédimentologies et de pollution dans l'ensemble du bassin Algérien.

Les courants marins sont souvent accusés à tort d'être les principaux responsables dans l'accumulation des déchets d'origine métalliques dans les sédiments et la prolifération des macro déchets. En effet, ces déchets proviennent essentiellement de terre et sont générés à une échelle régionale, ainsi les bassins versants jouent un rôle de collecteurs, et les cours d'eau drainant ces déchets vers la mer.

Le courant Atlantique longe parallèlement les côtes Algériennes et prend la nomination de « courant Algérien » (Millot, 1989).

La méditerranée est une machine qui transforme les eaux océaniques en eau typiquement méditerranéenne par des processus complexes mais très nettement saisonniers. Il existe deux principaux types de courants au niveau de la méditerranée occidentale :

- Le courant du nord ;
- Le courant Algérien.

L'écoulement des eaux d'origine Atlantique le long des côtes Algériennes est initialement structuré à une veine collée à la côte, étroite et profonde au fur et à mesure que ses eaux se déplace vers l'Est, la veine de courant devient plus large et se détache de la côte, au large un tourbillon anticyclonique de diamètre important (>50 km) dévie les eaux côtières vers le large. En effet, à

l'échelle de l'année, toutes les masses d'eau circulent cycliquement le long des côtes de la méditerranée (Millot, 1987).

III-3-1. Les courants généraux

En Méditerranée, on connaît un courant aléatoire bien que souvent constant, appelé courant général ou courant géotropique. Ce courant général rentrant par le détroit de Gibraltar se dirigeant vers l'Est. Ce courant reste généralement dans un ordre de grandeur de 0,5 à 1 m/s au large des côtes algérienne (LEM, 2006).

Ce dernier est un courant de densité : en effet, l'été la chaleur provoque une forte évaporation, les eaux superficielles atteignent rapidement 20 à 25° et une salinité importante. En automne et en hiver, ces eaux lourdes auront tendance à plonger vers le fond. Ainsi, la température des grands fonds méditerranéens est plus élevée (12°C) par rapport aux fonds des océans (0°C).

III-3-2. Les courants côtiers

Les courants le long des côtes algériennes sont généralement faibles en direction Ouest et Est. Les courants côtiers dominants ont une vitesse de 0,25 m/s environ 75 % du temps. Elle est, 24 % du temps, inférieure à 0,5 m/s et seulement 1 % du temps supérieure à 1m/s (*in Aichiou et Echchatabi, 2006*).

III-3-3. Les courants de dérive littorale

La dérive littorale est présente lorsque la houle atteint la côte avec une certaine obliquité. La vitesse du courant est maximale pour un angle d'incidence de 50° à 60°.

Lorsque la houle est oblique, le jet de dérive se fera dans la direction de la propagation. Par contre, le retrait des eaux se fera dans le sens de la plage (Ottmann, 1965)

III-4. Climatologie des zones d'études

Le climat du Nord Algérien est de type méditerranéen caractérisé par des saisons estivales chaudes et sèches et des saisons hivernales froides et pluvieuses. Pour cela, nous avons considéré deux paramètres climatiques : (Précipitations et la température) pour connaître le climat qui règne dans les zones d'étude (Béni-Saf et Honaine).

Les facteurs climatiques ont été évalués en se basant sur les données des stations météorologiques de Béni-Saf et d'Honaine (figure 3). Ces données représentent une période de 10 années (2001 à 2011).

Les résultats ont permis de tracer le diagramme Ombrothermique (Figures 2a et 2b). De ce dernier, on constate que la zone d'Honaine présente un climat méditerranéen avec une pluviométrie moyenne de l'ordre de 350-400 mm/an. La période la plus arrosé s'étale de novembre à avril avec 80%, la zone connaît en moyenne 20 jours de brouillard. En hiver la température moyenne oscille autour de 10°C avec un minimum de 6°C. On note que l'absence de gelée et une humidité importante de l'air due à l'influence maritime. En été par contre les températures oscillent autour de 26°C avec des températures oscillant entre 20 et 30°C exceptionnellement maximales de l'ordre de 40°C.

Les vents dominants sont ceux provenant des secteurs Est Nord Est et Ouest Sud-Ouest (P.D.A.U, 1996).

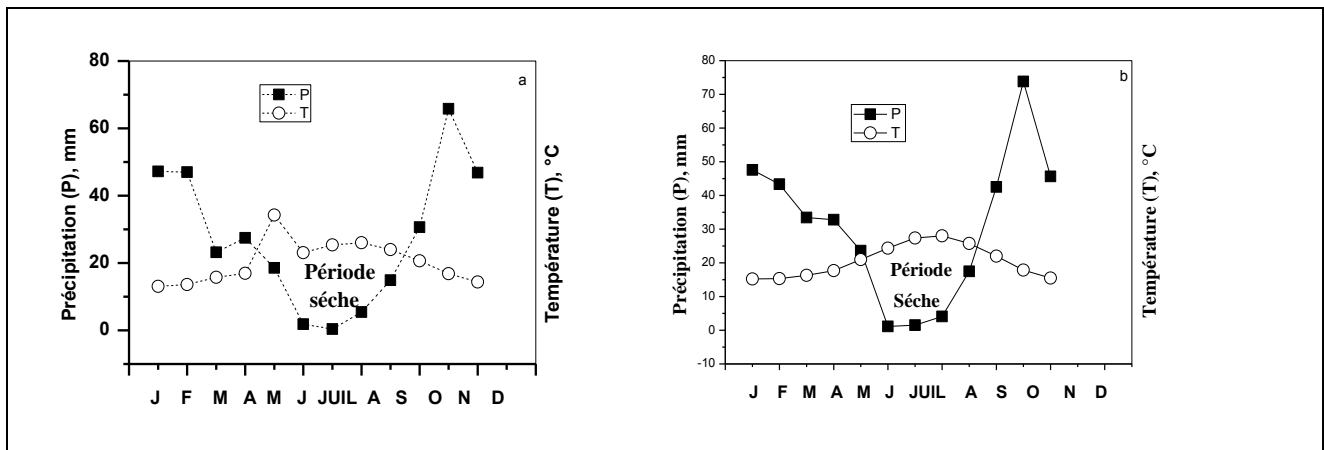


Fig.III-6: Diagramme Ombrothermique de Bagnoul et Gaussen; a : zone de Béni-Saf ; b : zone d'Honaine.

La zone de Béni-Saf présente un climat méditerranéen avec une pluviométrie moyenne de l'ordre de 350-400 mm/an. En hiver la température moyenne oscille autour de 15°C avec un minimum de 8°C. En été par contre les températures oscillent autour de 26°C avec des températures oscillant entre 20 et 30°C exceptionnellement maximales de l'ordre de 40°C.

Selon nos calculs, nous constatons que la valeur du quotient d'Emberger de la zone de Béni Saf est de (Q=58,12) et celui de la zone d'Honaine de (Q=40,41), on conclut que le climat qui règne sur les deux zones est caractérisé par un climat du littoral méditerranéen du type semi-aride à hiver chaud voir figure (N°:7).

$$Q_2 = \frac{2000 P}{M^2 - m^2}$$

P: Pluviosité moyenne annuelle (somme des moyennes de précipitations annuelles) ;

M: moyenne des maxima du mois le plus chaud ;

m: moyenne des minima du mois le plus froid.

Chapitre I

I-1. Choix des sites d'échantillonnages (Point de prélèvements)

Les campagnes d'échantillonnages ont été réalisées dans deux différentes zones d'études des villes portuaires de Béni-Saf et d'Honaine, ces deux côtes se présentent les plus sensibilisé à une pollution urbaine et industrielle. D'une autre part, ceci a été mené en fonction de la facilité d'accès et l'abondance des échantillons biologiques signalés comme bio-indicateurs de pollution. Un point de prélèvement a été fixé au niveau de la plage de Béni-Saf faisant frontière avec le port, qui est considéré comme zone témoin « S1 », par contre dans la côte d'Honaine, représentent deux points qui ont été fixés au niveau de la plage de Tafsout « S2 », et le second dans le port d'Honaine, considéré comme troisième point de prélèvement « S3 ». Ils sont représentés sur la figure 1 :

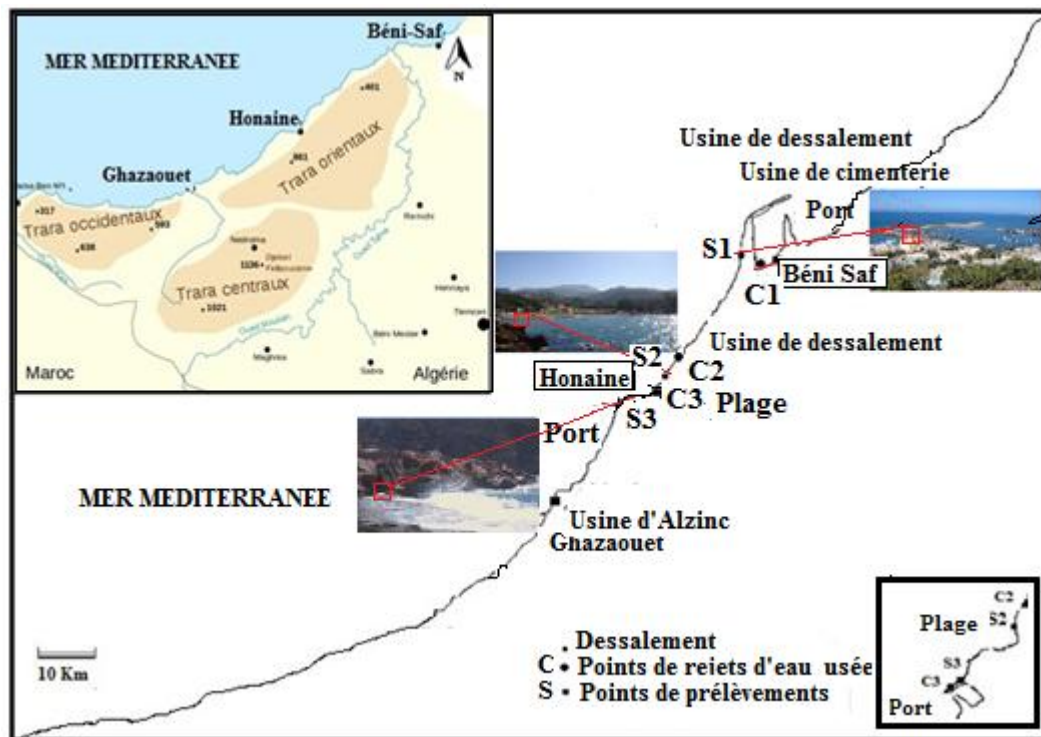


Fig.1 : Localisation des sites de prélèvements d'algues et des patelles le long des côtes de Béni-Saf et d'Honaine.

La description et de la nature des émissaires d'eaux usées sont résumées (figure 1), comme suit :

- C1 (Béni-Saf) : Collecteur recevant un mélange d'eaux usées urbaines et industrielles (cimenterie, trafic maritime et pêche);
- C2 (Honaine ; plage): Collecteur recevant un mélange d'eaux usées urbaines provenant du site « village Ouled Youcef » ;

- C3 (Honaine ; port) : Collecteur recevant un mélange d'eaux usées (activités artisanales de pêche).
 - Le point S1 est situé à l'Est de la plage (Béni-Saf) ;
 - Le point S2 est situé à l'Est de la plage (Honaine) ;
 - Le point S3 est situé à l'Est du port (Honaine).

I-2. Choix et prélèvement du matériel d'échantillonnage

I-2-1. Prélèvement de l'eau de mer

Le choix des prélèvements en bouteille d'eau de mer a été basé sur le but d'analyser la qualité du milieu marin **Rodhi., (1976)** par l'étude des paramètres physico-chimique de l'eau de mer à savoir : le pH, température, salinité, conductivité et la turbidité, notamment par les appareils de conductimètre de type Tetracon 325 utilisé pour la mesure de la conductivité et de la salinité, un thermomètre pour la température, tandis que, les mesures de pH ont été faites par un pH-mètre type ADWA 1030 et la mesure de la turbidité par un appareil de type Hach 2100. Aussi afin de déterminer les concentrations du dépôt de métaux lourds d'où le cadmium, plomb, cuivre, et le zinc. Ceci a été réalisés dans chaque point de prélèvements à partir des points (S1, S2, S3), choisis et déterminés suivant la facilité d'accès et les points stratégiques de rejets d'eaux usées et industrielles, et ceux dans chaque saison à partir de la saison automnale de l'année 2011 à la saison estivale de l'année 2012.

I-2-2. Prélèvement ou récolte des bio-indicateurs biologiques

Les algues vertes (*Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*) et rouge (*Corallina officinalis*), et le mollusque (*Patella ferruginea*) ont été prélevés saisonnièrement durant l'année 2011-2012, dans les stations montrées dans la Figure. 1. Le choix des stations (S) est basé sur la présence de bio-indicateur (algues et mollusque), à la proximité des rejets d'effluents d'eaux usées (collecteurs ; C). Et ce, dans le but d'évaluer l'impact de ces derniers sur le milieu marin pour déterminer le seuil de bioaccumulation des polluants métalliques chez ces derniers.

Notre intérêt a été porté essentiellement sur le constat et la qualité de l'eau de mer des deux zones portuaires qui manifeste un véritable dépotoir de macropolluants, ce sont des compartiments où s'accumulent toutes sortes de rejets d'effluents urbains et industrielles.

Nous nous sommes intéressés ensuite vers une biomasse sédentaire dont la flore aquatique représente l'un des critères les plus significatifs pour l'étude du taux d'accumulation, et de bioaccumulation, essentiellement les algues dominant la majorité des espaces côtiers notamment le port et la plage présentés précédemment.

Nous avons voulu compléter cette étude par la faune aquatique qui constitue d'excellent biomarqueur de pollution marine. Les éléments métalliques à l'état de traces se concentrent au niveau de leurs chairs. L'abondance de ces espèces dans notre zone d'étude nous a permis de couvrir toute la période de l'échantillonnage.

Cette espèce sédentaire est :

- Un mollusque : Patelle : *Patella ferruginea*,

I-4. Réalisation de l'échantillonnage

Les prélèvements des échantillons en bouteille d'eau de mer et les paramètres physico-chimique notamment le pH, la température d'eau de mer, la conductivité électrique, salinité et la turbidité, également celles des algues et des patelles ont été réalisés dans chaque saison de l'automne 2011 à l'été 2012 et dans chaque site. Les algues ont été récoltées à la main et mises dans des sachets stérilisés, pour la patelle, neuf (9) d'individus ont été récoltés à l'aide d'un couteau en acier inoxydable et misent dans des boîtes stérilisés. Ces individus ont été regroupés en trois groupes de trois individus.

Les échantillons prélevés d'algues ont été stockés dans des sachets étiquetés. Acheminer aux laboratoires, séchés et réduits en cendres sous une hotte jusqu'à l'analyse des solutions d'algues au laboratoire.

Les patelles, après être récoltés, ont été misent au frais jusqu'à la dissection et analyse des solutions au laboratoire.



Fig. 2 : Présentation des Ulves, Enteromorphes et des Corallines détectées sur les côtes rocheuses de Béni-Saf et d'Honaine

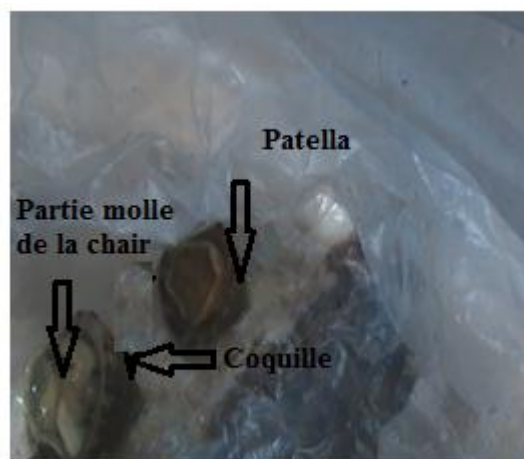


Fig. 3 : Présentation des patelles prélevées dans des sachets sur les côtes rocheuses de Béni-Saf et d'Honaine

I-5. Minéralisation

Pour extraire les métaux, il est important d'accorder beaucoup plus d'attention à la manipulation des échantillons lors des attaques acides pour éviter tout risque de contamination. Pour cela tout le matériel et la verrerie utilisés ont été nettoyés successivement avec un détergent (eau de javel), trempés dans l'eau acidulée pendant 24 heures, puis rincés à l'eau bi-distillée.

La minéralisation des échantillons du matériel biologique d'algues et de patelles a été effectuée sous une hotte. Elle consiste à l'application des attaques acides et une réduction en cendre des échantillons.

I-5-1. Minéralisation des algues

Pour chaque échantillon, nous avons pesé aussi 1g d'algue séchée déjà broyé et filtré à l'aide d'un tamis de (63 μm) de diamètre. Ils ont été mis dans des béchers en téflon, dans lesquels nous avons ajouté 5 ml d'acide perchlorique HClO_4 à (60%) et nous avons laissé les échantillons pendant une heure à 80 °C sur plaque chauffante. Le reste de l'opération est identique à celle de la minéralisation des sédiments.

I-5-2. Minéralisation de la patelle

Après décongélation de la patelle, à l'aide d'un scalpel, nous avons retiré la partie molle de la patelle présentée dans la figure 4. Nous avons pesé 4g de poids frais pour la minéralisation.

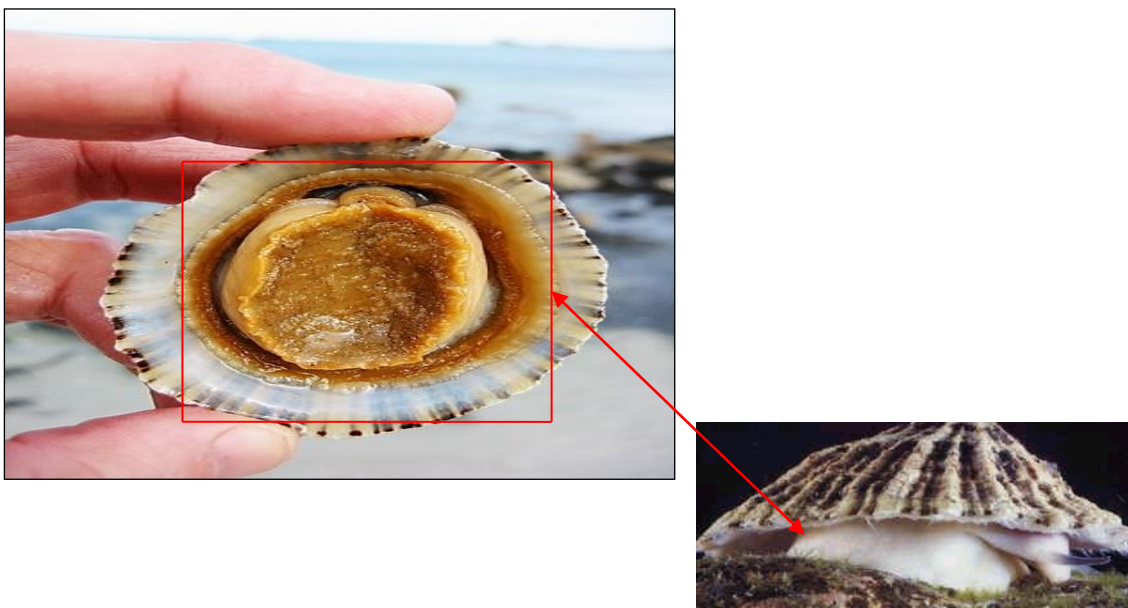


Fig. 4 : Présentation de la partie molle encadrée des patellidae préparée à la minéralisation

Nous avons réalisés la méthode de la minéralisation par voie sèche au laboratoire avec tout le matériel nécessaire pour la réduction en cendre de la patelle. Pour le séchage, nous avons placé des échantillons de la patelle dans une étuve à une température de 110°C pendant trois heures. Pour la réduction en cendre nous avons mis les échantillons dans des creusets en céramique et nous les avons placés dans un four à moufle, d'abord pendant 15 minutes à 450 °C, puis sont humectés avec de l'acide nitrique et sont replacés dans le four à 350°C, pendant 1 heure et 30 minutes. Les cendres obtenues sont filtrées par une solution d'acide nitrique à 1% et ajuster à (25ml) puis conserver au frais dans des godets étiquetés jusqu'à l'analyse par la spectrophotométrie d'absorption atomique.

I-6. Instruments analytiques et performances

La détermination des teneurs en métaux de : Pb, Cu, Cd et Zn, a été faite par un spectrophotomètre d'absorption atomique four graphite de type Perkin Elmer 4110 ZL. (THGA Graphite Furnace). Un conductimètre de type Tetracon 325 a été utilisé pour la mesure de la conductivité. Tandis que, les mesures de pH ont été faites par un pH-mètre type ADWA 1030 et la mesure de la turbidité par un appareil de type Hach 2100.



Fig. 5: Spectrophotométrie à Absorption Atomique (SAA) a air Acétylène ; (Perkin Elmer 4110 ZL)



Fig6 : Spectrophotométrie à Absorption Atomique (SAA) de masse ; (Perkin Elmer AA-002-Q)

I-6-1. Limites de détection

Les limites de détection (LD) ont été calculées par rapport à l'écart-type, rapportée à la valeur moyenne arithmétique. Elles sont données dans les tableaux : 2 et 3 respectivement pour l'eau de mer et le mollusque.

Tableau N°2 : Limites de détection (LD) des dosages de l'eau de mer par spectrophotométrie d'absorption atomique.

	Cd	Cu	Pb	Zn
LD (ppm)	0.03	0.05	0.10	0.05

Tableau N°3 : Limites de détection (LD) des dosages des algues et du mollusque par spectrophotométrie d'absorption atomique.

	Cd	Cu	Pb	Zn
DL (ppb)	0.05	8	0.5	2

I-6-2. Précision

La précision des mesures de spectrophotométrie d'absorption atomique a été évaluée en fonction des résultats de dosage d'échantillon certifié provenant du Département d'Ingénierie Chimique et Environnementale de Séville-Espagne, réalisé pour le mollusque. En effet, l'erreur n'a pas dépassé les 5%.

Chapitre I

I-1. Choix des sites d'échantillonnages (Point de prélèvements)

Les campagnes d'échantillonnages ont été réalisées dans deux différentes zones d'études des villes portuaires de Béni-Saf et d'Honaine, ces deux côtes se présentent les plus sensibilisé à une pollution urbaine et industrielle. D'une autre part, ceci a été mené en fonction de la facilité d'accès et l'abondance des échantillons biologiques signalés comme bio-indicateurs de pollution. Un point de prélèvement a été fixé au niveau de la plage de Béni-Saf faisant frontière avec le port, qui est considéré comme zone témoin « S1 », par contre dans la côte d'Honaine, représentent deux points qui ont été fixés au niveau de la plage de Tafsout « S2 », et le second dans le port d'Honaine, considéré comme troisième point de prélèvement « S3 ». Ils sont représentés sur la figure 1 :

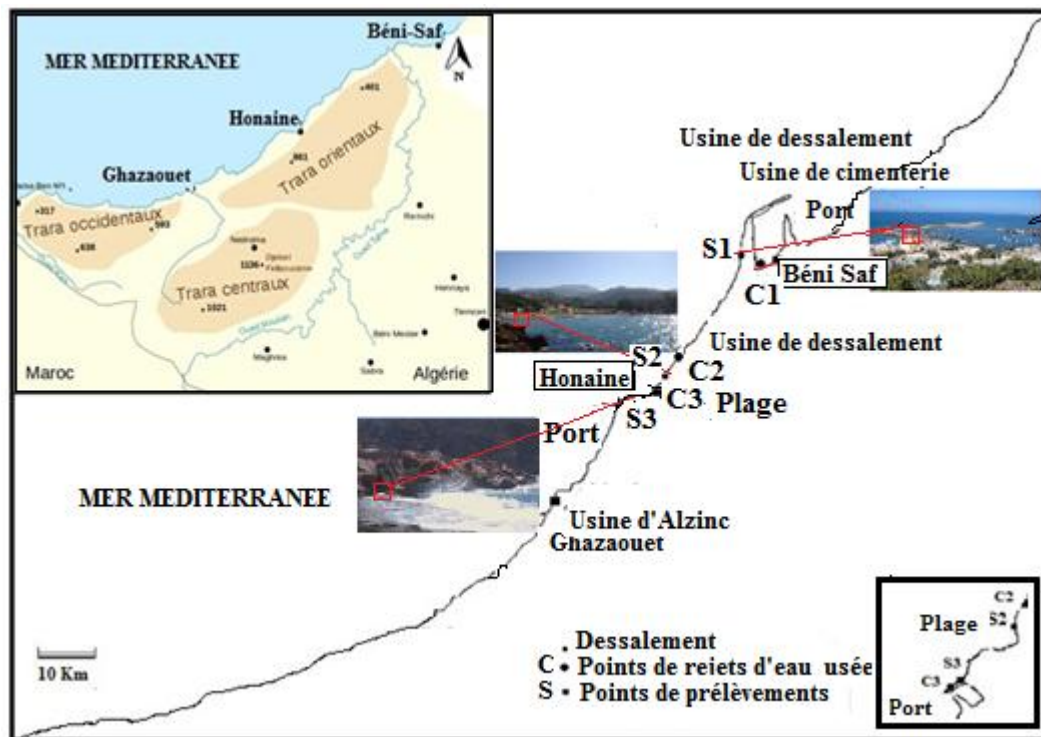


Fig.1 : Localisation des sites de prélèvements d'algues et des patelles le long des côtes de Béni-Saf et d'Honaine.

La description et de la nature des émissaires d'eaux usées sont résumées (figure 1), comme suit :

- C1 (Béni-Saf) : Collecteur recevant un mélange d'eaux usées urbaines et industrielles (cimenterie, trafic maritime et pêche);
- C2 (Honaine ; plage): Collecteur recevant un mélange d'eaux usées urbaines provenant du site « village Ouled Youcef » ;

- C3 (Honaine ; port) : Collecteur recevant un mélange d'eaux usées (activités artisanales de pêche).
 - Le point S1 est situé à l'Est de la plage (Béni-Saf) ;
 - Le point S2 est situé à l'Est de la plage (Honaine) ;
 - Le point S3 est situé à l'Est du port (Honaine).

I-2. Choix et prélèvement du matériel d'échantillonnage

I-2-1. Prélèvement de l'eau de mer

Le choix des prélèvements en bouteille d'eau de mer a été basé sur le but d'analyser la qualité du milieu marin **Rodhi., (1976)** par l'étude des paramètres physico-chimique de l'eau de mer à savoir : le pH, température, salinité, conductivité et la turbidité, notamment par les appareils de conductimètre de type Tetracon 325 utilisé pour la mesure de la conductivité et de la salinité, un thermomètre pour la température, tandis que, les mesures de pH ont été faites par un pH-mètre type ADWA 1030 et la mesure de la turbidité par un appareil de type Hach 2100. Aussi afin de déterminer les concentrations du dépôt de métaux lourds d'où le cadmium, plomb, cuivre, et le zinc. Ceci a été réalisés dans chaque point de prélèvements à partir des points (S1, S2, S3), choisis et déterminés suivant la facilité d'accès et les points stratégiques de rejets d'eaux usées et industrielles, et ceux dans chaque saison à partir de la saison automnale de l'année 2011 à la saison estivale de l'année 2012.

I-2-2. Prélèvement ou récolte des bio-indicateurs biologiques

Les algues vertes (*Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*) et rouge (*Corallina officinalis*), et le mollusque (*Patella ferruginea*) ont été prélevés saisonnièrement durant l'année 2011-2012, dans les stations montrées dans la Figure. 1. Le choix des stations (S) est basé sur la présence de bio-indicateur (algues et mollusque), à la proximité des rejets d'effluents d'eaux usées (collecteurs ; C). Et ce, dans le but d'évaluer l'impact de ces derniers sur le milieu marin pour déterminer le seuil de bioaccumulation des polluants métalliques chez ces derniers.

Notre intérêt a été porté essentiellement sur le constat et la qualité de l'eau de mer des deux zones portuaires qui manifeste un véritable dépotoir de macropolluants, ce sont des compartiments où s'accumulent toutes sortes de rejets d'effluents urbains et industrielles.

Nous nous sommes intéressés ensuite vers une biomasse sédentaire dont la flore aquatique représente l'un des critères les plus significatifs pour l'étude du taux d'accumulation, et de bioaccumulation, essentiellement les algues dominant la majorité des espaces côtiers notamment le port et la plage présentés précédemment.

Nous avons voulu compléter cette étude par la faune aquatique qui constitue d'excellent biomarqueur de pollution marine. Les éléments métalliques à l'état de traces se concentrent au niveau de leurs chairs. L'abondance de ces espèces dans notre zone d'étude nous a permis de couvrir toute la période de l'échantillonnage.

Cette espèce sédentaire est :

- Un mollusque : Patelle : *Patella ferruginea*,

I-4. Réalisation de l'échantillonnage

Les prélèvements des échantillons en bouteille d'eau de mer et les paramètres physico-chimique notamment le pH, la température d'eau de mer, la conductivité électrique, salinité et la turbidité, également celles des algues et des patelles ont été réalisés dans chaque saison de l'automne 2011 à l'été 2012 et dans chaque site. Les algues ont été récoltées à la main et mises dans des sachets stérilisés, pour la patelle, neuf (9) d'individus ont été récoltés à l'aide d'un couteau en acier inoxydable et misent dans des boîtes stérilisés. Ces individus ont été regroupés en trois groupes de trois individus.

Les échantillons prélevés d'algues ont été stockés dans des sachets étiquetés. Acheminer aux laboratoires, séchés et réduits en cendres sous une hotte jusqu'à analyse des solutions d'algues au laboratoire.

Les patelles, après être récoltés, ont été misent au frais jusqu'à la dissection et analyse des solutions au laboratoire.



Fig. 2 : Présentation des Ulves, Enteromorphes et des Corallines détectées sur les côtes rocheuses de Béni-Saf et d'Honaine

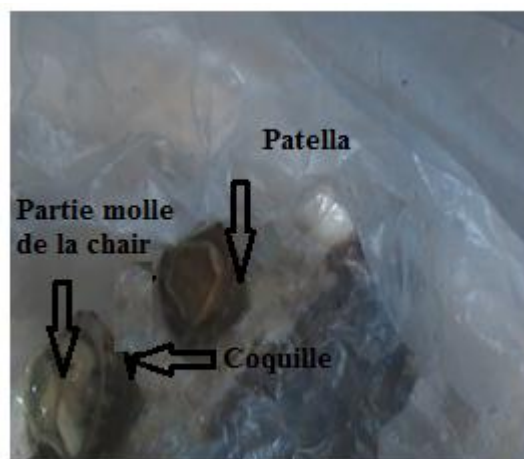


Fig. 3 : Présentation des patelles prélevées dans des sachets sur les côtes rocheuses de Béni-Saf et d'Honaine

I-5. Minéralisation

Pour extraire les métaux, il est important d'accorder beaucoup plus d'attention à la manipulation des échantillons lors des attaques acides pour éviter tout risque de contamination. Pour cela tout le matériel et la verrerie utilisés ont été nettoyés successivement avec un détergent (eau de javel), trempés dans l'eau acidulée pendant 24 heures, puis rincés à l'eau bi-distillée.

La minéralisation des échantillons du matériel biologique d'algues et de patelles a été effectuée sous une hotte. Elle consiste à l'application des attaques acides et une réduction en cendre des échantillons.

I-5-1. Minéralisation des algues

Pour chaque échantillon, nous avons pesé aussi 1g d'algue séchée déjà broyé et filtré à l'aide d'un tamis de (63 µm) de diamètre. Ils ont été mis dans des béchers en téflon, dans lesquels nous avons ajouté 5 ml d'acide perchlorique HClO_4 à (60%) et nous avons laissé les échantillons pendant une heure à 80 °C sur plaque chauffante. Le reste de l'opération est identique à celle de la minéralisation des sédiments.

I-5-2. Minéralisation de la patelle

Après décongélation de la patelle, à l'aide d'un scalpel, nous avons retiré la partie molle de la patelle présentée dans la figure 4. Nous avons pesé 4g de poids frais pour la minéralisation.

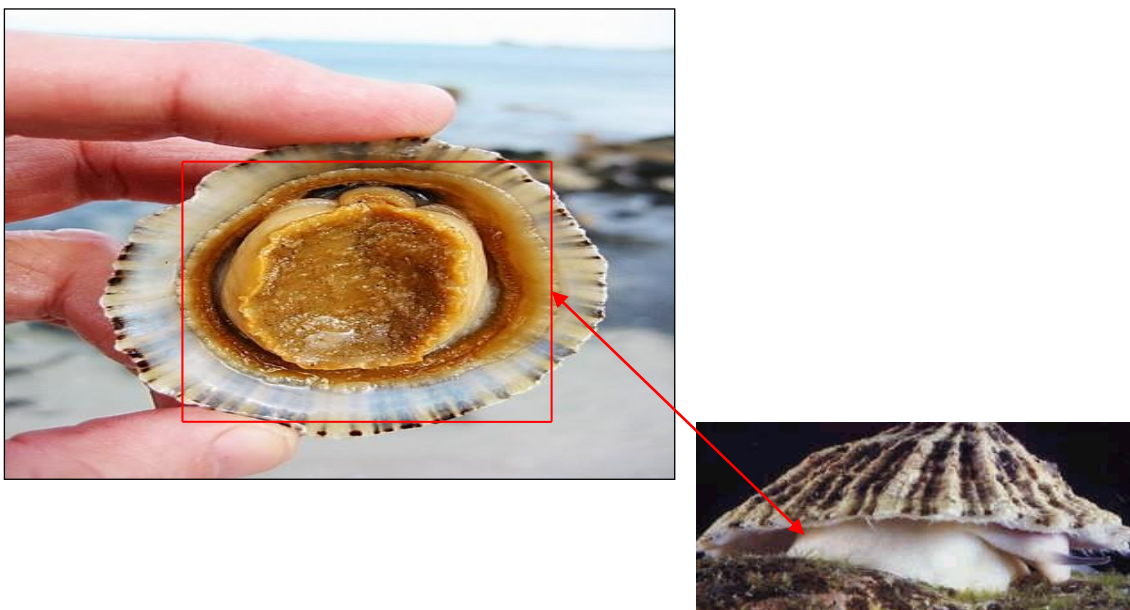


Fig. 4 : Présentation de la partie molle encadrée des patellidaes préparée à la minéralisation

Nous avons réalisés la méthode de la minéralisation par voie sèche au laboratoire avec tout le matériel nécessaire pour la réduction en cendre de la patelle. Pour le séchage, nous avons placé des échantillons de la patelle dans une étuve à une température de 110°C pendant trois heures. Pour la réduction en cendre nous avons mis les échantillons dans des creusets en céramique et nous les avons placés dans un four à moufle, d'abord pendant 15 minutes à 450 °C, puis sont humectés avec de l'acide nitrique et sont replacés dans le four à 350°C, pendant 1 heure et 30 minutes. Les cendres obtenues sont filtrées par une solution d'acide nitrique à 1% et ajuster à (25ml) puis conserver au frais dans des godets étiquetés jusqu'à l'analyse par la spectrophotométrie d'absorption atomique.

I-6. Instruments analytiques et performances

La détermination des teneurs en métaux de : Pb, Cu, Cd et Zn, a été faite par un spectrophotomètre d'absorption atomique four graphite de type Perkin Elmer 4110 ZL. (THGA Graphite Furnace). Un conductimètre de type Tetracon 325 a été utilisé pour la mesure de la conductivité. Tandis que, les mesures de pH ont été faites par un pH-mètre type ADWA 1030 et la mesure de la turbidité par un appareil de type Hach 2100.



Fig. 5: Spectrophotométrie à Absorption Atomique (SAA) a air Acétylène ; (Perkin Elmer 4110 ZL)



Fig6 : Spectrophotométrie à Absorption Atomique (SAA) de masse ; (Perkin Elmer AA-002-Q)

I-6-1. Limites de détection

Les limites de détection (LD) ont été calculées par rapport à l'écart-type, rapportée à la valeur moyenne arithmétique. Elles sont données dans les tableaux : 2 et 3 respectivement pour l'eau de mer et le mollusque.

Tableau N°2 : Limites de détection (LD) des dosages de l'eau de mer par spectrophotométrie d'absorption atomique.

	Cd	Cu	Pb	Zn
LD (ppm)	0.03	0.05	0.10	0.05

Tableau N°3 : Limites de détection (LD) des dosages des algues et du mollusque par spectrophotométrie d'absorption atomique.

	Cd	Cu	Pb	Zn
DL (ppb)	0.05	8	0.5	2

I-6-2. Précision

La précision des mesures de spectrophotométrie d'absorption atomique a été évaluée en fonction des résultats de dosage d'échantillon certifié provenant du Département d'Ingénierie Chimique et Environnementale de Séville-Espagne, réalisé pour le mollusque. En effet, l'erreur n'a pas dépassé les 5%.

Chapitre I

I-1. Etude des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer

Les caractéristiques de l'eau de mer du littoral des villes de Béni-Saf et d'Honaine, durant la campagne 2011-2012, sont données pour les trois stations dans le tableau 1.

Tableau N°1 : Caractéristiques de l'eau de mer du littoral des zones de Béni-Saf (S1) et d'Honaine (S2 et S3) durant l'année 2011-2012 (valeurs limites, moyennes± écarts types).

Stations	pH	Salinité (%)	Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	T _{Eau} (°C)	NTH (mg/l)
S1	7,13-7,34	29,8-37,1	46,1-55,7	26-24,2	0,301-0,557
	7,2±0,09	32,23±3,44	49,3±4,54	25,4±0,84	0,386±0,01
S2	7,25-8,11	25-37	50-55,7	24,3-29	0,203-0,854
	7,54±0,33	29±0,47	51,9±2,68	25,86±2,21	0,42±0,025
S3	7,33-8,03	36,3-37,1	54,8-55,9	24,4-25	0,143-0,383
	7,56±0,27	36,57±0,37	55,17±0,51	24,6±0,28	0,223±0,09

Les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer, relevés au cours des quatre saisons, renseignent sur l'état de la qualité des eaux marines dans les zones côtières de Béni-Saf et d'Honaine.

I-1-1. Le potentiel d'hydrogène (pH)

Les valeurs observées révèlent que le pH est plus en moins neutre dans les trois stations aussi bien en saisons humides qu'en saisons sèches. En effet, la valeur moyenne du pH dans les deux stations (S1 et S3), qui reçoivent l'influence des rejets urbains et industriels, est de 7,38. Cette dernière est inférieure à 8, indiquant ainsi une légère acidification du milieu. Toutefois cette valeur du pH reste dans les normes algériennes préconisées dans le cas de rejets dans le milieu récepteur (Jora, 2006).

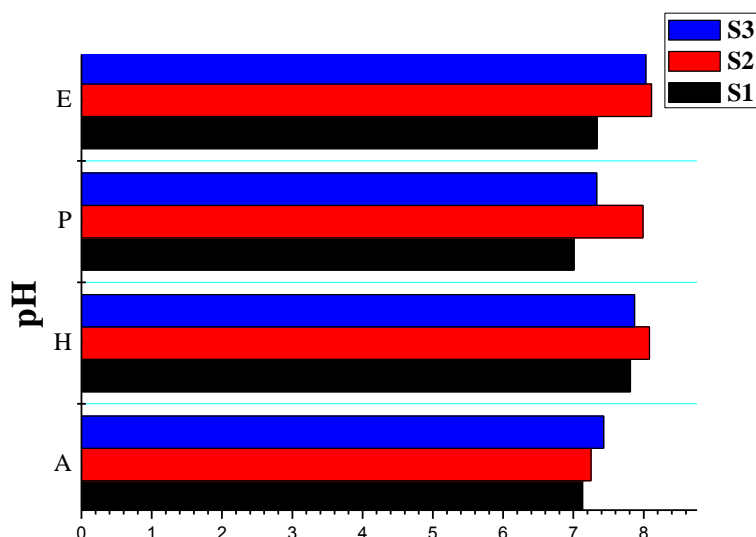


Fig.1 : Concentration saisonnières du pH dans l'eau de mer dans les trois stations (S1-S3) durant la campagne (2011-2012).

I-1-2. Température

La température agit sur le phénomène de la photosynthèse, qui est responsable de la multiplication de nos espèces (algues), dont son rôle est très important dans la solubilité des sels et surtout des gaz. D'autre part, elle influe sur le pH. La valeur médiane 7 à 25°C, correspond à une solution neutre (**De Villers, 2006**). Elle permet également de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température (conductivité). De plus, en mettant en évidence des contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau (**Rodier, 1984**). Les températures de l'eau de mer, dans les trois stations, varient entre 24,60°C et 25,86°C. Ces températures ambiantes correspondent au climat régnant au moment du prélèvement d'échantillon. Elles sont en accord avec les normes algériennes sur les rejets (**JORA, 2006**).

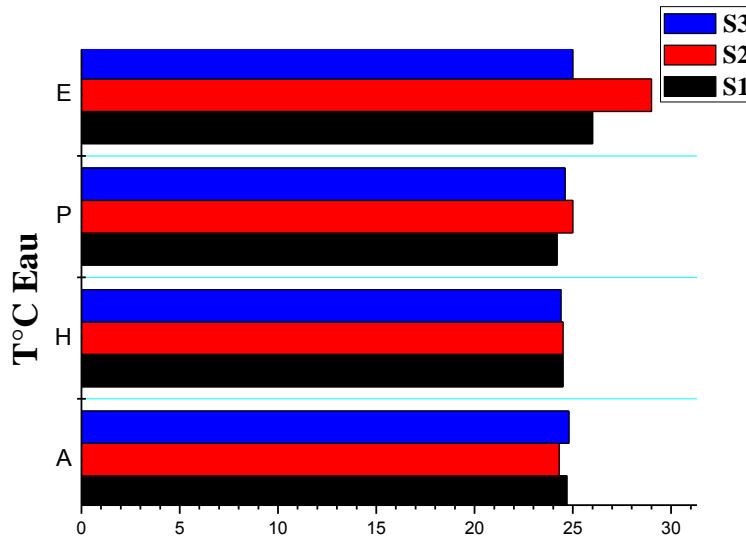


Fig.2: Concentration saisonnières de température (°C) dans l’eau de mer dans les trois stations (S1-S3) durant la campagne (2011-2012).

I-1-3. Salinité

La salinité des trois stations varie de 29% à 36,57% au cours de la campagne annuelle. Elle est dans les normes qui prévoient des teneurs entre 35% et 39 % (Huppertz et, 1987). La salinité des mers fermées ou isolées peut être différente de celle des grands océans. La valeur moyenne la plus faible est enregistrée au niveau de S2, qui se trouve à proximité du collecteur C2 (plage d’Honaire). La salinité peut aussi varier au cours de l’année et en fonction de la saison.

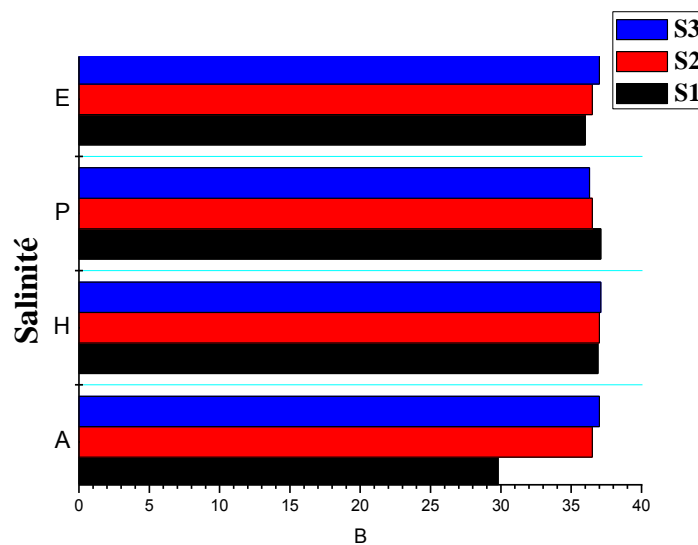


Fig.3 : Concentration saisonnières de la salinité (%) dans l’eau de mer dans les trois stations (S1-S3) durant la campagne (2011-2012).

I-1-4. Conductivité électrique

La conductivité de l'eau de mer subit des variations importantes suivant la température et la salinité. Nos résultats de conductivité varient entre 49,3 à 55,17 $\mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$. Cette dernière valeur est trouvée dans la station S3 à côté du collecteur C3 (eaux usées issues des activités artisanales). Toutefois ces résultats restent pratiquement dans les normes puisque la conductivité électrique est de l'ordre de 40 à 53 $\mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$, à une température de 25°C (Marcet, 1919).

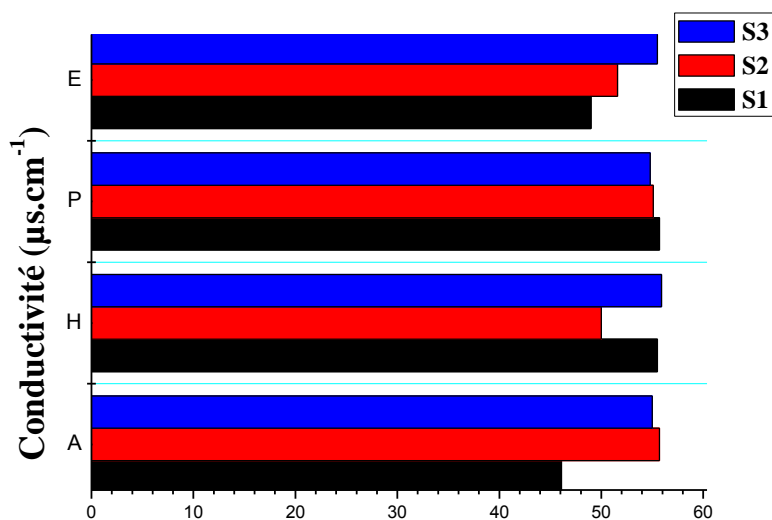


Fig.4 : Concentration saisonnières de la conductivité électrique dans l'eau de mer dans les trois stations (S1-S3) durant la campagne (2011-2012).

I-1-5. Turbidité NTU

La mesure de la turbidité, dans les trois sites étudiés, a montré des valeurs différentes mais qui sont inférieures à 5. Ceci est en accord avec les normes standards (O.I.E, 2009). Ces résultats étaient prévisibles vue que l'expertise s'accorde avec les eaux de surfaces qui sont clair.

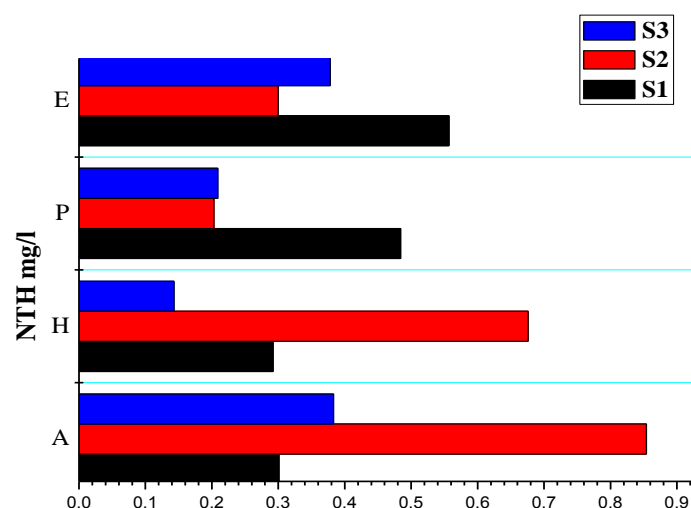


Fig.5 : Concentration saisonnières de la turbidité dans l'eau de mer dans les trois stations (S1-S3) durant la campagne (2011-2012).

II-2. Présentation des résultats de dosages de métaux lourds Cd, Cu, Zn, Pb dans l'eau de mer

Les teneurs en métaux lourds dans l'eau de mer sont calculés pour les trois stations, et présentées dans le tableau 2.

La figure 6 montre les résultats des analyses des éléments métalliques (Cd, Pb, Cu, et le Zn) obtenus à partir d'un grand nombre d'échantillon analysé par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) sur une durée d'un an (2011-2012). Nous comparons les concentrations métalliques saisonnières dans chaque station S1, S2, S3 dans la région de Béni-Saf (S1) et d'Honaine (plage ; S2 et Honaine port ; S3).

La ligne horizontale dans chacune des figures indique la valeur moyenne de références pour l'eau de mer et pour chaque élément d'après la (FAO, 1989) et de (NOCE, 2002) : norme officielles des communautés Européennes.

Tableau N°2: Teneurs en métaux (mg/l) de l'eau de mer du littoral Ouest des zones de Béni-Saf (S1) et d'Honaine (S2 et S3); (valeurs limites, moyenne \pm écart type).

	Cd	Pb	Cu	Zn
S1	0,071-0,86	0,49-0,65	0,025-0,58	0-4,25
	0,33 \pm 0,03	0,54 \pm 0,01	0,21 \pm 0,02	1,42 \pm 0,16
S2	0,022-0,25	0,016-0,69	0,058-0,083	0-0,35
	0,098 \pm 0,01	0,24 \pm 0,02	0,066 \pm 0,01	0,12 \pm 0,01
S3	0,056-0,11	0,35-0,70	0,079-0,088	0-7,67
	0,074 \pm 0,001	0,47 \pm 0,01	0,082 \pm 0,01	2,56 \pm 0,30

II-2-1. Etude des variations saisonnières des teneurs de métaux lourds dans l'eau de mer

Cadmium

Les concentrations saisonnières observées révèlent des teneurs importantes en cadmium au niveau des trois stations. La teneur la plus élevée est trouvée en automne, égale à 0,86 ppm, au niveau de la station S1 de la zone côtière de Béni-Saf. La valeur moyenne annuelle en cadmium était de 0,33 ppm. Ce résultat est alarmant quant à la qualité du milieu, puisque la teneur en cadmium dépasse les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de $0,01 \cdot 10^{-3}$ ppm (F.A.O., 1994). Ceci est dû aux rejets urbains et industriels (cimenterie, trafic maritime et pêche) qui sont déversés par le collecteur C1, qui se trouve à proximité de la station S1. Un résultat similaire a été trouvé dans la côte Atlantique du Sud d'Espagne (Usero, 2003). En effet, les teneurs trouvées en cadmium restent tolérables par rapport aux normes de rejets dans d'un milieu récepteur, définies par la réglementation algérienne et qui montre des teneurs de l'ordre 3 mg/l (Jora, 2006).

Plomb

La quantification saisonnière du plomb dans l'eau de mer, a montré des teneurs très élevés dans les trois stations, durant la campagne annuelle. La plus importante valeur est observée dans la station S3 (port d'Honaine), au printemps. Elle est de 0,7 ppm. Alors que la teneur moyenne annuelle est de 0,54 ppm. Cette teneur en plomb est nettement supérieure à $0,03 \cdot 10^{-3}$ ppm qui constitue le seuil demandé par la FAO (Martin, 1983, F.A.O. 1994, Usero, 2003) et à 0,5 ppm, demandée par la réglementation algérienne (Jora, 2006). Ce qui concerne la variation annuelle en plomb, que la station

S1 qui dépasse les normes algériennes de rejets dans un milieu récepteur. Ceci nous a permis de signaler que la zone de Béni-Saf (S1) est contaminée par le plomb. L'hypothèse de contamination par le plomb à cause des rejets du collecteur C1 reste valable que précédemment. Ces résultats sont en accords avec les travaux antérieurs (**Usero. 2003**)

Cuivre

Les teneurs saisonnières en cuivre sont observées à des valeurs qui dépassent la norme des eaux côtières méditerranéennes (FAO) dont elles sont supérieures au seuil limite de 0,001 ppm (**Martin. 1983, F.A.O. 1994, Usero. 2003**), et ce dans les trois stations. En effet, une teneur moyenne annuelle de 0,21 ppm est identifiée au niveau de la station S1. La pollution en cuivre est probablement due aux rejets du collecteur C1. Des travaux antérieurs, portant sur la présence du cuivre dispersé dans la côte Atlantique du Sud d'Espagne, ont montré des constats similaires (**Usero. 2003**). D'autre part, les moyennes annuelles en cuivre restent inférieures aux normes algériennes sur les rejets dans un milieu récepteur, qui dévoile une valeur limite de 0,5 ppm (**Usero. 2003**).

Zinc

Les concentrations en zinc sont élevées dans les trois stations durant toutes les saisons à l'exception de l'été. Elles dépassent largement le seuil limite qui est de $2,5 \cdot 10^{-3}$ ppm, définie par FAO (**Martin. 1983, F.A.O. 1994, Usero. 2003**). Une valeur importante en zinc égale à 7,67 ppm, est trouvée en automne et au niveau de la station S3 (port d'Honaine). Toutefois, la teneur moyenne annuelle est de 2,56 ppm. La station S1 a présenté un pic en zinc en hiver dont la concentration est de 4,25 ppm. Cette dernière reflète la pollution de la zone portuaire de Béni-Saf. Ceci est en raison des rejets urbains et industriels provenant du collecteur C1. Alors que la contamination du site portuaire de la zone d'Honaine (S3), est due aux rejets du collecteur C3, qui reçoit probablement des effluents zinciques provenant de l'Unité de production de Zinc (Al-Zinc) qui n'est loin du site, objet de notre étude. Ce constat de pollution est similaire à celui donné antérieurement et qui porte sur les eaux de mer de la côte Atlantique du Sud d'Espagne (**Usero. 2003**). En comparant avec les normes algériennes, qui définissent un seuil limite de 0,5 ppm, le constat de pollution est toujours maintenu (**Jora, 2006**).

En conclusion sur la qualité de notre eau de mer, le gradient d'accumulation annuelle des métaux lourds dans les trois stations, se présente comme suit : $Zn > Pb > Cd > Cu$.

II-2-2. Etude comparative des moyennes : ANOVA

- Significativités des teneurs métalliques

L'analyse de variance effectuée sur les teneurs en métaux lourds dans l'eau de mer provenant du site (S1), (S2), (S3) à travers le test (de Levens) (Tableau N°:3) révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte significativement à ($p < 0,05$) pour le cadmium et le zinc.

Tableau N°3: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes de l'eau de mer (mg/l) provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port de Honaine (S3).

	F(Site)	F(Saison)	F (Site*Saison)
Cd	20,19 ^{**}	39,06 ^{**}	4,24 [*]
Pb	2,50 ^{ns}	3,18 [*]	0,80 ^{ns}
Cu	1,19 ^{ns}	1,44 ^{ns}	0,04 ^{ns}
Zn	13,94 ^{**}	27,40 ^{**}	3,26 [*]

Cd : cadmium ; Pb : plomb ; Cu : cuivre ; Zn : zinc,
 (* : Significatif à $p < 0,05$) ; (** : très significatif à $p < 0,001$), (ns : non significatif)
 ddl (site) degré de liberté:2,33 ; ddl (saison) : 3,32, ddl (site*saison) : 11,24

- Variations inter-sites

Post-Hoc ne révèle aucune significativité inter stations pour l'accumulation du plomb et du cuivre à ($p < 0,05$) Par contre, on observe des résultats significatifs entre le cadmium et le zinc dans les stations étudiées. Cependant il y'a une significativité inter saison dans la plupart des métaux le plomb, le cadmium et le zinc à ($p < 0,05$), le cuivre ne dévoile aucune significativité, l'effet combiné entre saison station, révèle une significativité des résultats pour le cadmium et le zinc à ($p < 0,05$).

- Les teneurs saisonnières en cadmium dans l'eau de mer varient entre les stations S1, S2 et S3, la valeur la plus hautement significative est celle de 0,11 mg/kg en hiver dans la station S1 à ($p < 0,05$), et au printemps de 0,25 mg/kg dans la station S2, néanmoins il existe aucune significativité des valeurs dans la station S3 suivant le test Duncan.

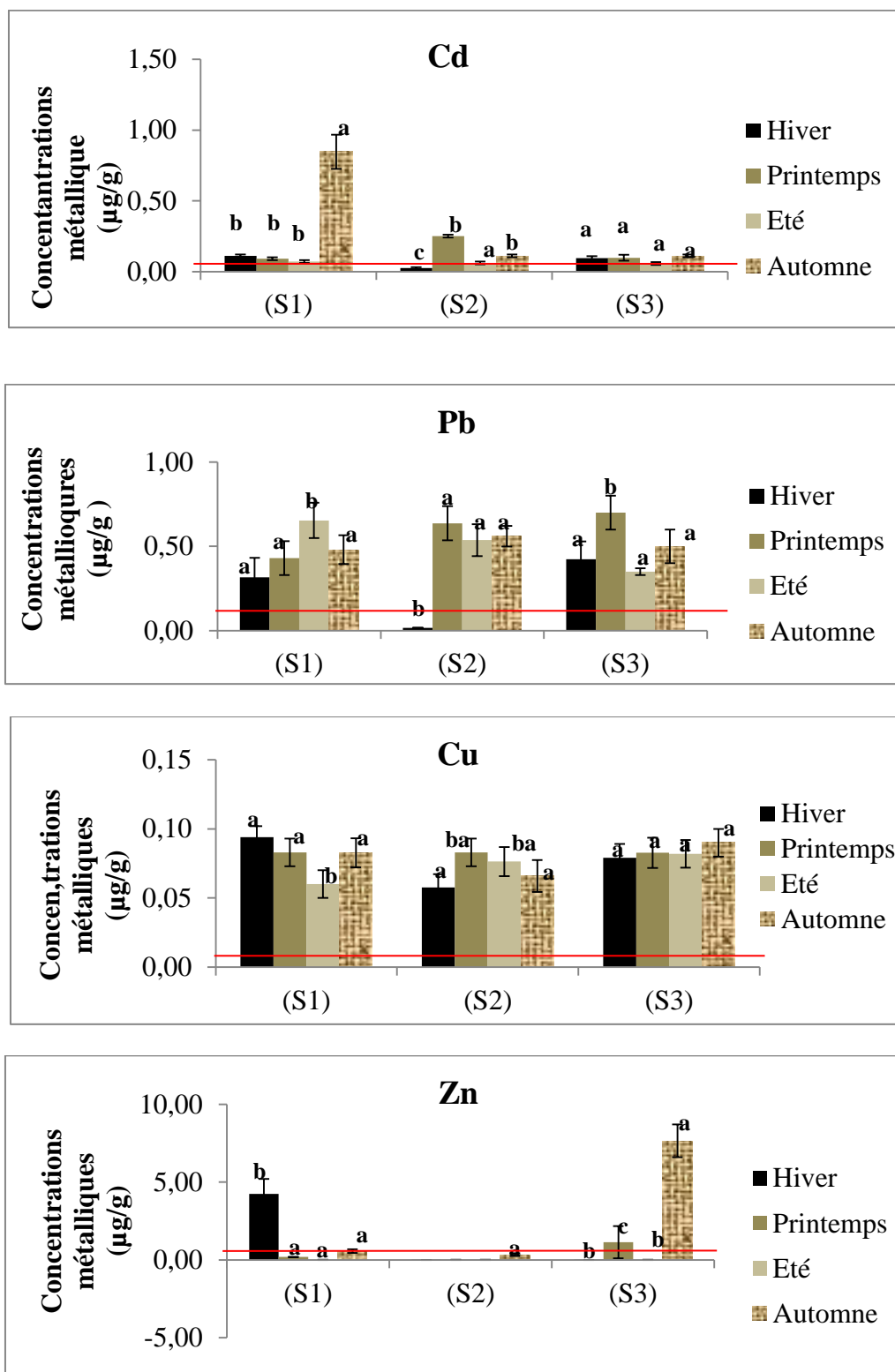
- Les teneurs saisonnières en plomb dans l'eau de mer varient entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 0,65 mg/kg en été dans la station S1 à ($p < 0,05$), et en hiver de 0,016 mg/kg dans la station S2, et au printemps de 0,070 mg/kg dans la station S3 suivant le test Duncan.

-Les teneurs saisonnières en cuivre dans l'eau de mer varient entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 0,06 mg/kg en été dans la station S1 à ($p < 0,05$), et au

printemps de 0,083 mg/kg ; et en été de 0,076 mg/kg dans la station S2, par contre les teneurs ne sont pas significatives dans la station S3 suivant le test Duncan.

-Les teneurs saisonnières en zinc dans l'eau de mer varient entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 0,56 mg/kg en hiver dans la station S1 à ($p < 0,05$), et au printemps de 1,14 mg/kg dans la station S3, par contre les teneurs ne sont pas significatives dans la station S2 suivant le test Duncan.

- On note d'après les résultats des variations saisonnières de l'eau de mer observés dans les trois stations S1, S2 et S3, que l'accumulation du cadmium et le zinc dans le milieu varie en fonction du site et la saison dont les valeurs s'avèrent hautement significatives dans la station de Béni-Saf S1 en hiver et d'Honaine S3 en automne. On témoigne que la zone de Béni-Saf S1 présente une pollution en zinc en hiver et en cadmium en automne et une pollution en zinc en automne dans la côte d'Honaine S3.



Le trait rouge indique les normes Européennes de la FAO., (1994)

Fig.6 : Variations saisonnières des teneurs métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn) en mg/kg dans L'eau de mer prélevée au niveau des deux zones côtières de Béni-Saf et d'Honaine (littoral Ouest Algérien).

(Pour chaque paramètre, les lettres différentes indiquent des différences significatives (Test de Duncan : $p < 0,05$) entre les sites)

II-2-1-2. Analyse en composantes principales ACP pour l'eau de mer

L'Analyse multifactorielle ACP est appliquée dans plusieurs études environnementales. C'est une méthode de base d'analyse de tableaux de données, comportant des individus et des variables quantitatives associées. Un individu est une unité expérimentale, il s'agit de l'objet sur lequel des observations ou des mesures sont effectuées. Dans notre analyse, les individus correspondent aux différentes matrices d'études utilisées pour l'eau de mer et les variables sont les mesures concernant les différents métaux lourds : zinc, plomb, cuivre, et le cadmium. Les variables quantitatives sont observées sur n individus.

L'intérêt de l'Analyse en Composantes Principales :

- Visualisation d'un maximum d'informations synthétiques ;
- Séparation des différentes sources de variabilité ;
- Hiérarchisation des différentes sources de variabilité.

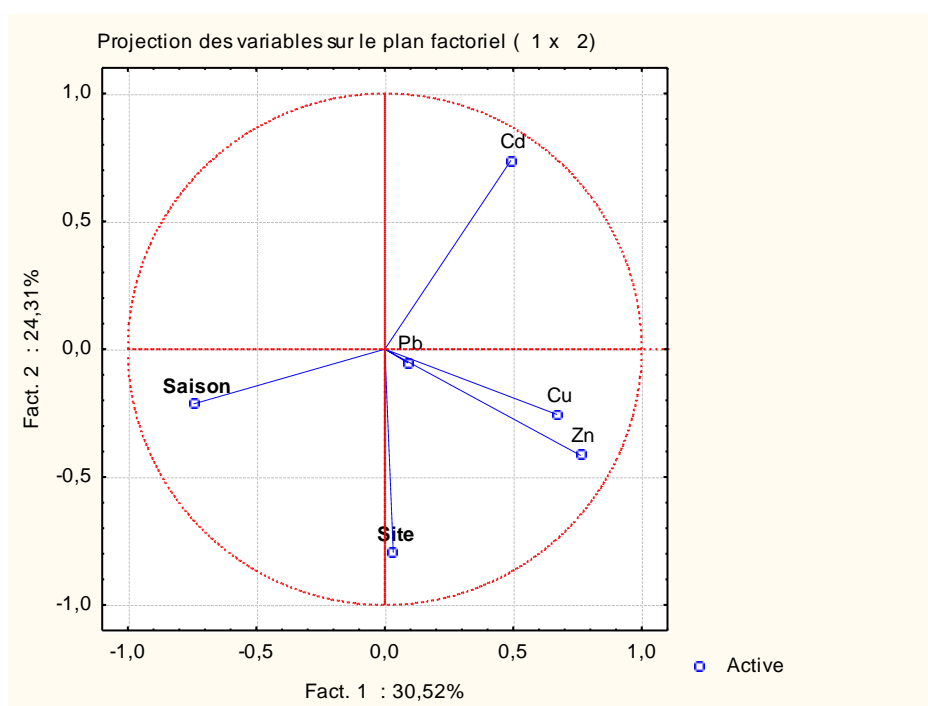


Fig.7:Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études pour l'eau de mer (avec répétabilité)

Tableau N°4: Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux dans l'eau de mer du littoral Ouest Algérien.

Variables	Correlation			
	Cd Eau	Pb Eau	Cu Eau	Zn Eau
Cd Eau	1,000000	0,152413	0,195785	-0,050495
Pb Eau	0,152413	1,000000	0,215830	0,000628
Cu Eau	0,195785	0,215830	1,000000	0,460917
Zn Eau	-0,050495	0,000628	0,460917	1,000000

- La projection de l'ensemble des métaux lourds : cadmium, plomb, cuivre et le zinc dans l'eau de mer dans les sites de Honaine et de Béni-Saf présente sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) est illustrées par la figure 7.

Le cercle de corrélation formé par l'axe F1 et F2 montre 67.4 % de l'information totale.

Ces deux axes expliquent respectivement 30.52% et 24.31% d'inertie et décrivent bien les paramètres étudiés.

D'après la projection (Figure 7), nous pouvons conclure que la bioaccumulation du Cuivre est corrélé positivement à celle du zinc, le plomb se trouve en liaison avec le zinc ceci varie selon les sites de prélèvement dans l'eau de mer. Il se trouve que le zinc dans l'eau de mer est corrélé négativement avec le cadmium se qui peut traduire que la présence du cadmium se manifeste par rapport à d'autres effets qui sont indépendantes à celles du zinc et qui peuvent être liées probablement à une pollution urbaine, nous pouvons interpréter la présence du zinc par à la présence de l'unité d'Alzinc de la ville de Ghazaouet, voisine de la zone de d'Honaine qui a subit depuis plusieurs années l'effet d'une pollution zincinc.

On ne retrouve aucune liaison avec le cadmium par rapport aux sites et les saisons.

Sur l'axe F1 : on note la présence du cadmium uniquement indépendant à l'effet site et à la saison.

Sur l'axe F2 : il existe la présence du plomb, cuivre et le zinc en relation avec le site indépendant à la saison,

La présence l'ACP indique que l'accumulation des métaux plomb, cuivre et le zinc dans l'eau de mer se manifeste avec la nature et la qualité du milieu récepteur à savoir la pollution métallique, ceci peut s'expliquer par rapport aux multiples rejets que peut accumulée l'eau, pouvant être à l'origine des activités portuaires et urbaines qui varient par rapport aux saisons.

III-3. Présentation des résultats de dosages de métaux lourds ; Cd, Cu, Zn, Pb chez les algues

Les figures (8, 10, 12) montrent les résultats des analyses des éléments métalliques (Cd, Pb, Cu, et le Zn) pour chaque algues : *Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza* et *Corallina officinalis* obtenus à partir d'un grand nombre d'échantillon analysé par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) sur une durée d'un an (2011-2012). Nous comparons les concentrations métalliques saisonnières dans chaque station S1, S2, S3 dans la région de Béni-Saf (S1) et d'Honaine (plage ; S2 et Honaine port ; S3).

La ligne horizontale dans chacune des figures indique la valeur moyenne de références pour chacune des algues citées ci-dessus et pour chaque élément d'après la (FAO, 1989) et de (NOCE, 2002) : norme officielles des communautés Européennes.

III-3-1. Etude des variations saisonnières des métaux lourds chez *Ulva lactuca*

Les teneurs en métaux lourds chez l'ulve sont calculés pour les trois stations, et présentées dans le tableau 5.

Tableau N°5 : Teneurs en métaux (mg/kg de poids sec) de l'ulve (*Ulva lactuca*), récoltés sur le littoral Ouest des zones de Béni-Saf (S1) et d'Honaine (S2 et S3); (valeurs limites, moyenne \pm écart type).

	Cd	Pb	Cu	Zn
S1	0,12-0,73	0,62-0,91	0,02-0,92	5-60,64
	0,36 \pm 0,31	0,62 \pm 0,26	0,54 \pm 0,67	27,81 \pm 28
S2	0,24-0,66	0,02-0,71	4,3-5,6	35,12-104
	0,39 \pm 0,18	0,41 \pm 0,29	4,85 \pm 0,98	29,52 \pm 30
S3	0,14-0,25	0,03-0,81	1,4-3,4	2-36
	0,15 \pm 0,08	0,36 \pm 0,34	2,33 \pm 1,36	12,99 \pm 13

Cadmium

- La concentration du cadmium (Cd) chez l'ulve se situe entre 0,24 à 0,66 mg/kg avec une concentration moyenne de 0,39 \pm 0,18 de poids sec en mg/kg, la concentration moyenne est élevée dans la station S2 par rapport à S1 et S3. La teneur moyenne en cadmium bioaccumulée par la laitue de mer dépasse les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des

teneurs de 0,2 mg/kg de poids sec (F.A.O., 1994). Ceci témoigne également que ces teneurs en cadmium dépassent les normes officielles des communautés Européennes (NOCE) qui fixent un seuil de 0,05 mg/kg de poids sec chez les algues, herbes comestibles (NOCE, 2001). Des travaux antérieurs sur l'espèce en question, manifestent le même constat sur les côtes marocaines d'après **Kaimoussi et al. (Rodier, 1984) (Martin, 1983)**, les concentrations accumulées chez les ulves varient de l'ordre de 0,35 à 1,4 mg/kg de poids sec et une concentration moyenne de 0,92 mg/kg de poids sec, et chez le « *Fucus spiralis* » une concentration de 0,84 à 5,20 mg/kg de poids sec et une concentration moyenne de 2,41 mg/kg de poids sec, selon les travaux anciens de **Stenner et al. (1975)** ont trouvé que les algues vertes comme le « *Fucus Sp.* » peuvent accumuler le cadmium jusqu'à 0,8 à 7,4 mg/kg de poids sec, chez les Enteromorphes « *Enteromorpha Sp.* » 0,8 à 7,4 mg/kg de poids sec, et 0,5 à 4,1 mg/kg de poids sec chez les ulves « *Ulva lactuca* », nous constatons le même effet de bioaccumulation dans d'autres travaux des côtes Italiennes, d'après **Campanella et al. (2001)**, une concentration moyenne en cadmium de 0,29 mg/kg de poids sec, et selon **Storelli et al. (2001)** de 0,20 mg/kg de poids sec chez « *Ulva lactuca* » qui varie de 0,14 à 0,60mg/kg de poids sec. Des travaux bien récents de **Marcelo et al. (2003)** sur « *Posidonia pavonica* » des côtes Italiennes qui témoignent le rang normal de bioaccumulation de cadmium de l'ordre de 0,24 à 1,66 mg/kg de poids sec. C'est donc, dans cette réalité qu'on peut classer la laitue de mer dans le rang de bioaccumulation des métaux traces, et l'espèce la plus sensibilisée à une pollution métallique, manifestement comme bioindicatrice de pollution métallique particulièrement en cadmium dans la plupart des côtes méditerranéennes (F.A.O., 1994). En-effet, l'ulve en question manifeste une contamination par le cadmium dans la station S2 de la zone d'Honaine selon les seuils limite de la (FAO, NOCE), lateneur en cadmium bioaccumulée est peut être attribué au milieu récepteur qui était contaminé par le cadmium.

Plomb

- La concentration du plomb (Pb) chez l'ulve se situe entre 0,62 à 0,91 mg/kg avec une concentration moyenne de $0,62 \pm 0,26$ mg/kg de poids sec, la concentration moyenne est élevée dans la station S1 par rapport à S2 et S3. La teneur moyenne en plomb bioaccumulée par notre espèce ne dépasse pas les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de 8,3 mg/kg de poids sec (F.A.O., 1994). Malgré que la teneur moyenne annuelle en plomb qui est de 0,62 mg/Kg de poids sec reste dans ces normes. Toutefois ces teneurs en plomb dépassent les normes officielles des communautés Européennes (NOCE) qui fixent un seuil de 0,1 mg/kg de poids sec chez les végétaux comestibles **NOCE, (2001)**.

Dans un travail effectué sur les côtes marocaines, Espagnoles et Portugaises, selon **Stenner et al. (1975)** ont trouvé que les algues vertes comme le « *Fucus Sp.* » peuvent accumuler le plomb

jusqu'à 5 à 13 mg/kg de poids sec, 4 à 22 mg/kg de poids sec chez les Enteromorphes « *Enteromorpha Sp.* », et jusqu'à 10 mg/kg de poids sec chez les ulves « *Ulva lactuca* ». D'autres travaux plus récentes dans les côtes Italiennes, témoignent des concentrations moyennes beaucoup plus inférieures de 0,84 mg/kg de poids sec chez les ulves d'après **Storelli et al. (2001)**, d'autres, d'après **Marcelo et al. (2003)**, les concentrations en plomb sont fixées de 1,43 à 7,44 mg/kg de poids sec chez les algues « *Posidonia pavonica* », selon les travaux de **Campanella et al. (2001)**, les concentrations moyennes en plomb sont fixées de 14,7 mg/kg de poids sec chez la laitue de mer. Ces résultats ont permis de classer, suivant les travaux sur les côtes méditerranéennes la considération de l'espèce en question « *Ulva lactuca* » comme espèce bio-indicatrice de la pollution en plomb vue qu'elle est dans le rang de bioaccumulation **Y. B. Ho. (1987) Brown et al., (1999)**, L'espèce étudiée manifeste une contamination par le plomb dans la station S1 de la zone de Béni-Saf selon le seuil limite de la **NOCE, (2001)**.

Cuivre

- La concentration du cuivre (Cu) chez l'ulve se situe entre 4,35 à 5,86 mg/kg avec une concentration moyenne de $4,85 \pm 0,98$ de poids sec en mg/kg, la concentration moyenne est élevée dans la station S2 par rapport à la station S1 et S3. La teneur moyenne en cuivre bioaccumulée par notre espèce ne dépasse pas les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de 6,9 mg/kg de poids sec **F.A.O., (1994)**. Des travaux antérieurs sur l'espèce en question, manifestent le même constat sur les côtes marocaines d'après **Kaimoussi et al. (2004, 2005)**, les concentrations accumulées chez les ulves varient de l'ordre de 5,5 à 21,5 mg/kg de poids sec et une concentration moyenne de 14,5 mg/kg de poids sec, et chez le « *Fucus spiralis* » une concentration de 4,1 à 11,5 mg/kg de poids sec et une concentration moyenne de 6,1 mg/kg de poids sec, Dans un travail effectué sur les côtes Espagnoles, selon **Stenner et al. (1975)** a trouvé que les algues vertes comme « *Ulva lactuca* » peuvent accumuler le cuivre allant de 5,5 à 31 mg/kg de poids sec, on peut citer à travers ce rang de valeurs pour le cuivre, que l'espèce n'est pas contaminée par le cuivre par rapport aux stations, et n'a pas été affectée par l'effet saisons. Toute fois le milieu récepteur a été contaminé par le cuivre, cela n'a manifestement pas affecté l'espèce étudiée **Shiber (1978) , Wong, (1982)**, les fluctuations saisonnières des teneurs en métaux dans les algues sont souvent observées et rapprochées à des variations saisonnières et le taux de croissance, vue que le cuivre représente un élément indispensable pour les activités biologiques de ces dernières (**Pohl, 1993**), cependant, les activités de croissance n'expliquent pas entièrement à elles seules la différence dans la variabilité saisonnière entre les métaux. Les variations saisonnières pourraient refléter aussi des changements temporels de la teneur des métaux dans l'eau de mer ambiante (**Phillips, 1994**). La teneur des métaux

dans les macro-algues aquatiques est généralement basse durant les mois chauds, en raison des hauts taux de croissance, qui « diluent » les métaux accumulés (Pohl, 1993). Cependant, Hägerhäll, (1973) a annoncé que les teneurs en Cu aussi bien que le Zn dans « *Ascophyllum nodosum* » à Öresund (Suède) étaient à leur maximum à la mi-juillet et Drude De Lacerda et al.(1985) ont constaté que les teneurs en Cd, Cu et Pb (parmi d'autres métaux) dans cinq algues marines (site de prélèvement au sud du Brésil) étaient généralement à leur maximum en janvier (été) et à leur minimum en août (hiver). De même, Fernanda Leal et al. (1997) ont constaté que les teneurs en Cd, et Pb, tant dans « *Enteromorpha* sp. » que dans *Porphyra* sp. étaient plus élevées au printemps (juin-avril) qu'en hiver (mars-novembre). L'étude de la variation saisonnière de la bioaccumulation du cuivre, d'après les auteurs Enrique, (2010), enregistrent des modèles presque identiques, avec des minimums en hiver, probablement parce qu'ils ont des demandes saisonnières analogues dans les métallo-enzymes contenant du cuivre Sawidis, (1986). Pour d'autres auteurs, la teneur des métaux lourds dans les algues dépend de l'âge de celles-ci. En effet, Forsberg et al. [49] ont noté que les teneurs des métaux (Al, Co, Fe, Mn, Ni et Zn) dans les thalles les plus âgés dépassent celles des thalles en croissance cas de (*Fucus vesiculosus*). Dans le cas de notre laitue de mer de la région, les demandes en cuivre se manifestent beaucoup plus dans les périodes et les mois chaudes cela à partir du printemps et se dévoile dans la station S2 de la zone d'Honaine selon les besoin de l'espèce dans son milieu récepteur.

Zinc

-La concentration du zinc (Zn) chez l'ulve se situe entre 35,12 à 104 mg/kg avec une concentration moyenne de $29,52 \pm 30$ de poids sec en mg/kg, la concentration moyenne est élevée dans la station S1 par rapport à S2 et S3. La teneur moyenne en zinc bioaccumulée par notre espèce dépasse légèrement les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de 24,8 mg/kg de poids sec F.A.O., (1994). Les travaux effectués sur les côtes marocaines, Espagnoles et Portugaises, selon Stenner et al. (1975) ont trouvé que les algues vertes peuvent accumuler le zinc de 75 à 130 mg/kg de poids sec chez les Enteromorphes « *Enteromorpha* Sp. », et 37,2 à 116,5 mg/kg de poids sec chez les algues, selon Fuge et al. (1975) le « *Fucus verniculosus*. » peut par contre accumuler près de 72,1 à 330,5 mg/kg de poids sec. D'autres travaux plus récentes dans les côtes Italiennes, témoignent des concentrations moyennes supérieures de 127,27 mg/kg de poids sec chez les ulves d'après Storelli et al. (2001), et qui varie de 34,39 à 192,17 mg/kg de poids sec. D'autres, d'après Marcelo et al.(2003), les concentrations en zinc sont fixées de 29,1 à 67,7 mg/kg de poids sec chez les algues « *Posidonia pavonica* », selon les travaux de Campanella et al. (2001), les concentrations moyennes en zinc sont fixées de 50 mg/kg de poids sec chez la laitue de mer, les résultats sur les travaux marocaines ont dévoilés des valeurs beaucoup plus élevées chez les ulves « *Ulva lactuca* » pouvant

accumulées près de 96 à 306 mg/kg de poids sec et à une concentration moyenne de 163 mg/kg de poids sec selon **Kaimoussi et al. (2004)**. Ces résultats ont permis de classer, suivant les travaux sur les côtes méditerranéennes la considération de l'espèce en question « *Ulva lactuca* » comme l'espèce bioindicatrice de la pollution en zinc, vue qu'elle est dans le rang de bioaccumulation **Y.B. Ho., (1987)** **Brown et al., (1999)**. L'espèce étudiée manifeste une contamination par le zinc dans la station S2 zone d'Honaine, la station S1 zone de Béni-Saf et légèrement dans la station S3 la zone du port d'Honaine selon le seuil limite de la **(FAO, 1994)**.

- Les teneurs métalliques observées chez la laitue de mer « *Ulva lactuca* », dans les deux zones côtières de Béni-Saf et d'Honaine, ne témoignent pas des teneurs trop élevées pour conduire à un risque élevé de contamination. Néanmoins, le cadmium et le plomb, situés dans la gamme des métaux toxiques restent observable vue le dépassement des teneurs par rapport aux normes de la FAO (1994) et aux seuils officielles des communautés Européennes NOCE (2001). Ceci dit, l'*Ulva lactuca* à bien était contaminée par le plomb dans la zone portuaire de Béni-Saf (S1) et légèrement dans le port d'Honaine (S3), et par le cadmium dans la zone côtière d'Honaine (S2). Dans la gamme des métaux essentiels à la constitution des algues côtières, le zinc paraît le plus abondant par rapport au cuivre. La comparaison de nos données avec celles fournies par la littérature, pour la même espèce, prélevée dans des zones polluées ou non, montre que les teneurs des métaux Cd, Cu, sont intermédiaires entre les valeurs limites de la littérature, bien que, dans de nombreux cas, ces teneurs présentent des valeurs plus faibles que celles relevées dans d'autres aires géographiques **Munda, (1991)**, **Brown, (1999)**, **Seeliger, (1987)**, **Stenner, (1975)**, **Dumon, (1994)**, **Guyen, (1993)**. Ceci dit, l'espèce étudié à était légèrement contaminée par le zinc dans la plupart des stations S1, S2, S3, particulièrement dans le port de Béni-Saf, manifestement ceci, se rapporte probablement dans les premiers temps aux besoins de l'espèce à bioaccumulé le zinc qui représente 10 à 100 mg/kg de MS des nécessités de l'espèce pour la production de sa chlorophylle et de sa croissance chez l'ensemble des végétaux **Flament, (2010)**, d'autres travaux dévoiles des concentrations moyennes en zinc de 32,8 mg/kg de matières sèches, de 9,4 µg/g de matières sèches en cuivre, et de 4 µg/g de matières sèches en plomb chez « *Ulva rigida* » dans les pays de Roumani d'après **Rodica et al.[59]**. La valeur considérée en zinc restede2 à 16mg/kg sur 100g de MS chez les ulvales dans les pays marocains **FENIP, (2015)**. Par ailleurs, selon les normes françaises, les végétaux marins alimentaires nécessitent moins de 5 mg/kg de plomb, et moins de 0,5 mg/kg en cadmium **Perez, (1997)**.

III-3-1-1. Etude comparative des moyennes : ANOVA chez *Ulva lactuca*

- Significativités des teneurs métalliques

L'analyse de variance effectuée sur les teneurs en métaux lourds chez *Ulva lactuca* provenant du site (S1), (S2), (S3) à travers le test de Levens (F) (Tableau: 6) révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte très significativement à ($p < 0,001$) pour le plomb.

Tableau N°6: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez *Ulva lactuca* (mg/kg) de poids sec provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port de Honaine (S3).

	F(Site)	F(Saison)	F (Site*Saison)
Cd	23,39 ^{**}	6,44 [*]	2,13 ^{ns}
Pb	1,99 ^{ns}	2,93 [*]	6,56 ^{**}
Cu	2,47 ^{ns}	1,17 ^{ns}	1,76 ^{ns}
Zn	3,59 [*]	5,29 [*]	2,03 ^{ns}

Cd : cadmium ; Pb : plomb ; Cu : cuivre ; Zn : zinc,
 (* : Significatif à $p < 0,05$) ; (** : très significatif à $p < 0,001$), (ns : non significatif)
 ddl (site) degré de liberté:2,33 ; ddl (saison) : 3,32, ddl (site*saison) : 11,24

- Variations inter-sites

Le post-Hoc chez l'ulve, ne révèle aucune significativité inter stations pour l'accumulation du cadmium, et le zinc à l'exception du plomb et le cuivre à ($p < 0,05$), néanmoins le plomb et cuivre ne sont pas significatives. La bioaccumulation du cadmium chez l'ulve reste significative par rapport aux stations étudiées à ($p < 0,001$). L'effet saison dévoile une significativité dans la plupart des métaux le plomb, le cadmium et le zinc à ($p < 0,05$), à l'exception du cuivre, l'effet combiné entre saison station, révèle une significativité uniquement pour le plomb à ($p < 0,05$).

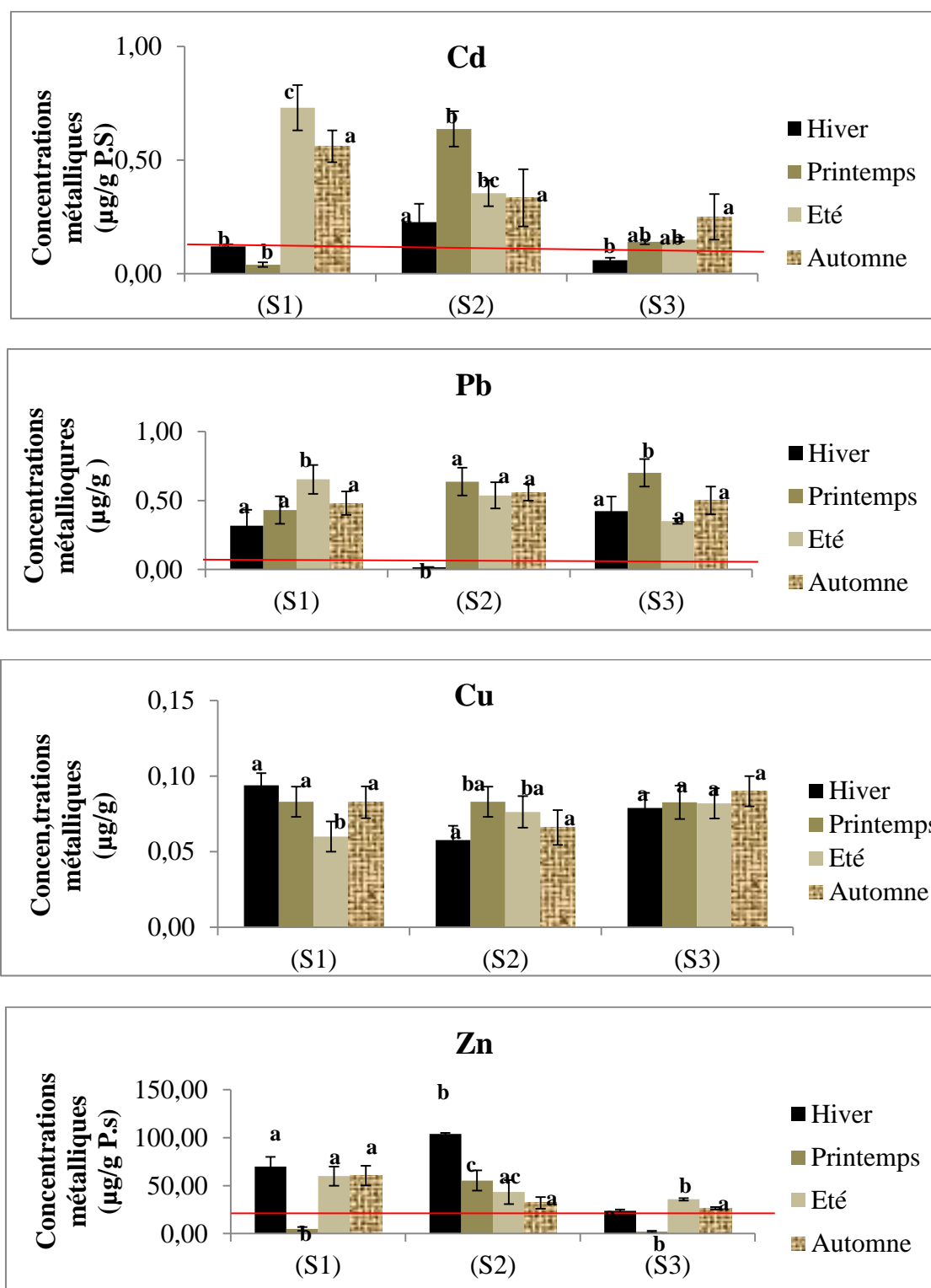
- Les teneurs saisonnières en cadmium chez l'ulve varient entre les stations S1, S2 et S3, la valeur la plus hautement significative est celle de 0,73 mg/kg en été dans la station S1 à ($p < 0,05$), et au printemps de 0,63 mg/kg dans la station S2, et en été de 0,15 mg/kg dans la station S3 suivant le test Duncan.

- Les teneurs saisonnières en plomb chez l'ulve varient entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 0,32 mg/kg en été dans la station S2 à ($p < 0,05$), et au printemps de 0,08 mg/kg dans la station S3, cependant on ne retrouve aucune significativité dans la station S1 suivant le test Duncan.

-Les teneurs saisonnières en cuivre varient également chez l'espèce entre les stations S1, S2 et S3sauf qu'on observe aucune significativité des concentrations dans les stations S1 et S2 à ($p < 0,05$), néanmoins la valeur la plus hautement significative et de 3,30 mg/kg dans la station S3 suivant le test Duncan.

-Les teneurs saisonnières en zinc chez l'ulve varient entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 70,00 mg/kg en hiver dans la station S1 à ($p < 0,05$), et en hiver de 103,83 mg/kg dans la station S2, et au printemps de 2,00 mg/kg dans la station S3 suivant le test Duncan.

- On note d'après les résultats des variations saisonnières qui se sont manifestées chez l'ulve observés dans les trois stations S1,S2 et S3, que la bioaccumulation du plomb dans son milieu, varie en fonction de ces derniers, tous les métaux cadmium, plomb cuivre et le zinc varient par rapport aux saisons, ceci dévoile une contamination par le zinc dans la station S2 en hiver, la valeur en plomb s'est révélée la plus hautement significative par rapport à l'effet site et saison, ceci dans la station de Béni-Saf S1 au printemps. Suivant le test d'ANOVA, on témoigne que la zone de Béni-Saf S1 présente une pollution en plomb (NOCE) par rapport aux autres stations.



Le trait rouge indique les normes Européennes de la FAO., (1994)

Fig.8 : Variations saisonnières des teneurs métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn) en mg/kg (M.S) chez la laitue de mer « *Ulva lactuca* »prélevée au niveau des deux zones côtières de Béni-Saf et d’Honaine (littoral Ouest Algérien).

(Pour chaque paramètre, les lettres différentes indiquent des différences significatives (Test de Duncan : $p < 0,05$) entre les sites)

III-3-1-2. Analyse en composantes principales ACP chez *Ulva lactuca*

L'Analyse multifactorielle ACP est appliquée dans plusieurs études environnementales. C'est une méthode de base d'analyse de tableaux de données, comportant des individus et des variables quantitatives associées. Un individu est une unité expérimentale il s'agit de l'objet sur lequel des observations ou des mesures sont effectuées. Dans notre analyse, les individus correspondent aux différentes matrices d'études utilisées celles des trois espèces d'algues « *Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*, et *Corallina officinalis*, et les variables sont les mesures concernant les différents métaux lourds : zinc, plomb, cuivre, et le cadmium p. variables quantitatives sont observés sur n individus.

L'intérêt de l'Analyse en Composantes Principales :

- Visualisation d'un maximum d'informations synthétiques ;
- Séparation des différentes sources de variabilité ;
- Hiérarchisation des différentes sources de variabilité.

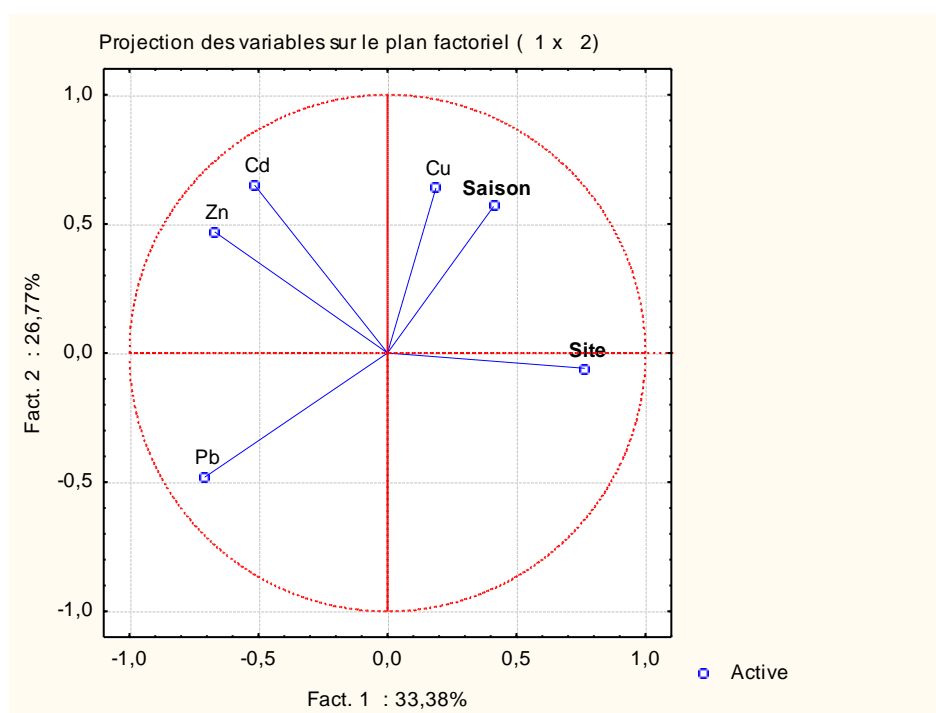


Fig.9 : Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études chez « *Ulva lactuca* » (avec répétabilités)

Tableau N°7:Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez l'Ulve « *Ulva lactuca* » du littoral Ouest Algérien.

Variables	Correlation (Ulve.)			
	Cd ulve	Pb ulve	Cu ulve	Zn ulve
Cd ulve	1,000000	0,043903	0,209418	0,415376
Pb ulve	0,043903	1,000000	-0,218298	0,235721
Cu ulve	0,209418	-0,218298	1,000000	0,251962
Zn ulve	0,415376	0,235721	0,251962	1,000000

- La projection de l'ensemble des métaux lourds : cadmium, plomb, cuivre et le zinc chez l'ulve dans les sites du littoral ouest de l'Algérie se présente sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) est illustrées par la figure 9.

Le cercle de corrélation formé par l'axe F1 et F2 montre 70.5 % de l'information totale.

Ces deux axes expliquent respectivement 33.38% et 26.77% d'inertie et décrivent bien les paramètres étudiés.

D'après la projection (Figure 9), nous pouvons conclure que la bioaccumulation du Cuivre est corrélé négativement à celle du zinc, le cadmium se trouve en liaison avec le zinc. Le cuivre se trouve en liaison avec la saison, il n'y a aucune liaison entre le plomb et les autres métaux, ceci est indépendant à l'effet site et la saison chez l'espèce.

Sur l'axe F1 : on note la présence du cuivre uniquement avec l'effet saison.

Le cadmium et le zinc sont en liaison négative avec le cuivre.

Sur l'axe F2 : il existe la présence cadmium et le zinc, en liaison négative avec le plomb.

La présence l'ACP indique que la bioaccumulation des métaux lourds notamment le cuivre, cadmium et le zinc chez l'ulve se manifeste avec l'effet saison, cela suivant les activités biologiques de l'espèce dans son milieu récepteur.

III-3-2. Etude des variations saisonnières des métaux lourds chez *Enteromorpha linza*

Les teneurs en métaux lourds chez l'enteromorphe sont calculés pour les trois stations, et présentées dans le tableau 8.

Tableau N°8 : Teneurs en métaux (mg/kg de poids sec) de l'enteromorpha (*Enteromorpha linza*), récoltés sur le littoral Ouest des zones de Béni-Saf (S1) et d'Honaine (S2 et S3); (valeurs limites, moyenne \pm écart type).

	Cd	Pb	Cu	Zn
S1	0,04-0,06	0,24-0,92	0-3	3,21-70
	0,19 \pm 0,29	0,58 \pm 0,29	1,055 \pm 1,39	30,38 \pm 26,91
S2	0,02-0,15	0,14-0,38	0,08-4,37	1,20-72,33
	0,08 \pm 0,06	0,30 \pm 0,10	2,22 \pm 1,77	28,63 \pm 27,87
S3	0,02-0,70	0,007-3,16	0-4,37	2,17-14,31
	0,22 \pm 0,29	1,44 \pm 1,51	2,22 \pm 1,92	7,94 \pm 4,88

Cadmium

La concentration du cadmium (Cd) chez l'enteromorphe se situe entre 0,02 à 0,70 mg/kg avec une concentration moyenne de $0,22 \pm 0,29$ de poids sec en mg/kg, la concentration moyenne est élevée dans la station S3 par rapport à S1 et S2. La teneur moyenne en cadmium bioaccumulée par l'enteromorphe dépasse les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de 0,2 mg/kg de poids sec **F.A.O., (1994)**. Ceci témoigne également que ces teneurs en cadmium dépassent les normes officielles des communautés Européennes (NOCE) qui fixent un seuil de 0,05 mg/kg de poids sec chez les algues, herbes comestibles **NOCE (2001)**. Des travaux anciens de **Stenner et al. (1975)** présentent des concentrations en cadmium de 0,8 à 7,4 mg/kg de poids sec accumulées chez le « *Fucus Sp.* » et 0,5 à 4,1 mg/kg de poids sec chez les Enteromorphes « *Enteromorpha Sp.* », nous constatons le même effet de bioaccumulation dans d'autres travaux des côtes Italiennes, d'après **Campanella et al. (2001)**, une concentration moyenne en cadmium de 0,29 mg/kg de poids sec chez les ulves, et selon **Storelli et al. (2001)** de 0,20 mg/kg de poids sec chez « *Ulva lactuca* » qui varie de 0,14 à 0,60 mg/kg de poids sec, sur les côtes marocaines d'après **Kaimoussi et al. (2004-2005)**, les concentrations accumulées chez le « *Fucus spiralis* » varie à une concentration de 0,84 à 5,20 mg/kg de poids sec et une concentration moyenne de 2,41 mg/kg de poids sec, Des travaux bien récents de **Marcelo et al. (2003)** sur « *Posidonia pavonica* » des côtes Italiennes qui témoignent le rang normal de bioaccumulation de cadmium de l'ordre de 0,24 à 1,66 mg/kg de poids sec. C'est donc, dans cette réalité qu'on peut classer l'enteromorphe dans la même échelle des bioaccumulations des métaux traces par rapport à ces espèces, en effet, l'espèce en question accumule des concentrations nettement faibles dans les côtes West du littoral Algérien et reste l'espèce la plus

sensibilisée à une contamination métallique, manifestement comme bioindicateur de pollution métallique particulièrement en cadmium dans la plupart des côtes méditerranéennes **Kaimoussi, (2004)**. En-effet, l'enteromorphe en question manifeste une contamination par le cadmium dans la station S1(Béni-Saf) et la S2 (zone d'Honaine) selon les seuils limite de la (FAO, NOCE), la teneur en cadmium bioaccumulée est peut être attribué au milieu récepteur qui était contaminé par le cadmium.

Plomb

La concentration du plomb (Pb) chez l'enteromorphe se situe entre 0,007 et 3,16 mg/kg avec une concentration moyenne de $1,44 \pm 1,51$ mg/kg de poids sec, la concentration moyenne est élevée dans la station S3 par rapport à S1 et S2. La teneur moyenne en plomb bioaccumulée par notre espèce ne dépasse pas les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de 8,3 mg/kg de poids sec **F.A.O., (1994)**. Malgré que la teneur moyenne annuelle en plomb qui est de 1,44 mg/Kg de poids sec reste dans ces normes. Toutefois ces teneurs en plomb dépassent les normes officielles des communautés Européennes (NOCE) qui fixent un seuil de 0,1 mg/kg de poids sec chez les végétaux comestibles (**NOCE., 2001**).

Dans un travail effectué sur les côtes marocaines, Espagnoles et Portugaises, selon **Stenner et al. (1975)** ont trouvé que les algues vertes comme le « *Fucus Sp.* » peuvent accumuler le plomb jusqu'à 5 à 13 mg/kg de poids sec, 4 à 22 mg/kg de poids sec chez les Enteromorphes « *Enteromorpha Sp.* », et jusqu'à 10 mg/kg de poids sec chez les ulves « *Ulva lactuca* », les concentrations comparées avec d'autres travaux de la littérature témoignent des teneurs concernant les phanérogames marines de 8,1 à 18,8mg/kg, chez les algues de 2 à 165mg/kg, de 2,7 à 8,1mg/kg chez les poissons, de 2,7 à 147mg/kg et chez les échinodermes **Augier et al. (1980)**. Suivant les travaux sur les côtes méditerranéennes, nous permettent de réaliser que les enteromorphes peuvent accumuler le plomb à des concentrations très variables selon leur biotopes et qui peuvent être très élevées, ces résultats nous ont permis de classer, l'espèce en question « *Enteromorpha linza* » comme espèce bio-indicatrice de la pollution en plomb vue qu'elle est dans le rang de bioaccumulation **Y.B. Ho., (1987)** **Brown (1999)**. L'espèce étudiée manifeste une contamination par le plomb dans la station S3 de la zone de Béni-Saf selon le seuil limite de la **NOCE., (2001)**.

Cuivre

La concentration du cuivre (Cu) chez l'enteromorphe se situe entre 0,08 à 4,37 mg/kg avec une concentration moyenne de $2,22 \pm 1,77$ mg/kg de poids sec en mg/kg, la concentration moyenne est élevée dans la station S2 et S3 par rapport à la station S1. La teneur moyenne en cuivre bioaccumulée

par notre espèce ne dépasse pas les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de 6,9 mg/kg de poids sec **F.A.O., (1994)**. Des travaux antérieurs sur l'espèce en question, manifestent le même constat sur les côtes marocaines d'après **Kaimoussi et al (2004-2005)**, les concentrations accumulées chez les ulves varient de l'ordre de 5,5 à 21,5 mg/kg de poids sec et une concentration moyenne de 14,5 mg/kg de poids sec, et chez le « *Fucus spiralis* » une concentration de 4,1 à 11,5 mg/kg de poids sec et une concentration moyenne de 6,1 mg/kg de poids sec, on peut citer à travers ce rang de valeurs, que l'espèce n'est pas contaminée par le cuivre par rapport aux stations, et n'a pas été affectée par l'effet saisons. Toute fois le milieu récepteur a été contaminé par le cuivre, cela n'a manifestement pas affecté l'espèce étudiée (**Shiber, 1978 ; Wong, 1982**), les fluctuations saisonnières des teneurs en métaux dans les algues sont souvent observées et rapprochées à des variations saisonnières et le taux de croissance, vue que le cuivre représente un élément indispensable pour les activités biologiques de ces dernières **Pohl, (1993)** ce qui a été cité précédemment pour les ulves, cependant, les activités de croissance n'expliquent pas entièrement à elles seules la différence dans la variabilité saisonnière entre les métaux. Les variations saisonnières pourraient refléter aussi des changements temporels de la teneur des métaux dans l'eau de mer ambiante **Phillips, (1994)**, La teneur des métaux dans les macro-algues aquatiques est généralement basse durant les mois chauds, en raison des hauts taux de croissance, qui « diluent » les métaux accumulés **Pohl (1993)**. Dans le cas de notre enteromorphe, les demandes en cuivre se manifestent beaucoup plus dans les périodes et les mois chauds cela à partir du printemps et se dévoile dans la station S2 et S3 de la zone d'Honaine selon les besoins de l'espèce dans son milieu récepteur.

Zinc

La concentration du zinc (Zn) chez l'enteromorphe se situe entre 3,21 à 70 mg/kg avec une concentration moyenne de $30,38 \pm 26,91$ de poids sec en mg/kg, la concentration moyenne est élevée dans la station S1 et S2 par rapport à S3. La teneur moyenne en zinc biaccumulée par notre espèce dépasse les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de 24,8 mg/kg de poids sec **F.A.O., (1994)**. Les travaux effectués sur les côtes marocaines, Espagnoles et Portugaises, selon **Stenner et al. (1975)** ont trouvé que les algues vertes peuvent accumuler le zinc de 75 à 130 mg/kg de poids sec chez les enteromorphes « *Enteromorpha Sp.* », et 37,2 à 116,5 mg/kg de poids sec chez les algues, selon **Fuge et al.** le « *Fucus verniculosus.* » peut par contre accumuler près de 72,1 à 330,5 mg/kg de poids sec. D'autres travaux plus récentes dans les côtes Italiennes, témoignent des concentrations moyennes supérieures de 127,27 mg/kg de poids sec chez les ulves d'après **Storelli et al. (2001)**, et qui varie de 34,39 à 192,17 mg/kg de poids sec. D'autres, d'après **Marcelo et al. (2003)**, les concentrations en zinc sont fixées de 29,1 à 67,7 mg/kg de poids sec

chez les algues « *Posidonia pavonica* », selon les travaux de **Campanella et al. (2001)**, les concentrations moyennes en zinc sont fixées de 50 mg/kg de poids sec chez la laitue de mer, les résultats sur les travaux marocaines ont dévoilés des valeurs beaucoup plus élevées chez les ulves « *Ulva lactuca* » pouvant accumulées près de 96 à 306 mg/kg de poids sec et à une concentration moyenne de 163 mg/kg de poids sec selon **Kaimoussi et al. (2004-2005)**. Ces résultats ont permis de classer, suivant les travaux sur les côtes méditerranéennes la considération de l'espèce en question « *Enteromorpha linza* » comme l'espèce bio-indicatrice de la pollution en zinc, vue qu'elle est dans le rang de bioaccumulation **Y.B. Ho., (1987) Brown (1999)**. L'espèce étudiée manifeste une contamination par le zinc dans la station S1 zone de Béni-Saf, et la station S2 zone d'Honaine et légèrement dans la station S3 la zone du port d'Honaine selon le seuil limite de la **(FAO, 1994)**.

III-3-2-1. Etude comparative des moyennes : ANOVA chez *Enteromorpha linza*

- Significativités des teneurs métalliques

L'analyse de variance effectuée sur les teneurs en métaux lourds chez *Enteromorpha linza* provenant du site (S1), (S2), (S3) à travers le test de Levens (F) (Tableau 9) révèle que l'interaction entre les deux facteurs site et saison affecte significativement à ($p < 0,05$) pour l'ensemble des métaux excepté le cuivre.

Tableau N°9: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez *Enteromorpha linza* (mg/kg) de poids sec provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port de Honaine (S3).

	F(Site)	F(Saison)	F (Site*Saison)
Cd	8,09 [*]	24,59 ^{**}	3,18 [*]
Pb	38,75 ^{**}	12,05 ^{**}	3,81 [*]
Cu	0,93 ^{ns}	11,14 ^{**}	1,69 ^{ns}
Zn	6,01 [*]	23,28 ^{**}	3,32 [*]

Cd : cadmium ; Pb : plomb ; Cu : cuivre ; Zn : zinc,

(* : Significatif à $p < 0,05$) ; (** : très significatif à $p < 0,001$), (ns : non significatif)

ddl (site) degré de liberté:2,33 ; ddl (saison) : 3,32, ddl (site*saison) : 11,24

- Variations inter-sites

Le Post-Hoc chez l'enteromorphe, révèle une significativité inter stations dans l'ensemble des métaux notamment le cadmium, le plomb et le zinc à l'exception du cuivre à ($p < 0,05$), néanmoins le plomb reste significatif à ($p < 0,001$). La bioaccumulation des métaux s'observe significative par rapport aux stations étudiées à ($p < 0,05$). L'effet saison dévoile une significativité dans tous les métaux le plomb,

le cadmium, le cuivre et le zinc à ($p < 0,05$) et à ($p < 0,001$), l'effet combiné entre saison station, révèle une significativité semblable à ($p < 0,05$), pour le cadmium, le plomb et le zinc à l'exception du cuivre.

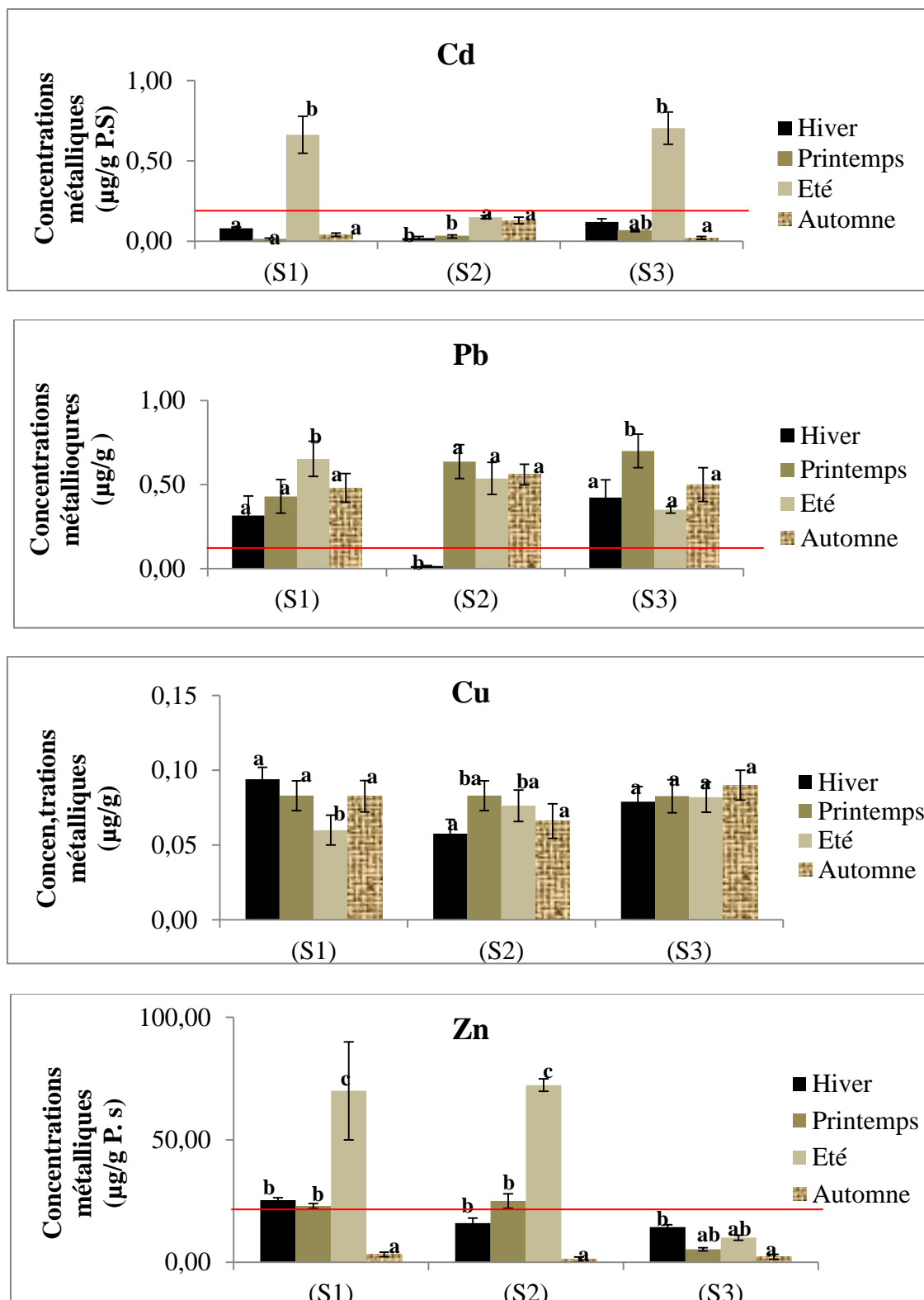
- Les teneurs saisonnières en cadmium chez l'enteromorphe varient également entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 0,66 mg/kg dans la station S1 à ($p < 0,05$), de 0,15 mg/kg dans la station S2, et de 0,70 mg/kg dans la station S3 et ceux dans la saison estivale suivant le test Duncan.

- Les teneurs saisonnières en plomb chez l'enteromorphe varient aussi entre les stations S1, S2 et S3, la valeur la plus hautement significative est celle retrouvée dans la station S3 de 3,16 mg/kg en été à ($p < 0,05$), cependant on ne retrouve aucune significativité des valeurs dans la station S1 et la station S2 suivant le test Duncan.

- Les teneurs saisonnières en cuivre varient également chez l'espèce entre les stations S1, S2, et S3, on observe une significativité des concentrations dans les stations à ($p < 0,05$), les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 3,00 mg/kg dans la station S1 en été, au printemps de 4,36 mg/kg dans la station S2, et de 4,36 mg/kg dans la station S3 suivant le test Duncan.

- Les teneurs saisonnières en zinc chez l'espèce varient entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 70,00 mg/kg en été dans la station S1 à ($p < 0,05$), et en été de 72,33 mg/kg dans la station S2, et en hiver de 14,31 mg/kg dans la station S3 suivant le test Duncan.

- On note d'après les résultats des variations saisonnières qui se sont manifestées chez l'enteromorphe observés dans les trois stations S1, S2 et S3, que la bioaccumulation des métaux cadmium, plomb, cuivre et le zinc dans le milieu varie en fonction du site et de la saison. Les valeurs en cadmium s'avèrent significatives dans la station d'Honaine S3 (été) et à Béni-Saf S1 (été) et celles du zinc dans la station d'Honaine S2 (été) et à Béni-Saf S1 (été). Suivant le test d'ANOVA, on témoigne que la zone de Béni-Saf S1 et S2 présente une pollution en zinc et dans les stations S1 et S3 en cadmium (été).



Le trait rouge indique les normes Européennes de la FAO., (1994)

Fig.10 : Variations saisonnières des teneurs métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn) en mg/kg (M.S) chez L'enteromorphe « *Enteromorpha linza* » prélevée au niveau des deux zones côtières de Béni-Saf et d'Honaine (littoral Ouest Algérien).

(Pour chaque paramètre, les lettres différentes indiquent des différences significatives (Test de Duncan : $p < 0,05$) entre les sites)

III-3-2-2. Analyse en composantes principales ACP chez *Enteromorpha linza*

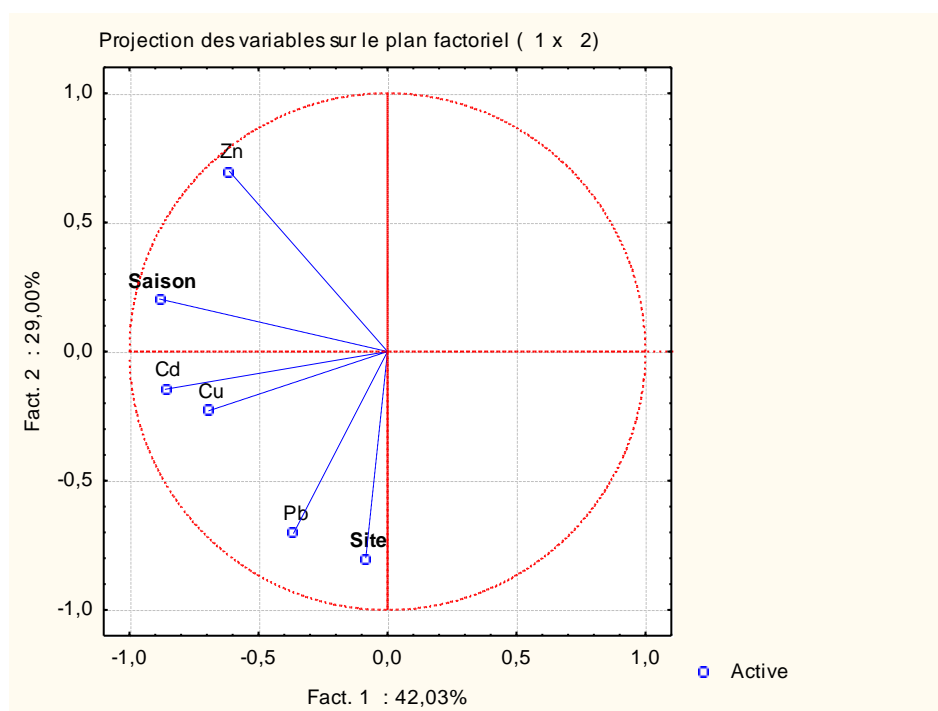


Fig.11:Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l’ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d’études chez « *Enteromorpha linza* » (avec répétabilités)

Tableau N°10:Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez l’Enteromorphe « *Enteromorpha linza* »du littoral Ouest Algérien.

Variables	Correlation (Enteromorpha.)			
	Cd Enteromorphe	Pb Enteromorphe	Cu Enteromorphe	Zn Enteromorphe
Cd Enteromorphe	1,000000	0,492601	0,508848	0,387808
Pb Enteromorphe	0,492601	1,000000	0,134811	-0,237493
Cu Enteromorphe	0,508848	0,134811	1,000000	0,169447
Zn Enteromorphe	0,387808	-0,237493	0,169447	1,000000

- La projection de l’ensemble des métaux lourds : cadmium, plomb, cuivre et le zinc chez l’enteromorphe dans les sites du littoral ouest de l’Algérie se présente sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) est illustrées par la figure 11.

Le cercle de corrélation formé par l’axe F1 et F2 montre 77.3 % de l’information totale.

Ces deux axes expliquent respectivement 42.03% et 29.00% d’inertie et décrivent bien les paramètres étudiés.

D'après la projection (Figure 8), nous pouvons conclure que la bioaccumulation du Cuivre est en liaison avec l'effet saison chez l'enteromorphe, les métaux de cadmium, le cuivre, plomb et le site sont corrélés négativement avec le zinc et la saison. Il n'y a aucune liaison entre le zinc avec l'effet saison et les autres métaux, et l'effet site chez l'espèce.

Sur l'axe F1 : on note la présence du zinc uniquement avec l'effet saison.

Sur l'axe F2 : il existe la présence du zinc, en liaison positive avec l'effet saison.

La présence l'ACP indique que la bioaccumulation des métaux lourds notamment le cuivre, cadmium et le plomb chez l'enteromorphe se manifeste avec l'effet site à défaut du zinc qui se manifeste avec la variation des saisons, comme le cuivre qui varie par rapport à la saison, et ceux suivant les activités biologiques de l'espèce dans son milieu récepteur.

IV-3-3. Etude des variations saisonnière des métaux lourds chez *Corallina officinalis*

Les teneurs en métaux lourds chez la Corallines ont calculés pour les trois stations, et présentées dans le tableau8.

Tableau N°11: Teneurs en métaux (mg/kg de poids sec) de la coralline (*Corallina officinalis*), récoltés sur le littoral Ouest des zones de Béni-Saf (S1) et d'Honaine (S2 et S3); (valeurs limites, moyenne \pm écart type).

	Cd	Pb	Cu	Zn
S1	0,02-0,63	0,01-0,78	0,02-4,80	6,00-86,67
	0,26 \pm 0,31	0,29 \pm 0,32	2,09 \pm 2,30	40,77 \pm 34,38
S2	0,01-0,62	0,01-0,82	1,02-2,17	25,37-78
	0,37 \pm 0,26	0,43 \pm 0,36	1,47 \pm 0,98	48,59 \pm 21,45
S3	0,12-0,43	0,63-4,20	0,02-2,40	1,60-52,78
	0,21 \pm 0,25	1,70 \pm 1,66	1,31 \pm 1,15	25,60 \pm 19,67

Cadmium

La concentration du cadmium (Cd) chez la coralline se situe entre 0,02 à 0,63 mg/kg avec une concentration moyenne de 0,26 \pm 0,31 de poids sec en mg/kg, la concentration moyenne est élevée dans la station S1 par rapport à S2 et S3. La teneur moyenne en cadmium bioaccumulée par la coralline ne dépasse pas les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient

des teneurs de 1,4 mg/kg de poids sec **FAO., (1994)**. Néanmoins ceci témoigne que ces teneurs en cadmium dépassent les normes officielles des communautés Européennes (NOCE) qui fixent un seuil de 0,05 mg/kg de poids sec chez les algues, herbes comestibles **NOCE., (2001)**, selon les travaux anciens de **Stenner et al. (1975)** sur les côtes espagnoles portuaires, les concentrations sur les algues vertes comme le « *Fucus Sp.* » peuvent accumuler le cadmium jusqu'à 0,8 à 7,4 mg/kg de poids sec, chez les Enteromorphes « *Enteromorpha Sp.* » 0,8 à 7,4 mg/kg de poids sec, 0,5 à 4,1 mg/kg de poids sec chez les ulves « *Ulva lactuca* », pour « *Chorda filum* » 0,7 mg/kg de poids sec, puis « *Chondrus crispus* » 4,9 mg/kg de poids sec, les « *Delessiria sanguinea* » 4,1 mg/kg de poids sec, comparées à celles des corallinacées (*Corallina officinalis*), les concentrations ne varient pas autant de 4,4 à 6,2 mg/kg de poids sec. Par ailleurs, celles des côtes Ouest algériennes d'aujourd'hui les concentrations se trouvent de 0,02 à 0,63 mg/kg de poids sec restent très faibles par rapport aux côtes espagnoles. C'est donc, dans cette réalité qu'on peut classer la coralline dans le rang de bioaccumulation des métaux traces, l'espèce la plus sensibilisée à une pollution métallique, manifestement comme bioindicatrice de pollution métallique particulièrement en cadmium dans les côtes Ouest méditerranéennes **Kaimoussi., (2004)**, l'espèce en question accumule d'avantage de cadmium dans la station S1 de Béni-Saf, cela ne varie pas autant dans les stations d'Honaine S2 et S3.

Plomb

- La concentration du plomb (Pb) chez la coralline se situe entre 0,63-4,20 mg/kg avec une concentration moyenne de $1,70 \pm 1,66$ mg/kg de poids sec, la concentration moyenne est élevée dans la station S3 par rapport à S1 et S2. La teneur moyenne en plomb bioaccumulée par notre espèce ne dépasse pas les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de 8,6 mg/kg de poids sec **FAO., (1994)**. Malgré que la teneur moyenne annuelle en plomb qui est de 1,70 mg/Kg de poids sec reste dans ces normes. Toutefois ces teneurs en plomb dépassent les normes officielles des communautés Européennes (NOCE) qui fixent un seuil de 0,1 mg/kg de poids sec chez les végétaux comestibles **NOCE., (2001)**. Des travaux antérieurs d'**Augier et al. (1977)** montrent des concentrations accumulées de 8,1 à 18,8 mg/kg de poids sec chez les phanérogames marines, 2 à 165 mg/kg de poids sec chez les algues dans les côtes méditerranéennes d'Europe, Dans un travail effectué sur les côtes marocaines, Espagnoles et Portugaises, selon **Stenner et al. (1975)** ont trouvé que les algues vertes comme le « *Fucus Sp.* » peuvent accumuler le plomb de 5 à 13 mg/kg de poids sec, 4 à 22 mg/kg de poids sec chez les Enteromorphes « *Enteromorpha Sp.* », et jusqu'à 10 mg/kg de poids sec chez les ulves « *Ulva lactuca* ». D'autres travaux plus récentes dans les côtes Italiennes, témoignes des concentrations moyennes beaucoup plus inférieurs de 0,84 mg/kg de poids sec chez les ulves d'après **Storelli et al. (2001)**, d'autres, d'après **Marcelo et al. (2003)**, les

concentrations en plomb sont fixées de 1,43 à 7,44 mg/kg de poids sec chez les algues « *Posidonia pavonica* », selon les travaux de **Campanella et al. (2001)**, Ces résultats ont permis de classer, suivant les travaux sur les côtes méditerranéennes la considération de l'espèce en question « *Corallina officinalis* » comme espèce bio-indicatrice de la pollution en plomb vue qu'elle est dans le rang de bioaccumulation **Y.B. Ho., (1987) ; Brown (1999)**. L'espèce étudiée manifeste une contamination par le plomb dans la station S1 de la zone de Béni-Saf selon le seuil limite de la (**NOCE**), mais aussi elle accumule d'avantage de plomb dans la station portuaire d'Honaine S3 que dans la station de Béni-Saf S1.

Cuivre

- La concentration du cuivre (Cu) chez la coralline se situe entre 0,02 à 4,80 mg/kg avec une concentration moyenne de $2,09 \pm 2,30$ de poids sec en mg/kg, la concentration moyenne est élevée dans la station S1 par rapport à la station S2 et S3. La teneur moyenne en cuivre biaccumulée par notre espèce dépasse légèrement les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de 4,5 mg/kg de poids sec **FAO., (1994)**. Des travaux antérieurs sur l'espèce en question, manifestent une légère augmentation de la concentration en plomb sur les côtes marocaines d'après **Kaimoussi et al. (2004-2005)**, les concentrations accumulées chez les ulves varient de l'ordre de 5,5 à 21,5 mg/kg de poids sec et une concentration moyenne de 14,5 mg/kg de poids sec, et chez le « *Fucus spiralis* » une concentration de 4,1 à 11,5 mg/kg de poids sec et une concentration moyenne de 6,1 mg/kg de poids sec, Dans un travail effectué sur les côtes Espagnoles, selon **Stenner et al. (1975)** a trouvé que les algues vertes comme « *Ulva lactuca* » peuvent accumuler le cuivre allant de 5,5 à 31 mg/kg de poids sec, on peut citer à travers ce rang de valeurs pour le cuivre, que l'espèce n'est pas contaminée par ce dernier par rapport aux stations, et n'a pas été affectée par l'effet saisons. Toute fois le milieu récepteur a été contaminé par le cuivre, cela n'a manifestement pas affecté l'espèce étudiée [41-42], Dans le cas de la coralline, les demandes en cuivre se manifestent beaucoup dans la station S1 de la zone de Béni-Saf S1 qu'à Honaine S2, S3 et ceux selon les besoin de l'espèce dans son milieu récepteur.

Zinc

-La concentration du zinc (Zn) chez la coralline se situe entre 6,00-86,67 mg/kg avec une concentration moyenne de $40,77 \pm 34,38$ en mg/kg de poids sec, la concentration moyenne est élevée dans la station S1 par rapport à S2 et S3. La teneur moyenne en zinc biaccumulée par notre espèce dépasse les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par la FAO qui prévoient des teneurs de 33 mg/kg de poids sec **FAO., (1994)**. Les travaux effectués sur les côtes marocaines,

Espagnoles et Portugaises, selon **Stenner, Fuge, Storelli, Marcelo, Campanella et Kaimoussi cités précédemment**, ont trouvé que les algues vertes peuvent accumuler des concentrations variables selon la qualité du milieu qu'elles occupent, d'autres constats dévoile suivant la littérature, des concentrations en zinc allant de 6,6 à 358 mg/kgde poids sec chez les algues, et chez les phanérogames marines 37,2 à 116,5 mg/kgde poids sec, Ces résultats nous ont permis de classer, suivant les travaux sur les côtes méditerranéennes la considération de l'espèce en question « *Corallina officinalis* » comme l'espèce bioindicatrice de la pollution en zinc, vue qu'elle est dans le rang de bioaccumulation **Y.B. Ho., (1987) ; Brown (1999)**. L'espèce étudiée manifeste une contamination par le zinc dans la station S1 zone de Béni-Saf, la station S2 zone d'Honaine et diminue dans la station S3 la zone du port d'Honaine selon le seuil limite de la (FAO, 1994).

IV-3-3-1. Etude comparative des moyennes ANOVA chez *Corallina officinalis*

- Significativités des teneurs métalliques

L'analyse de variance effectuée sur les teneurs en métaux lourds chez *Corallina officinalis* provenant du site (S1), (S2), (S3) à travers le test de Fisher (F) (Tableau 12) révèle que l'interaction entre les deux facteurs site et saison affecte très significativement à ($p < 0,001$) pour le cadmium.

Tableau N°12: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez *Corallina officinalis* (mg/kg) de poids sec provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port d'Honaine (S3).

	F(Site)	F(Saison)	F (Site*Saison)
Cd	0,82 ^{ns}	3,82 [*]	9,16 ^{**}
Pb	15,05 ^{**}	14,12 ^{**}	3,19 [*]
Cu	14,28 ^{**}	2,97 [*]	1,14 ^{ns}
Zn	5,19 [*]	6,50 [*]	2,19 ^{ns}

Cd : cadmium ; Pb : plomb ; Cu : cuivre ; Zn : zinc,
 (* : Significatif à $p < 0,05$) ; (** : très significatif à $p < 0,001$), (ns : non significatif)
 ddl (site) degré de liberté:2,33 ; ddl (saison) : 3,32, ddl (site*saison) : 11,24

- Variations inter-sites

Le Post-Hoc chez la coralline, révèle une significativité inter stations dans l'ensemble des métaux notamment le plomb, le cuivre et le zinc à ($p < 0,05$), néanmoins le cadmium n'est pas significatif. La bioaccumulation des métaux s'observe significative par rapport aux stations étudiées à ($p < 0,05$). L'effet saison dévoile une significativité dans tous les métaux le plomb, le cadmium, le cuivre et le zinc à ($p < 0,05$), le plomb reste significatif à ($p < 0,001$), l'effet combiné entre saison station, révèle une

significativité uniquement pour cadmium et plomb à ($p < 0,05$) ce n'est pas le cas pour le cuivre et le zinc.

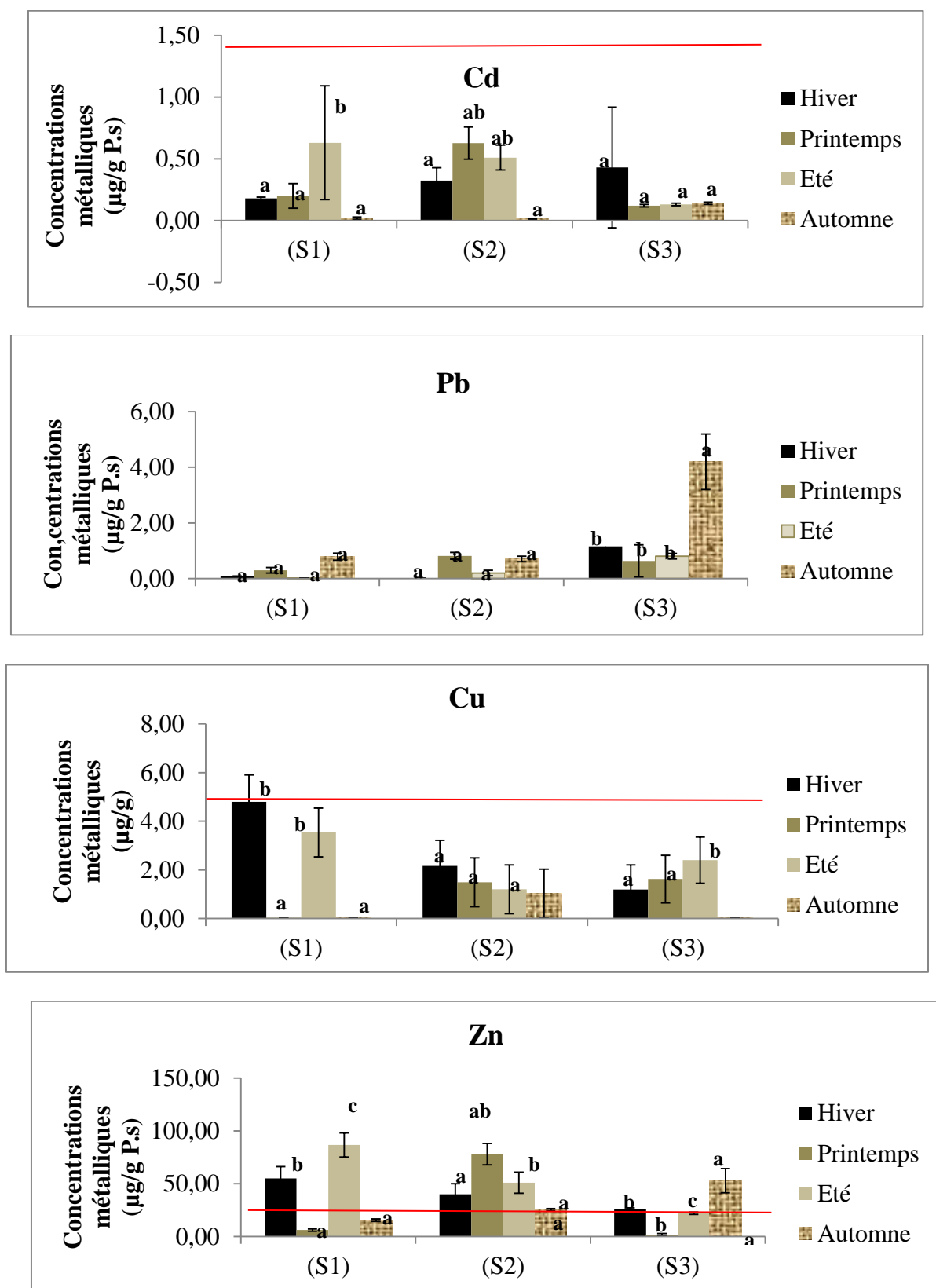
- Les teneurs saisonnières en cadmium chez la coralline varient entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 0,63 mg/kg en été dans la station S1, et de 0,62 mg/kg dans la station S2 à ($p < 0,05$), cependant on ne retrouve aucune significativité dans la station S3 suivant le test Duncan.

- Les teneurs saisonnières en plomb chez l'enteromorphe varient aussi entre les stations S1, S2 et S3, la valeur la plus hautement significative est celle retrouvée uniquement dans la station S3 de 1,15 mg/kg en hiver à ($p < 0,05$), cependant on ne retrouve aucune significativité des valeurs dans la station S1 et la station S2 suivant le test Duncan.

-Les teneurs saisonnières en cuivre varient également chez l'espèce entre les stations S1, S2, et S3, on observe une significativité des concentrations dans les stations à ($p < 0,05$), les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 4,80 mg/kg dans la station S1 en hiver, et en été de 2,40 mg/kg dans la station S3, par contre il n'existe aucune significativité dans la station S2 suivant le test Duncan.

-Les teneurs saisonnières en zinc chez l'espèce varient entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 86,66 mg/kg en été dans la station S1 à ($p < 0,05$), et au printemps de 78,00 mg/kg dans la station S2, et en hiver de 26,00 mg/kg dans la station S3 suivant le test Duncan.

- On note d'après les résultats des variations saisonnières qui se sont manifestées chez la coralline observés dans les trois stations S1, S2 et S3, que la bioaccumulation du plomb et du cadmium dans son milieu, varie en fonction de l'effet combiné site-saison, aussi la valeur du zinc s'est révélée hautement significative dans la station de Béni-Saf (S1), ceci dévoile une contamination par le zinc dans la station S1 en été, la valeur en plomb s'est révélée significative dans la station S1, et pour le cadmium dans la station S3. Suivant le test d'ANOVA, on témoigne que la zone de Béni-Saf S1 présente une pollution en zinc, et légèrement en cadmium, la teneur en plomb reste légèrement importante dans la station S3.



Le trait rouge indique les normes Européennes de la FAO., (1994)

Fig.12 : Variations saisonnières des teneurs métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn) en mg/kg (M.S) chez La coralline « *Corallina officinalis* » prélevée au niveau des deux zones côtières de Béni-Saf et d’Honaine (littoral Ouest Algérien).

(Pour chaque paramètre, les lettres différentes indiquent des différences significatives (test de Duncan : $p < 0,05$) entre les sites)

IV-3-3-2. Analyse en composantes principales : ACP

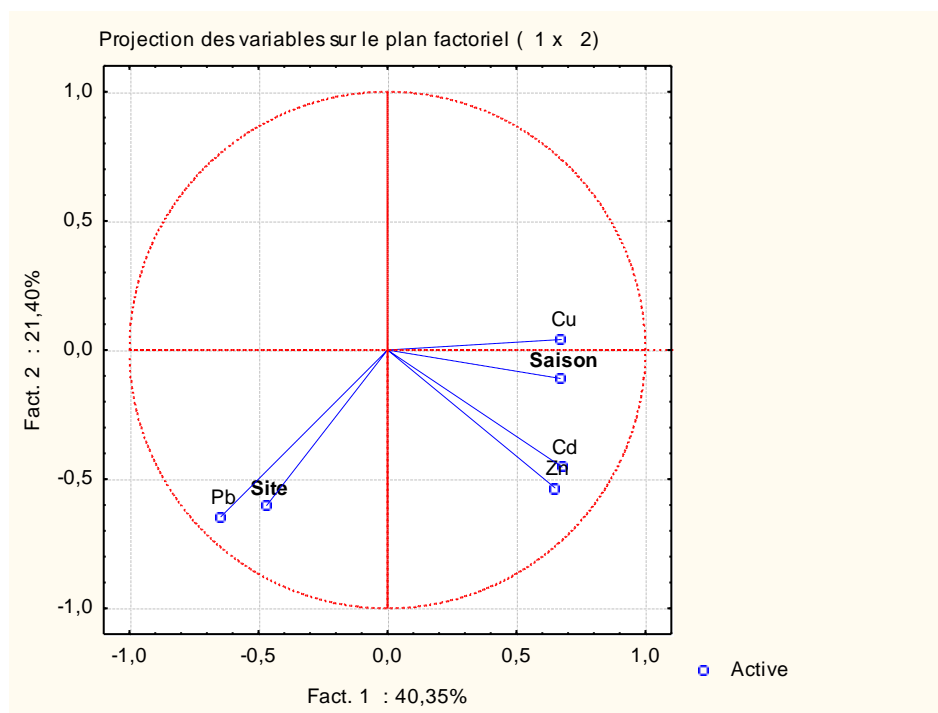


Fig.13: Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l’ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d’études chez « *Corallina officinalis* » (avec répétabilités)

Tableau N°13:Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez la Coralline « *Corallina officinalis* »du littoral Ouest Algérien.

Variables	Correlation (Coralina)			
	Cd Corallina	Pb Corallina	Cu Corallina	Zn Corallina
Cd Corallina	1,000000	-0,252574	0,143491	0,553172
Pb Corallina	-0,252574	1,000000	-0,375193	0,055135
Cu Corallina	0,143491	-0,375193	1,000000	0,477969
Zn Corallina	0,553172	0,055135	0,477969	1,000000

- La projection de l’ensemble des métaux lourds : cadmium, plomb, cuivre et le zinc chez la coralline dans les sites du littoral ouest de l’Algérie se présente sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) est illustrées par la figure 9.

Le cercle de corrélation formé par l’axe F1 et F2 montre 75.0 % de l’information totale.

Ces deux axes expliquent respectivement 40.35% et 21.40% d’inertie et décrivent bien les paramètres étudiés.

D'après la projection (Figure 13), nous pouvons conclure que la bioaccumulation du Cuivre est en liaison avec lui-même chez la coralline, par contre le cadmium, le zinc et la saison sont en liaison positives. Ceci dit le cuivre avec ces derniers sont corrélés négativement.

Sur l'axe F1 : on note la présence du cuivre uniquement, et le cadmium, le zinc en liaison avec la saison.

Sur l'axe F2 : il existe la présence du plomb, en liaison négative avec le site.

La présence l'ACP indique que la bioaccumulation des métaux lourds notamment le cadmium et le zinc chez la coralline varie avec la saison à défaut du plomb, ceci se rapporte aux besoins de l'espèce en cuivre et en zinc et ces activités biologiques dans son milieu récepteur, la variation du cadmium qui représente un effet toxique reste corrélé avec le temps manifeste un effet contaminant.

- Application de l'ACP chez les trois algues

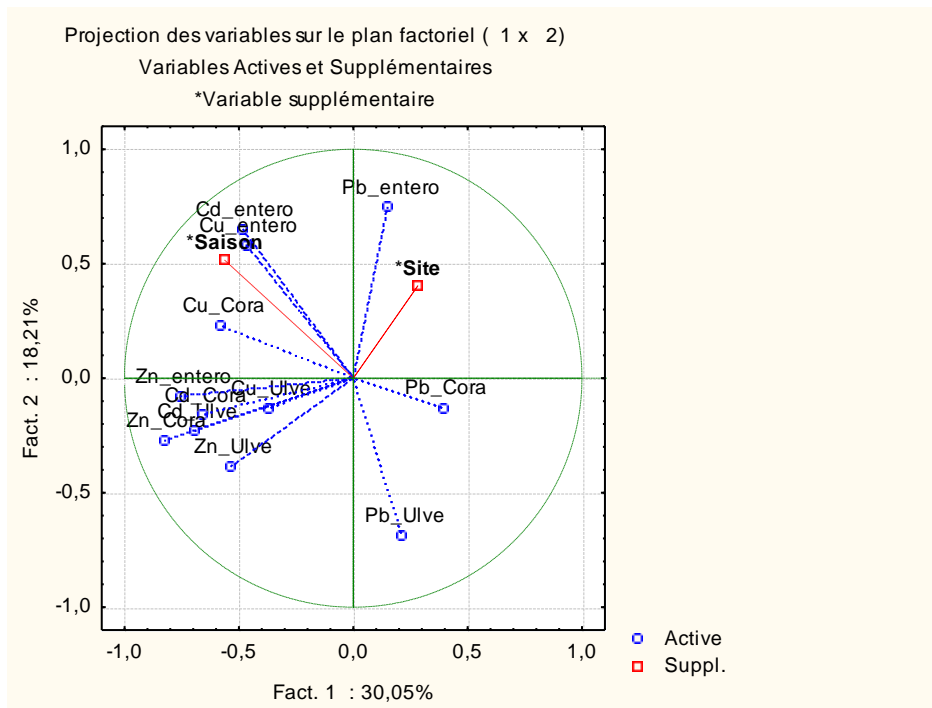


Fig.14 : Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études chez l'Ulve, l'Enteromorphe et la Coralline (avec répétabilité)

Tableau N°14:Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez les algues « *Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*, *Corallina officinalis* » du littoral Ouest Algérien.

Variables	Correlation (algues)											
	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn
	Ulve	Ulve	Ulve	Ulve	Entero	Entero	Entero	Entero	Cora	Cora	Cora	Cora
Cd Ulve	1,000	0,044	0,209	0,415	0,247	-0,319	0,434	0,406	0,363	-0,076	0,084	0,630
Pb Ulve	0,044	1,000	-0,218	0,236	-0,232	-0,272	-0,604	-0,053	-0,169	0,220	-0,120	0,037
Cu Ulve	0,209	-0,218	1,000	0,252	-0,173	-0,139	0,277	0,111	0,300	-0,101	0,058	0,262
Zn Ulve	0,415	0,236	0,252	1,000	0,048	-0,095	-0,129	0,222	0,216	-0,296	0,432	0,501
Cd Entero	0,247	-0,232	-0,173	0,048	1,000	0,493	0,509	0,388	0,128	-0,180	0,442	0,260
Pb Entero	-0,319	-0,272	-0,139	-0,095	0,493	1,000	0,135	-0,237	-0,194	0,012	0,193	-0,283
Cu Entero	0,434	-0,604	0,277	-0,129	0,509	0,135	1,000	0,169	0,153	-0,008	0,153	0,260
Zn Entero	0,406	-0,053	0,111	0,222	0,388	-0,237	0,169	1,000	0,522	-0,393	0,364	0,603
Cd Cora	0,363	-0,169	0,300	0,216	0,128	-0,194	0,153	0,522	1,000	-0,253	0,143	0,553
Pb Cora	-0,076	0,220	-0,101	-0,296	-0,180	0,012	-0,008	-0,393	-0,253	1,000	-0,375	0,055
Cu Cora	0,084	-0,120	0,058	0,432	0,442	0,193	0,153	0,364	0,143	-0,375	1,000	0,478
Zn Cora	0,630	0,037	0,262	0,501	0,260	-0,283	0,260	0,603	0,553	0,055	0,478	1,000

- La projection de l'ensemble des métaux lourds : cadmium, plomb, cuivre et le zinc chez les algues à savoir : l'Ulve, l'Enteromorphe et la Coralline dans les sites de Béni-Saf et d'Honaine se présente sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) est illustrées par la figure 10.

Le cercle de corrélation formé par l'axe F1 et F2 montre 80,2 % de l'information totale.

Ces deux axes expliquent respectivement 18.21% et 30.05% d'inertie et décrivent bien les paramètres étudiés.

D'après la projection (Figure 10), nous pouvons conclure que la bioaccumulation du plomb est en liaison avec l'enteromorphe et le site, par contre le cuivre est en liaison avec l'enteromorphe et la saison, on trouve une autre liaison du cadmium avec l'enteromorphe et le cuivre avec l'ulve et la coralline. Ceci dit la bioaccumulation du plomb varie en fonction du site chez l'enteromorphe, l'ulve et la coralline, ces derniers sont corrélés négativement avec la bioaccumulation du cuivre, cadmium, le zinc et la saison.

Sur l'axe F1 : on note la présence du plomb avec la coralline, l'enteromorphe et le site, également le cuivre avec l'enteromorphe, aussi la présence de la saison, une liaison du cadmium avec l'enteromorphe, le cuivre avec l'ulve et la coralline.

Sur l'axe F2 : il existe la présence du plomb en liaison avec l'ulve, le cadmium avec la coralline, le zinc avec l'enteromorphe et la coralline et l'ulve.

La présence l'ACP indique que la bioaccumulation du plomb chez l'enteromorphe et la coralline varie en fonction du site, la bioaccumulation du cadmium chez la coralline est corrélée négativement avec la saison à défaut de l'enteromorphe, la bioaccumulation du cuivre chez l'ulve est corrélé avec la saison, celle du zinc est corrélé négativement avec la saison chez l'enteromorphe, coralline et l'ulve.

On conclusion, nous pouvons témoigner que les algues vertes sont susceptibles de bioaccumuler le plomb selon le résultat significatif de l'effet combiné entre site-saison, c'est aussi le cas pour l'algue rouge « *Coralina officinalis* », celle-ci bioaccumule également le cadmium qui donne un résultat très significatif à $P < 0,001$. L'effet site-saison favorise et influe dans la bioaccumulation des métaux notamment le cadmium qui se manifeste très significativement chez la coralline mais le test de Fisher reste significatif pour le plomb chez les ulves et les enteromorphes, le zinc et le cuivre reste significatif par rapport à l'effet saison chez les algues vertes et l'algue rouge, la bioaccumulation du zinc reste significatif par rapport au site chez l'ensemble des algues.

Nous pouvons attribuer ceci, par rapport aux activités biologiques des algues dans leur propre milieu récepteur, la bioaccumulation des métaux notamment le plomb, cadmium et le zinc varie en fonction du site de prélèvements, pouvant représentés un effet toxique chez nos algues, particulièrement le plomb et le zinc.

V-4 Présentation et l'étude des variations de dosages de métaux lourds ; Cd, Cu, Zn et Pb chez *Patella ferruginea*

La figure 15 montre les résultats des analyses des éléments métalliques (Cd, Pb, Cu, et le Zn) chez *Patella ferruginea*, obtenus à partir d'un grand nombre d'échantillon analysé par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) sur une durée d'un an (2011-2012). Nous comparons les concentrations métalliques saisonnières dans chaque station S1, S2, S3 dans la région de Béni-Saf (S1) et d'Honaine (plage ; S2 et Honaine port ; S3).

La ligne horizontale dans chacune des figures indique la valeur moyenne de références chez le mollusque « *Patella ferruginea* » et pour chaque élément d'après la (NOCE, 2002) : norme officielles des communautés Européennes.

Les teneurs en métaux lourds chez la patelle sont calculés pour les trois stations, et présentées dans le tableau 15.

Tableau N°15: Teneurs en métaux (mg/kg de poids frais) du mollusque (*Patella ferruginea*), récoltés sur le littoral Ouest des zones de Béni-Saf (S1) et d'Honaine (S2 et S3); (valeurs limites, moyenne \pm écart type).

	Cd	Pb	Cu	Zn
S1	0,091-0,38	0,001-0,59	0,3-2,16	18,01-82,63
	0,19 \pm 0,01	0,20 \pm 0,02	0,92 \pm 0,07	39,55 \pm 2,53
S2	0,006-0,34	0,0012-2,06	0,025-0,58	22,15-131,8
	0,12 \pm 0,01	0,69 \pm 0,08	0,21 \pm 0,02	58,7 \pm 4,30
S3	0,04-0,24	0,01-3,83	0,01-0,61	0,04-101,26
	0,11 \pm 0,01	1,28 \pm 0,15	0,21 \pm 0,02	33,78 \pm 3,97

Cadmium

Les teneurs saisonnières en cadmium bioaccumulées chez le mollusque « *Patella ferruginea* », au niveau des trois stations, sont faibles et montrent une uniformité au niveau des concentrations, durant les différentes saisons (voir figure 6). La teneur la plus élevée est trouvée en automne, égale à 0,38 mg/kg de poids frais et ce au niveau de la station S1, à proximité du collecteur C1 de la zone côtière de Béni-Saf (tableau 5). La teneur moyenne annuelle en cadmium dans la chaire était de 0,19 mg/kg de poids frais. Ce résultat est en accord avec des travaux effectués sur la *Patella caerulea* qui ont trouvé que cette espèce bio-accumule 0,45 mg/kg de poids frais en cadmium. Alors dans ce cas-là, les limites de la bioaccumulation varient entre 0,15 à 0,75 mg/kg de poids frais en cadmium **Pastor, (1994)**. D'autres travaux de **Boyden (1977)** montrent qu'en général, la bioaccumulation chez les patelles en cadmium varie entre $1,37 \cdot 10^{-3}$ et $2,05 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.mm de poids frais. La teneur en cadmium bioaccumulée par notre espèce ne dépasse pas les normes des zones côtières méditerranéennes, prescrites par l'OMS qui prévoient des teneurs de 2 mg/kg de poids frais **Martin, (1983) ; F.A.O., (1994)**. Toutefois, cette teneur en cadmium bioaccumulée chez le mollusque reste tolérable par rapport aux normes officielles des communautés Européennes (NOCE) qui fixent un niveau seuil de 1,0mg/kg de poids frais chez les mollusques **NOCE, (2001)**. Chez notre « *Patella ferruginea* », la teneur en cadmium bioaccumulée est peut être attribué au milieu récepteur qui était contaminé par le cadmium et à la taille des individus de l'espèce (maturité). Ceci a été montré par des travaux réalisés sur la bioaccumulation du cadmium, chez *Patella vulgata* au niveau de la côte du canal France- Angleterre, qui varie entre 3,6 et 5,3 mg/kg du poids frais et par rapport à une taille moyenne des espèces de 2 à 3 cm **Cravo, (2005)**.

Plomb

La quantification saisonnière en plomb chez le mollusque, a montré des teneurs très élevées dans les stations S2 et S3 (tableau 5). Deux pics ont été observés dans la station S3 (port d'Honaine) en printemps et en été respectivement à 3,83 mg/kg et à 2,51 mg/kg de poids frais (figure 7). Ces teneurs en plomb sont nettement supérieures à la norme prescrites par l'OMS qui prévoit une teneur de 2 mg/kg de poids frais [38-39]. Malgré que la teneur moyenne annuelle en plomb qui est de 1,28 mg/Kg de poids frais reste dans ces normes. Toutefois ces teneurs en plomb dépassent les normes officielles des communautés Européennes (NOCE) qui fixent un seuil de 1,0 mg/kg de poids frais chez les mollusques **NOCE, (2001)**. Dans un travail effectué sur les côtes Espagnoles, **Parstor et al.** ont trouvé que le mollusque «*Patella caerulea* » a bioaccumulé 0,98mg/kg de poids frais **Parstor, (1994)**. Ils l'on considérée comme bioindicateur de la pollution en plomb vue qu'elle est dans le rang de bioaccumulation (0,67-1,29). La bioaccumulation de notre espèce étudiée «*Patella ferruginea* » est dans le rang des concentrations en plomb, donné par «*Patella caerulea* » ce qui montre que cet animal marin est un bioindicateur de pollution en plomb dans la zone prospectée notamment Honaine (S3). Un travail réalisé par **Boyden (1977)** a montré que la patelle peut bioaccumuler des traces de plomb à $0,75 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.mm en fonction de sa taille.

Ce constat est peut être attribué au milieu récepteur qui était contaminé par le plomb dans la zone portuaire (S3), et à la taille des individus de l'espèce (maturité). Les échanges qui se produisent entre un organisme aquatique et son milieu s'accumulent au niveau de sa chair et se réalisent à travers les épithéliums branchiaux tégumentaires ou digestifs, les éléments absorbent passent dans le milieu intérieur sont stockés et concentrés dans les organes ou les tissus cible tels que la glande digestive, le muscle, la gonade ou des tissus de soutien tel que chez l'oursin «*Paracentrotus lividus* » **Chafi, (1995)**.

Cuivre

Les teneurs saisonnières en cuivre, identifiées chez «*Patella Ferruginea* », présentent deux pics dans la station S1 (Béni-Saf) en printemps et en automne respectivement à 2,16 mg/kg et à 1,49 mg/kg de poids frais (figure 8). Alors que la teneur moyenne annuelle en cuivre est de 0,92 mg/Kg de poids frais (tableau 5). Les teneurs en cuivre dans les différentes stations sont nettement inférieures à la norme de l'OMS qui prévoit une concentration seuil de 30 mg/kg de poids frais (**Martin 1983 ; F.A.O., 1994**). Ces résultats ne reflètent pas réellement les concentrations élevées en cuivre dans le milieu récepteur. Nos résultats sont similaires à ceux trouvés par **Bergasa et al. (2006)** Sur les côtes des îles Canaries, qui ont montré que l'espèce «*Patella Piperata*» a bioaccumulé 2,051 mg/kg de poids frais. Dans un autre travail sur les côtes Italiennes, **Cubadda et al. (2001)** a pu identifier une

quantité de 1,67 mg en cuivre par un kilogramme de l'espèce «*Patella caerulea*» frais. Malgré que les quantités en cuivre bioaccumulées par ces différentes espèces, qui sont inférieures par rapport aux normes, les auteurs suggèrent que ces espèces sont considérées comme biomarqueurs de pollution cuivrique. Donc notre espèce «*Patella ferruginea* » l'est aussi. Ceci est argumenté par **Boyden (1977)** qui montre que la patelle peut bioaccumuler des traces de cuivre à $0,73.10^{-3}$ mg/kg.mm en fonction de sa taille. En effet, le cuivre est un oligoélément indispensable à la constitution des organismes aquatiques, il intervient dans le métabolisme ou dans des fonctions physiologiques précises, il représente un constituant des pigments respiratoires des mollusques et des crustacés **Chassard-Bouchaud (1994)**

Zinc

Les concentrations saisonnières en zinc chez le mollusque «*Patella ferruginea* », ont montré des valeurs inférieures dans toutes les stations. Deux pics ont été observés dans les stations S2 et S3 respectivement à 131 mg/kg de poids frais (saison d'automne) et à 101 mg/kg de poids frais (saison de printemps) (figure 9). Ce résultat est peut être attribué à l'augmentation des rejets d'eaux usées urbaines provenant du village Ouled Youcef, au moment de la saison estivale. Aussi, le dépôt du zinc durant les travaux de dragage et d'installation de l'unité de dessalement de l'eau de mer, depuis l'année 2008, pourrait être derrière une telle bioaccumulation zincique par notre mollusque. Les résultats trouvés ne reflètent pas la qualité du milieu récepteur qui était pollué en zinc. Cependant, la teneur moyenne annuelle bioaccumulée en zinc est de 58,7 mg/Kg de poids frais (tableau 5). Ces résultats ne sont pas alarmants, puisque la teneur en zinc n'a pas dépassé les normes prescrites par l'OMS qui prévoient des teneurs de 1000 mg/kg de poids frais (**Martin 1983 ; F.A.O., 1994**). Les travaux de **Hamed et al., (2006)** effectués sur les côtes Egyptiennes en utilisant le mollusque «*Patella caerulea*», ont montré que l'espèce mise en jeu a bioaccumulée **123,95** mg/kg de poids frais. Par contre **Cubadda et al. (2001)** ont trouvé que leur mollusque «*Patella caerulea*» a bioaccumulée que **3,9** mg/kg de poids frais, en inspectant les côtes Italiennes **Hamed et al., (2006)**. Au vue de ceci, notre espèce «*Patella ferruginea* » est considérée comme bioindicateur de la pollution zincique notamment dans la station S2 (Honaine plage). En effet, **Boyden** a montré que la patelle peut bioaccumuler des traces de zinc allant de 0,84 à 0,93mg/kg.mm en fonction de sa taille **Boyden, (1977)**.

On constate que, les saisons les plus affectées par la bioaccumulation des métaux lourds chez «*Patella ferruginea* » sont l'automne et l'été pour l'assimilation du cadmium et du plomb. Par contre le cuivre est assimilé tout au long de l'année beaucoup plus au printemps qu'automne. Tandis que la bioaccumulation zincique se manifeste autant qu'en automne et printemps qu'en hiver et été. Ceci est

peut être attribué aux changements temporels des teneurs métalliques en fonction des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et du cycle de reproduction chez « *Patella ferruginea* » qui se développe au printemps et en été, et atteint sa maturité sexuelle en automne afin de se reproduire **Chafi, (1995)**.

V-4-1. Etude comparative des moyennes : ANOVA chez *Patella ferruginea*

- Significativités des teneurs métalliques

L'analyse de variance effectuée sur les teneurs en métaux lourds chez le mollusque *Patella ferruginea* provenant du site (S1), (S2), (S3) à travers le test de Levens (F) (Tableau 16) révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte significativement à ($p < 0,05$) uniquement pour le plomb.

Tableau N°16: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez le mollusque *Patella ferruginea* (mg/kg) de poids frais provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port d'Honaine (S3).

	F(Site)	F(Saison)	F (Site*Saison)
Cd	23,39 ^{**}	6,44 [*]	2,13 ^{ns}
Pb	1,99 ^{ns}	2,93 [*]	6,56 [*]
Cu	2,47 ^{ns}	1,17	1,76 ^{ns}
Zn	3,59 [*]	5,29 [*]	2,03 ^{ns}

Cd : cadmium ; Pb : plomb ; Cu : cuivre ; Zn : zinc,
 (* : Significatif à $p < 0,05$) ; (** : très significatif à $p < 0,001$), (ns : non significatif)
 ddl (site) degré de liberté:2,33 ; ddl (saison) : 3,32, ddl (site*saison) : 11,24

- Variations inter-sites

Le Post-Hoc chez la patelle, révèle une significativité inter stations pour le cadmium et le zinc à ($p < 0,05$), à l'exception du plomb et le cuivre, le même effet s'observe à ($p < 0,001$) pour le cadmium uniquement celui-ci est significatif par rapport au site de prélèvement. L'effet saison reste significatif pour les trois métaux, le cadmium, le plomb et le zinc à ($p < 0,05$), le cuivre n'est pas significatif avec le facteur saison, l'ensemble des métaux ne représente aucune significativité avec les saisons à ($p < 0,001$), l'effet combiné site saison, ne témoigne aucune significativité pour le cadmium, le cuivre et le zinc, à défaut du plomb qui s'observe significatif à ($p < 0,05$).

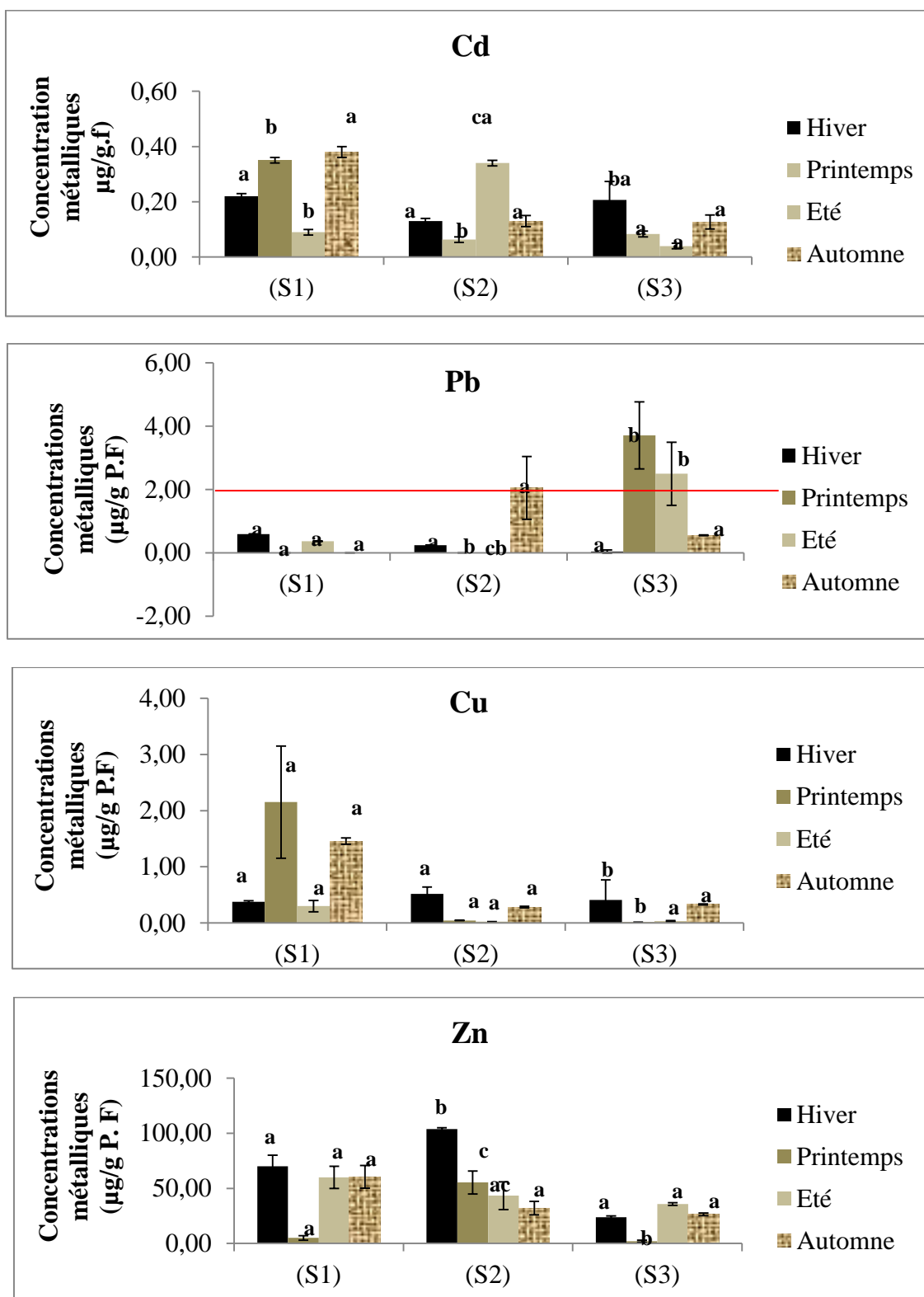
- Les teneurs saisonnières en cadmium chez la patelle varient entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 0,73 mg/kg en été dans la station S1, de 0,63 mg/kg au printemps dans la station S2 et de 0,060 mg/kg dans la station S3 à ($p < 0,05$), suivant le test Duncan.

- Les teneurs saisonnières en plomb chez la patelle varient uniquement entre les stations S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles retrouvées en été de 0,32 mg/kg dans la station S2, et de 0,081 mg/kg au printemps dans la station S3 à ($p < 0,05$), cependant on ne retrouve aucune significativité des valeurs dans la station S1 suivant le test Duncan.

-Les teneurs saisonnières en cuivre ne varient pas autant chez l'espèce entre les stations S1, S2, et S3, on observe aucune significativité des concentrations dans les stations S1, S2 à ($p < 0,05$), néanmoins la valeur la plus hautement significative est celle de 3,30 mg/kg en hiver dans la station S3 suivant le test Duncan.

-Les teneurs saisonnières en zinc chez l'espèce varient entre les stations S1, S2 et S3, les valeurs les plus hautement significatives sont celles de 5,00 mg/kg au printemps dans la station S1, au hiver de 103,83 mg/kg dans la station S2, et au printemps de 2,00 mg/kg dans la station S3 à ($p < 0,05$) suivant le test Duncan.

-On note d'après les résultats des variations saisonnières qui se sont manifestées chez la patelle observés dans les trois stations S1, S2 et S3, que la bioaccumulation du cadmium et du zinc dans son milieu, varie en fonction des sites de prélèvements. L'effet site-saison, reste significatif uniquement pour le plomb dans la station d'Honaine (S3), ceci révèle une contamination par le zinc dans la station S2 en automne, et le plomb dans la station S3. Suivant le test d'ANOVA, on témoigne que la zone d'Honaine S3 présente une pollution en plomb dans la station S3.



Le trait rouge indique les normes Européennes de l’OMS., (1994)

Fig.15: Variations saisonnières des teneurs métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn) en mg/kg (M.F) chez La patelle « *Patelle ferruginea* » prélevée au niveau des deux zones côtières de Béni-Saf et d’Honaine (littoral Ouest Algérien).

(pour chaque paramètres, les lettres différentes indiquent des différences significatives (test de Duncan : $p < 0,05$) entre les sites)

V-4-2. Analyse en composantes principales : ACP

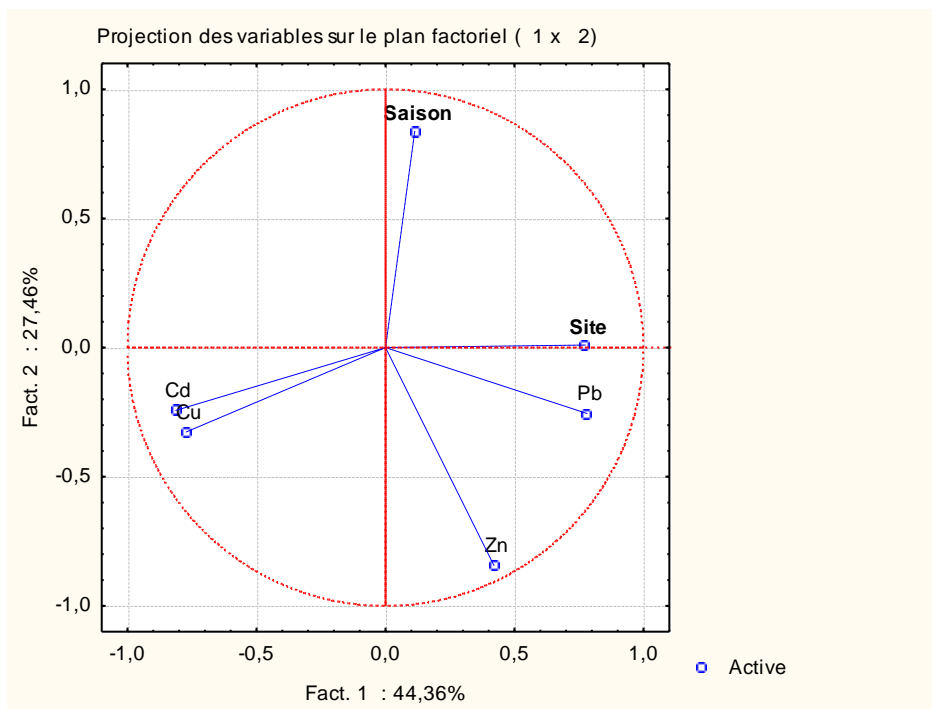


Fig.16:Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l’ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d’études chez le mollusque « *Patella ferruginea* » (avec répétabilités)

Tableau N°17:Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez la patelle « *Patella ferruginea* »du littoral Ouest Algérien

Variables	Correlation (Patella.)			
	Cd Patella	Pb Patella	Cu Patella	Zn Patella
Cd Patella	1,000000	-0,482948	0,659506	-0,108634
Pb Patella	-0,482948	1,000000	-0,356459	0,586720
Cu Patella	0,659506	-0,356459	1,000000	-0,071250
Zn Patella	-0,108634	0,586720	-0,071250	1,000000

- La projection de l’ensemble des métaux lourds : cadmium, plomb, cuivre et le zinc chez la patelle dans les sites du littoral ouest de l’Algérie se présente sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) est illustrées par la figure 11.

Le cercle de corrélation formé par l’axe F1 et F2 montre 83.7 % de l’information totale.

Ces deux axes expliquent respectivement 44.36% et 27.46% d’inertie et décrivent bien les paramètres étudiés.

D’après la projection (Figure 16) et les résultats de la matrice représentée dans le tableau ci-dessus, nous pouvons conclure que la bioaccumulation du Cd est corrélé positivement à celle du Cu chez la

Patella ferruginea avec un coefficient de corrélation de 0.65, et la bioaccumulation du plomb est corrélée positivement à celle du zinc chez la patelle avec un coefficient de corrélation de 0.58, on peut expliquer ceci par une présence d'une interaction entre le cadmium et le cuivre, aussi on remarque une présence d'interaction du plomb avec le zinc, cette interaction est lié probablement à l'effet du site, nous pouvons expliquer ceci par l'influence des différents types de rejets du milieu sur la présence de ces deux métaux le plomb et le zinc qui interagissent entre-eux dont-on peut supposer que l'espèce en question peut être susceptible de bioaccumuler ces deux métaux .

V-5. Présentation des résultats de l'ACP pour l'eau de mer et les différents maillons de la chaîne trophique

- Application de l'ACP pour l'eau de mer dans la chaîne trophique et le mollusque

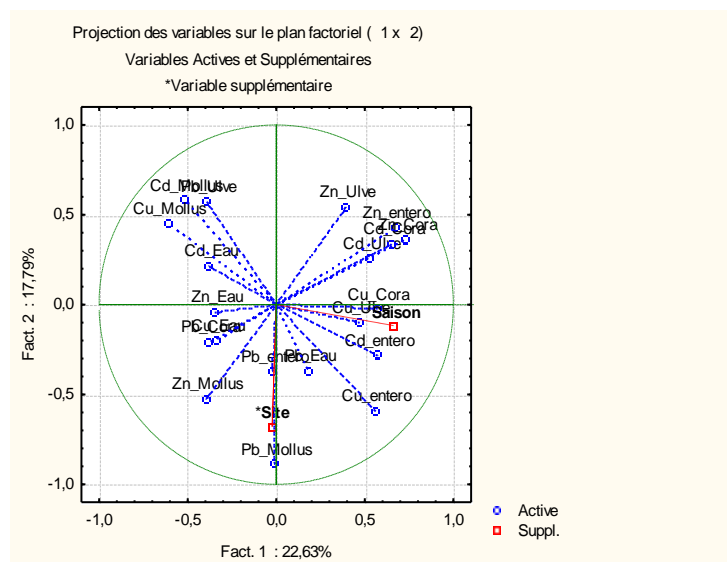


Fig.17: Projection des variables sur le plan factoriel (1×2) engendré par les deux premiers axes de l'ACP calculés à partir des teneurs métalliques des différentes régions d'études pour l'eau de mer et les différents maillons de la chaîne trophique (avec répétabilités)

- La projection de l'ensemble des métaux lourds : cadmium, plomb, cuivre et le zinc dans la chaîne trophique dans les sites du littoral ouest de l'Algérie se présente sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) est illustrées par la figure 17.

Le cercle de corrélation formé par l'axe F1 et F2 montre 85.0 % de l'information totale.

Ces deux axes expliquent respectivement 22.63% et 17.79% d'inertie et décrivent bien les paramètres étudiés.

D'après la projection (Figure 12), nous pouvons conclure que l'accumulation des métaux varie en fonction du milieu qui se manifeste dans l'eau de mer notamment le site, la bioaccumulation de ces derniers chez les espèces d'algues et de mollusque est bien réelle, car on note une présence de liaison du plomb, cuivre et le zinc qui se manifeste chez la coralline et la patelle dans le propre biotope (eau). On note également la bioaccumulation du cuivre chez la coralline, et chez l'ulve qui se manifeste par rapport à la saison, et la bioaccumulation du cuivre chez l'enteromorphe, on voit bien que le cuivre est un élément indispensable aux activités biologiques de ces espèces ulve, enteromorphe, coralline et la patelle. La présence du plomb s'observe dans l'eau de mer, celle du zinc également, qui se manifeste chez la patelle dans son milieu récepteur (eau).

Sur l'axe F1 : on note la présence des liaisons positives du zinc avec l'ulve et l'enteromorphe, également le cadmium avec la coralline et l'ulve, aussi une liaison du cuivre avec la coralline.

En liaison négative du cadmium avec l'ulve et la patelle (mollusque), le cuivre uniquement avec la patelle, et le cadmium avec l'eau.

Sur l'axe F2 : on note la présence des liaisons positives du cuivre avec l'ulve et la saison, le cadmium et le cuivre avec l'enteromorphe, le plomb avec l'eau.

En liaison négative du plomb avec la patelle et l'enteromorphe en relation avec le site, la présence du zinc avec la patelle et l'eau, aussi le plomb le cuivre avec la coralline et l'eau.

La présence l'ACP indique que la bioaccumulation du plomb qui présente un effet contaminant chez le mollusque (patelle) qui varie selon le site mais aussi le zinc et chez la coralline. Le cadmium représente aussi un effet contaminant qui varie dans l'eau chez l'ulve, et légèrement le zinc chez nos algues vertes ulve et l'enteromorphe.

CHAPITRE II

II-1. Indice de pollution métallique chez les bio-indicateurs marins

II-1-1. Indice de pollution métallique chez les algues

Quel que soit le type des espèces, la teneur totale en métal dans les algues à savoir notre « *Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*, et *Corallina officinalis* », aux stations considérées dans cette présente étude, a été comparée en utilisant l'indice de pollution métallique (IPM), calculé avec la formule suivante (équation 1) (Usero, 1997). Les résultats sont donnés par le tableau 1.

$$IMP = (Cd * Pb * Cu * Zn)^{1/4} \quad (1)$$

II-1-1-1. Indice de pollution métallique chez *Ulva lactuca*

Les résultats de l'indice de pollution métallique chez l'ulve dans les trois stations sont donnés dans le tableau 1 :

Tableau N°1 : Indice de pollution métallique chez l'ulve dans les trois stations durant la campagne 2011-2012.

Stations	IPM*	IPM ^A	IPM ^H	IPM ^P	IPM ^E
S1	1,353	0,841	1,517	0,271	2,530
S2	2,187	2,382	3,098	1,419	2,111
S3	1,130	1,560	1,250	0,517	0,690

* annuel ; ^{A, H, P, E} saisons

Au travers des sites des espèces de « *Ulva lactuca* », l'indice de pollution métallique annuel ne dévoile pas une grande différence dans les stations S1 et S3 sauf pour la station d'Honaine S2. L'indice moyen annuel le plus élevé est observé dans la station d'Honaine plage S2. Ceci est attribué aux rejets d'eaux usées urbaines provenant du village Ouled Youcef ; provenant du collecteur C2. Les ulvales de la plage d'Honaine (S2) montrent un fort indice de pollution par rapport à la station S1 et S3, ce qui dévoile des activités urbaines bien présentes au cours de l'année de notre campagne. L'évaluation saisonnière a montré que l'indice de pollution métallique le plus important, a été identifié au niveau de la plage d'Honaine (S2), en hiver. Ceci est dû aux résultats de l'intensification des eaux usées urbaines durant la saison estivale (été) et les séquelles des activités voisines du port ainsi celles liées à l'installation de l'unité de dessalage, qui sont derrière les phénomènes de décantation dans la saison qui suit. Par ailleurs, l'indice de pollution saisonnier le plus faible est observé dans la station de

Béni-Saf (S1) mais en printemps. Il devient plus important (2,530) en été à cause des activités estivales qui s'accroissent et entraînent des rejets métalliques. En se référant aux travaux antérieurs des côtes méditerranéennes [65], les stations prospectées ne sont pas considérées comme polluées, vu l'absence d'impact significatif puisque la valeur la plus élevée n'excède pas 3.

En se basant sur nos résultats de bioaccumulation, le dépôt des métaux lourds chez l'ulve « *Ulva lactuca* », confirme un gradient de bioaccumulation annuelle dans les trois stations, se présentant comme suit : Zn > Cu > Pb > Cd. « *Ulva lactuca* » semble être un bio-marqueur des métaux en question notamment dans les stations S1 et S2. Ceci est peut-être lié aux habitudes nutritionnelles et aux effets morphologiques et physiologiques de l'espèce. Dans le cas de la laitue de mer, les concentrations en plomb ont manifesté une réponse à la place du cadmium dans la zone de Béni-Saf (S1). Ce résultat est l'inverse de ce qui a été trouvé par Nakhle, (2003) en travaillant sur les animaux marins.

II-1-1-2. Indice de pollution métallique chez *Enteromorpha linza*

Les résultats de l'indice de pollution métallique chez l'enteromorphe dans les trois stations sont donnés dans le tableau 2 :

Tableau N°2 : Indice de pollution métallique chez l'enteromorphe dans les trois stations durant la campagne 2011-2012.

Stations	IPM*	IPM ^A	IPM ^H	IPM ^P	IPM ^E
S1	1,370	0,603	1,113	0,307	2,401
S2	1,111	0,576	0,314	1,843	1,389
S3	1,537	0,142	1,407	0,755	3,082

* annuel ; ^{A, H, P, E} saisons

Au travers des sites de l'espèce de « *Enteromorpha linza* », l'indice de pollution métallique annuel ne dévoile pas une grande différence dans les stations S1, S2 et S3. L'indice moyen annuel est le plus élevé dans la station d'Honaine plage S3. Ceci est attribué aux rejets d'eaux usées urbaines et des activités presque médiocres du port d'Honaine; ceci provenant du collecteur C3. Les enteromorphes du port d'Honaine (S3) montrent un indice de pollution en peu plus élevé par rapport à la station S1 et S2, ce qui dévoile des activités urbaines bien présentes au cours de l'année de notre campagne.

L'évaluation saisonnière a montré que l'indice de pollution métallique le plus important, a été identifié au niveau du port d'Honaine (S3), en été. Ceci est dû également aux résultats de l'intensification des eaux usées urbaines durant la saison estivale (été) et les séquelles des activités du port. Par ailleurs, l'indice de pollution saisonnier le plus faible est observé dans la station du port d'Honaine (S3) en

automne, là où se dévoile moins d'activités industrielles et urbaines. Il devient plus important (3,082) en été à cause des activités estivales qui s'accroissent en entraînant des rejets métalliques. En se référant aux travaux antérieurs des côtes méditerranéennes [65], les stations prospectées ne sont pas considérées comme polluées, vu l'absence d'impact significatif puisque la valeur la plus élevée n'excède pas 3, comme c'est le cas cité précédemment chez les ulvales.

En se basant sur nos résultats de bioaccumulation, le dépôt des métaux lourds chez l'enteromorphe « *Enteromorpha linza* », confirme le même gradient de bioaccumulation annuelle que chez les ulves dans les trois stations, se présentant comme suit : Zn > Cu > Pb > Cd. ceci semble être semblable aux ulves vu qu'elles représentent la communauté des algues vertes. Nous pouvons signaler que l'espèce peut être un bio-marqueur des métaux en question notamment dans la station S3. On peut attribuer ceci aux besoins nutritionnels et aux effets morphologiques et physiologiques de l'espèce dans son propre habitat. Dans le cas de l'enteromorphe, les concentrations accumulées en plomb ont dévoilé le même constat que chez l'ulve à la place du cadmium dans la zone du port d'Honaine (S3).

II-1-1-3. Indice de pollution métallique chez *Corallina officinalis*

Les résultats de l'indice de pollution métallique chez la Coralline dans les trois stations sont donnés dans le tableau 3 :

Tableau N°3 : Indice de pollution métallique chez la Coralline dans les trois stations durant la campagne 2011-2012.

Stations	IPM*	IPM ^A	IPM ^H	IPM ^P	IPM ^E
S1	1,592	0,265	1,408	0,322	1,309
S2	1,836	0,652	0,728	2,780	1,580
S3	2,653	0,889	1,376	0,548	1,514

* annuel ; ^{A, H, P, E} saisons

Au travers des sites de l'espèce de « *Corallina officinalis* », l'indice de pollution métallique annuel ne dévoile pas une grande différence dans les stations S1, S2 et S3. L'indice moyen annuel est le plus élevé dans la station d'Honaine plage S3. Ceci est attribué aux rejets d'eaux usées urbaines et des activités moyennes du port d'Honaine; ceci provenant du collecteur C3 qui ramasse le maximum de rejets urbains et industriels. Les corallinacées du port d'Honaine (S3) montrent un indice de pollution en peu plus élevé par rapport à la station S1 et S2, ce qui dévoile des activités urbaines bien présentes au cours de l'année de notre campagne.

L'évaluation saisonnière a montré que l'indice de pollution métallique le plus important, a été identifié au niveau du port d'Honaine (S2), au printemps. Ceci est dû aux activités des travaux de la nouvelle installation de l'unité de dessalement qui se trouve tous près de la plage d'où se manifestent les rejets directe de l'usine, cela dépend des périodes de rejets. Par ailleurs, l'indice de pollution saisonnier le plus faible est observé dans la station de Béni-Saf (S1) en automne, là où se dévoile des activités industrielles et urbaines qui s'observent bien présentes. On note un indice en peu plus élevé (2,780) au printemps à Honaine plage S2, ceci est lié aux activités portuaires voisines entraînant des rejets métalliques et ceux de l'usine de dessalement. En se référant aux travaux antérieurs des côtes méditerranéennes [65], les stations prospectées ne sont pas considérées comme polluées, vue l'absence d'impact significatif puisque la valeur la plus élevée n'excède pas 3, comme c'est le cas cité précédemment chez les algues vertes.

En se basant sur nos résultats de bioaccumulation, le dépôt des métaux lourds chez l'algue rouge la coralline « *Corallina officinalis* », confirme le même gradient de bioaccumulation annuelle que chez nos algues vertes dans les trois stations, se présentant comme suit : Zn > Cu > Pb > Cd. ceci semble être semblable à l'algue rouge et généralisé à l'ensemble des communautés d'algues dans ces régions. Nous pouvons signaler que l'espèce peut être un bio-marqueur des métaux en question notamment dans la station S2 et S1. On peut attribuer ceci aux besoins nutritionnels et aux effets morphologiques et physiologiques de l'espèce dans son propre milieu. Dans le cas de la coralline, les concentrations en plomb ont manifestés également une réponse à la place du cadmium dans la zone de la plage d'Honaine (S2) et de Béni-Saf (S1).

II-2. Etude des interactions métalliques chez les bio-indicateurs marins

III-2-1. Rôle des interactions

La réponse et la survie d'un métal dépendent des autres métaux présentent dans le milieu, en relation avec le rôle que peuvent jouer les facteurs du milieu. En fait, ces interactions positives ou négatives exercent une influence certaine sur la biodisponibilité des métaux et de là sur leur bioaccumulation **Ahsanullah, (1981)**. L'étude des interactions métalliques maîtrise la différence entre les métaux, dans les échantillons de mollusque, qui sont en fonction de la taille et de la provenance **El-Sikaily, (2004)**.

III-2-2. Etude des interactions métalliques chez les algues

Afin d'évaluer l'impact de la qualité du milieu récepteur sur la bioaccumulation des métaux lourd chez les algues d'où « *Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*, et *Corallina officinalis* », nous avons également corrélé les variations des teneurs métalliques dans le poids sec des algues vertes « *Ulva*

lactuca, *Enteromorpha linza*» et l'algue rouge « *Corallina officinalis* », aux paramètres relatifs à la qualité des eaux des deux zones étudiées. Et ceux, en utilisant des données globales sur l'ensemble des sites prospectés, pour tenter de dégager l'influence potentielle de ces derniers sur la charge métallique.

II-2-2-1. Etude des interactions métal-milieu chez *Ulva lactuca*

Les résultats des interactions métal-milieu chez *Ulva lactuca* ont donné dans les tableaux ci-dessous respectivement pour Béni-Saf et Honaine par les tableaux 4 et 5.

Tableau N°4 : Matrice de corrélations entre les métaux chez l'ulve « *Ulva lactuca* » et la qualité de l'eau du milieu dans la côte de Béni-Saf.

	Cd	Pb	Cu	Zn
pH	-0,138	-0,203	0,599	0,584
T (°C)	0,861	-0,935	0,802	0,542
Salinité	-0,515	0,715	0,441	-0,423
Conductivité	-0,893	0,715	-0,025	-0,579
Turbidité	0,279	-0,248	0,404	-0,383

Les coefficients de corrélation les plus importants sont enregistrés pour le cadmium et le plomb et ce dans la zone étudiée Béni-Saf S1. Ceci est en accord avec le gradient d'accumulation chez l'ulve. D'après le tableau, les métaux de cadmium, et de plomb sont corrélés négativement avec la conductivité et la température, pour le cas du cuivre, il se corréle positivement avec la température, sauf son interaction avec la conductivité. Le zinc est corrélé positivement avec le pH et la température sauf pour la salinité, la conductivité, et la Turbidité.

Tableau N°5 : Matrice de corrélations entre les métaux chez l'ulve « *Ulva lactuca* » et la qualité de l'eau du milieu dans la côte d'Honaine.

	Cd	Pb	Cu	Zn
pH	-0,582	-0,377	0,301	0,639
T (°C)	-0,093	-0,538	-0,421	-0,111
Salinité	-0,712	0,973	-0,298	0,564
Conductivité	0,842	-0,017	-0,308	-0,895
Turbidité	-0,329	0,903	-0,682	0,053

Pour le cas de la zone d'Honaine (tableau N°5), on remarque une bonne corrélation entre le cadmium et la conductivité, alors que le plomb est corrélé positivement avec la salinité et la turbidité. Tandis que le cuivre est bien corrélé négativement avec la turbidité sauf avec le pH. Ces anti-corrélations sont intéressantes car elles reflètent l'origine continentale des métaux en question. Les facteurs de

conductivité et turbidité jouent un rôle important face à une éventuelle pollution en Cd, Pb et le Zn dans la côte d'Honaine. Ces deux paramètres exercent une influence sur la qualité de l'eau de mer et à la disponibilité des métaux **Ahsanullah, (1981)**, ces résultats montre bien la bioaccumulations des métaux chez « *Ulva lactuca* » qui se manifeste par une influence directe avec le milieu dans lequel vie les ulves **Ahsanullah, (1981)**.

II-2-2-2. Etude des interactions métal-milieu chez *Enteromorpha linza*

L'étude des interactions métal-milieu a été donnée de la même manière citée précédemment dans les tableaux 6 et 7 suivants respectivement pour les Béni-Saf et Honaine.

Tableau N°6 : Matrice de corrélations entre les métaux chez l'enteromorphe « *Enteromorpha linza* » et la qualité de l'eau du milieu dans la côte de Béni-Saf.

	Cd	Pb	Cu	Zn
pH	0,121	0,193	0,999	0,193
T (°C)	0,974	-0,554	0,996	0,836
Salinité	0,206	-0,647	0,026	0,530
Conductivité	-0,350	-0,202	-0,549	-0,008
Turbidité	0,690	-0,970	0,432	0,786

Les coefficients de corrélation les plus importants sont enregistrés pour la plupart des métaux, cadmium et le plomb Cuivre et le Zinc ce dans zone étudiée Béni-Saf S1. Ceci est en accord avec le gradient d'accumulation chez l'enteromorphe « *Enteromorpha linza* », D'après le tableau, les métaux de zinc, cuivre et le cadmium, sont corrélés positivement avec la température et la turbidité sauf pour le cuivre qui se corrèle avec le pH, il se trouve que le plomb se corrèle négativement avec la salinité et la turbidité.

Tableau N°7: Matrice de corrélations entre les métaux chez l'enteromorphe « *Enteromorpha linza* » et la qualité de l'eau du milieu dans la côte d'Honaine.

	Cd	Pb	Cu	Zn
pH	0,660	-0,634	0,690	0,833
T (°C)	0,977	-0,810	0,900	0,935
Salinité	-0,218	0,810	0,222	-0,402
Conductivité	-0,450	0,260	-0,842	-0,584
Turbidité	-0,170	0,789	0,154	-0,477

Pour le cas de la zone d'Honaine (tableau), on remarque une bonne corrélation de cadmium, cuivre et le zinc qui s'avèrent positives avec la température et le pH, par contre elles sont négatives avec le Plomb, alors que celui-ci est corrélé positivement avec la salinité et la turbidité, par contre le cuivre et le zinc sont corrélé négativement avec la turbidité, le facteur de la salinité et la conductivité sont corrélé négativement avec le zinc. Ces anti-corrélations sont intéressantes car elles reflètent l'origine continentale des métaux en question. Les facteurs de conductivité et turbidité jouent un rôle important dans le processus de bioaccumulation de métaux Cd, Pb et le Zn dans la côte d'Honaine. Ces deux paramètres exercent une influence sur le biotope marin **Ahsanullah, (1981)**, ces résultats montre bien la bioaccumulations des métaux chez « *Enteromorpha linza* » qui se manifeste par une influence directe avec l'habitat des enteromorphes **Ahsanullah, (1981)**.

II-2-2-3. Etude des interactions métal-milieu chez *Corallina officinalis*

Afin d'évaluer l'impact de la qualité du milieu récepteur sur la bioaccumulation des métaux lourds chez « *Corallina officinalis* », nous avons également corrélé les variations des teneurs métalliques dans le poids sec de l'algue rouge « *Corallina officinalis* » aux paramètres relatifs à la qualité des eaux des deux zones étudiées. Et ceux, en utilisant des données globales sur l'ensemble des sites prospectés, pour tenter de dégager l'influence potentielle de ces derniers sur la charge métallique. Les résultats sont donnés dans les tableaux 8 et 9 respectivement pour Béni-Saf et Honaine.

Tableau N°8 : Matrice de corrélations entre les métaux chez la Coralline « *Corallina officinalis* » et la qualité de l'eau du milieu dans la côte de Béni-Saf.

	Cd	Pb	Cu	Zn
pH	-0,123	-0,552	0,928	0,614
T (°C)	0,983	-0,389	0,421	0,824
Salinité	-0,981	-0,890	-0,435	0,346
Conductivité	-0,998	-0,555	-0,300	-0,111
Turbidité	0,728	-0,500	-0,477	0,338

Les coefficients de corrélations les plus importants sont enregistrés pour l'ensemble des métaux ce dans les deux zones étudiées. Ceci est en accord avec le gradient d'accumulation chez notre coralline. D'après le tableau 8, le plomb est corrélé négativement avec tous les paramètres étudiés du milieu récepteur. Pour le cas du cadmium est corrélé positivement avec la température et la turbidité, le cuivre est corrélé positivement avec le pH et la température. Par ailleurs le zinc interagisse positivement avec le pH et la température.

Tableau N°9 : Matrice de corrélations entre les métaux chez la coralline « *Corallina officinalis* » et la qualité de l'eau du milieu dans la côte d'Honaine.

	Cd	Pb	Cu	Zn
pH	0,552	-0,856	0,916	-0,754
T (°C)	0,447	-0,392	0,438	-0,008
Salinité	-0,888	0,529	-0,437	-0,428
Conductivité	-0,217	0,672	-0,758	0,951
Turbidité	-0,983	0,873	-0,804	0,091

Pour le cas de la zone d'Honaine (tableau 9), on remarque de bonne corrélation entre le plomb, le cuivre et le zinc avec le pH, la conductivité et la turbidité. Alors le cadmium est corrélé négativement avec la salinité et la turbidité. Le plomb et le zinc sont corrélés négativement avec le pH. Par ailleurs, le cuivre est corrélé négativement avec la conductivité et la turbidité. Ces anti-corrélations sont intéressantes vue quelles témoignent sur la qualité du milieu et le phénomène d'accumulation des métaux dans le biotope des algues. Les facteurs de conductivité et turbidité jouent un rôle important face à une éventuelle pollution en Cd, Pb et le Zn dans la côte d'Honaine. Ces deux paramètres exercent une influence sur la qualité de l'eau de mer et à la disponibilité des métaux **Ahsanullah, (1981)**, ces résultats montre bien la bioaccumulations des métaux chez « *Corallina officinalis* » qui se manifeste par une influence directe avec le milieu dans lequel vie les corallines **Ahsanullah, (1981)**.

II-2-3. Etude des interactions métalliques chez le mollusque

II-2-3-1. Etude des interactions métal-milieu chez *Patella ferruginea*

Quel que soit le type des espèces, la teneur totale en métal dans les mollusques à savoir notre « *Patella ferruginea* », aux stations considérées dans cette présente étude, a été comparée en utilisant l'indice de pollution métallique (IPM), calculé avec la formule suivante (équation 1) (**Usero, 1997**). Les résultats sont donnés par le tableau 10.

$$IMP = (Cd * Pb * Cu * Zn)^{1/4} \quad (1)$$

Tableau N°10 : Indice de pollution métallique dans les trois stations durant la campagne 2011-2012.

Stations	IPM [*]	IPM ^A	IPM ^H	IPM ^P	IPM ^E
S1	1,084	0,825	1,044	0,607	0,651
S2	1,005	1,770	0,892	0,111	0,217
S3	0,999	1,076	0,428	0,527	0,432

* annuel ; ^{A, H, P, E} saisons

Au travers des sites des espèces de « *Patella ferruginea* », l'indice de pollution métallique annuel est pratiquement identique et ce dans les trois stations étudiées. L'indice moyen annuel le plus élevé est observé dans la station de Béni-Saf. Ceci est attribué aux rejets industriels issus du trafic portuaire et aux déchets urbains provenant eau du collecteur C1. Les patelles du port d'Honaine (S3) montrent un faible indice de pollution ce qui dévoile des activités moyennement développées au cours des années de notre campagne.

L'évaluation saisonnière a montré que l'indice de pollution métallique le plus important, a été identifié au niveau de la plage d'Honaine (S2), en automne. Ceci est dû aux résultats de l'intensification des eaux usées urbaines durant la saison estivale (été) et les séquelles des activités de dragage récentes liées à l'installation de l'unité de dessalage, qui sont derrière les phénomènes de décantation dans la saison qui suit. En effet, l'indice de pollution saisonnier le plus faible est observé dans la même station (S2) mais en printemps. Il devient plus important (0,892) en hiver à cause des eaux de ruissellement qui entraînent des rejets métalliques. En se référant aux travaux antérieurs **El Nemr, (2012)**, les stations prospectées ne sont pas considérées comme polluées vue que l'indice de pollution métallique n'a pas dépassé le deux.

En se basant sur nos résultats de bioaccumulation, le dépôt des métaux lourds chez notre mollusque « *Patella ferruginea* », confirme un gradient de bioaccumulation annuelle dans les trois stations, se présentant comme suit : Zn > Pb > Cu > Cd. Donc la *Patella ferruginea* semble être un biomarqueur des métaux en question notamment dans les stations S2 et S3. Ceci est peut être lié aux habitudes nutritionnelles et aux effets morphologiques et physiologiques de « *Patella ferruginea* ». Dans le cas de cette espèce, les concentrations en plomb ont manifestés une réponse à la place du cadmium dans la zone d'Honaine (S3). Ce résultat est l'inverse de ce qu'a été trouvé par **Nakhle (2003)** en travaillant sur les patellidaes.

III-2-2-2. Etude des interactions métal-milieu

Afin d'évaluer l'impact de la qualité du milieu récepteur sur la bioaccumulation des métaux lourd chez « *Patella ferruginea* », nous avons également corrélé les variations des teneurs

métalliques dans la chair du mollusque « *Patella ferruginea* » aux paramètres relatifs à la qualité des eaux des deux zones étudiées. Et ceux, en utilisant des données globales sur l'ensemble des sites prospectés, pour tenter de dégager l'influence potentielle de ces derniers sur la charge métallique. Les résultats sont donnés dans les tableaux 11 et 12 respectivement pour Béni-Saf et Honaine.

Tableau N°11: Matrice de corrélations entre les métaux chez le mollusque « *Patella ferruginea* » et la qualité de l'eau du milieu dans la côte de Béni-Saf.

	Cd	Pb	Cu	Zn
pH	-0,571	0,955	-0,813	-0,258
T (°C)	-0,787	0,314	-0,656	-0,157
Salinité	-0,508	0,510	-0,215	-0,979
Conductivité	-0,034	0,328	0,107	-0,726
Turbidité	-0,034	-0,118	0,010	-0,629

Les coefficients de corrélation les plus importants sont enregistrés pour le zinc et ce dans les deux zones étudiées. Ceci est en accord avec le gradient d'accumulation du zinc chez notre mollusque. D'après le tableau 8, les métaux de cadmium et de zinc sont corrélés négativement avec tous les paramètres étudiés du milieu récepteur. Pour le cas du plomb, Sauf son interaction avec la turbidité qui est négative. Le cuivre est corrélé positivement avec la conductivité et la turbidité et négativement avec le pH, la température et la salinité.

Tableau N°12 : Matrice de corrélations entre les métaux chez le mollusque « *Patella ferruginea* » et la qualité de l'eau du milieu dans la côte d'Honaine.

	Cd	Pb	Cu	Zn
pH	0,674	-0,450	0,019	-0,824
T (°C)	0,440	0,173	-0,601	-0,478
Salinité	-0,147	-0,263	0,278	-0,668
Conductivité	-0,824	0,773	-0,419	0,610
Turbidité	0,280	-0,339	0,513	0,908

Pour le cas de la zone d'Honaine (tableau 9), on remarque une bonne corrélation entre le zinc et la turbidité. Alors le plomb est corrélé positivement avec la conductivité. Celle-ci est corrélée négativement avec le cadmium. Tandis que le cuivre est corrélé négativement avec la température. Ces anti-corrélations sont intéressantes car elles reflètent l'origine continentale des métaux en question.

Les facteurs de conductivité et turbidité jouent un rôle important face à une éventuelle pollution en Cd, Pb et le Zn dans la côte d'Honaine. Ces deux paramètres exercent une influence sur la qualité de l'eau de mer et à la disponibilité des métaux **Ahsanullah, (1981)**, ces résultats montre bien la bioaccumulations des métaux chez « *Patella ferruginea* » qui se manifeste par une influence directe avec le milieu dans lequel vie le mollusque **Ahsanullah, (1981)**.

L'intérêt fourni dans ce travail était de réaliser une évaluation du niveau de contamination des polluants métalliques dans les régions Ouest du littoral algérien, notamment les zones portuaires de Béni-Saf (S1) et d'Honaine plage (S2) et Honaine port (S3). Le long de ce travail on a pu tirer les résultats suivants :

Le suivi des paramètres physico-chimiques durant la période allant de l'année 2011 à décembre 2012 nous a permis de mettre en évidence le rôle déterminant que peut jouer l'augmentation des températures dans l'accumulation et la bioaccumulation métallique et son influence directe sur le cycle biologique des espèces d'algues « *Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*, *Corallina officinalis* » et des mollusques aquatiques particulièrement « *Patella ferruginea* ».

Les concentrations métalliques dans l'eau de mer ont montré des variations significatives selon les stations et les saisons de prélèvements, donnant lieu à l'apparition d'une pollution en Cd dans la station de Béni-Saf (S1) en automne, en Pb dans la station d'Honaine (S2) et dans la station d'Honaine (S3) en hiver et en printemps, en Cu dans les trois stations (S1,S2,S3), et en Zn dans la station (S1) de Béni-Saf en hiver, dans la station d'Honaine (S2) en été, et dans la station (S3) en automne. Les résultats des teneurs en métaux lourds dans l'eau de mer des deux zones côtières de Béni-Saf (S1) et d'Honaine (S2, S3) (Plage-Port) montrent une contamination dans les deux zones au cours des saisons. Ceci s'est manifestée également chez les ulves notamment en plomb (S1), enteromorphe en zinc (S1, S2), et la coralline en zinc (S1, S2) dans la station S1 (Béni-Saf) et S2 (Honaine-plage) à l'exception du cuivre, Alors que le mollusque « *Patella ferruginea* » de la ville d'Honaine (S3) en printemps, été et l'automne a présenté des teneurs en plomb plus élevées comparées à celui de Béni-Saf, dépassant ainsi les normes tolérables. La présence des métaux lourds dans les algues des côtes de Béni-Saf et d'Honaine, est plus faible que celle enregistrée dans d'autres régions du globe.

La contamination du mollusque par le plomb signalé précédemment est liée à des fortes concentrations présentes dans le milieu au niveau de la station portuaire d'Honaine (S3) caractérisée par les déversements des eaux usées domestiques et industrielles du collecteur C3, les concentrations des métaux tels que le cadmium le plomb, le cuivre et le zinc augmentent chez l'animal en fonction de leurs dispositions dans le milieu ambiant, cette aptitude de concentrer des métaux chez le mollusque est parfaitement liée à sa sédentarité et au mode de nutrition.

L'étude statistique (ANOVA) a été faite et ce afin de voir la cohérence de nos résultats et de déceler les interactions significatives (ACP) entre les sites étudiés et les teneurs en métaux mis en jeu en fonction des saisons. Les résultats ont montré que :

L'analyse de la variance effectuée sur les teneurs en métaux lourds dans l'eau de mer provenant du site (S1), (S2), (S3) à travers le test (de Levens) révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) sont affectés significativement à ($p < 0,05$) pour le cadmium et le zinc. Les résultats obtenus ne témoignent aucune liaison avec le cadmium par rapport aux sites et les saisons. Sur l'axe F1 : la présence du cadmium est uniquement indépendante à l'effet site et à la saison. Sur l'axe F2 : la présence du plomb, cuivre et le zinc présente en relation avec le site mais indépendant à la saison. L'Analyse multifactorielle (ACP) a été appliquée dans notre analyse, les individus correspondent aux différentes matrices d'études utilisées pour l'eau de mer les algues et chez le mollusque et les variables sont les mesures concernant les différents métaux lourds : zinc, plomb, cuivre, et le cadmium P.

L'analyse de la variance effectuée sur les teneurs en métaux lourds chez « *Ulva lactuca* » provenant du site (S1), (S2), (S3) à travers le test de Levens (F) révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) sont affectés très significativement à ($p < 0,001$) pour le plomb. Les résultats de l'analyse multifactorielle (ACP) ont démontrés, que la bioaccumulation du cuivre est corrélé négativement à celle du zinc, le cadmium se trouve en liaison avec le zinc. Le cuivre se trouve en liaison avec la saison, il n'y a aucune liaison entre le plomb et les autres métaux, ceci a été indépendant à l'effet site et la saison chez l'espèce « *Ulva lactuca* ». L'analyse de variance effectuée sur les teneurs en métaux lourds chez *Enteromorpha linza* provenant du site (S1), (S2), (S3) à travers le test de Levens (F) révèle que l'interaction entre les deux facteurs site et saison sont affectés significativement à ($p < 0,05$) pour l'ensemble des métaux excepté le cuivre. Les résultats de l'analyse multifactorielle (ACP) ont démontrés que la bioaccumulation du Cuivre est en liaison avec l'effet saison chez l'enteromorphe. Les métaux de cadmium, le cuivre, plomb et le site sont corrélés négativement avec le zinc et la saison. Il n'y a aucune liaison entre le zinc avec l'effet saison et les autres métaux, et l'effet site chez l'espèce. L'analyse de variance effectuée sur les teneurs en métaux lourds chez « *Corallina officinalis* » provenant du site (S1), (S2), (S3) à travers le test de Fisher (F) révèle que l'interaction entre les deux facteurs site et saison sont affectés très significativement à ($p < 0,001$) pour le cadmium. Les résultats de l'analyse multifactorielle (ACP) ont démontré que la bioaccumulation du cuivre est en liaison avec lui-même chez la coralline, par contre le cadmium, le zinc et la saison sont en liaison positives. Ceci dit le cuivre avec ces derniers sont corrélés négativement. La projection de l'ensemble des métaux lourds : cadmium, plomb, cuivre et le zinc chez les algues à savoir : l'Ulve, l'Enteromorphe et la Coralline dans les sites de Béni-Saf et d'Honaine se présente sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2), a démontré que le plomb varie en fonction du site chez l'enteromorphe, l'ulve et la coralline, ces dernières sont corrélés négativement avec la bioaccumulation du cuivre, cadmium, le zinc et la saison. L'analyse de la variance effectuée sur les teneurs en métaux lourds chez le mollusque « *Patella ferruginea* » provenant du site (S1), (S2),

(S3) à travers le test de Levens (F), révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte significativement à ($p < 0,05$) uniquement pour le plomb. L'analyse multifactorielle (ACP) a démontré que la bioaccumulation du plomb est corrélée positivement à celle du zinc chez la patelle avec un coefficient de corrélation de 0.58, on peut expliquer ceci par une présence d'une interaction entre le cadmium et le cuivre, aussi on remarque une présence d'interaction du plomb avec le zinc, cette interaction est lié probablement à l'effet du site. Les résultats de l'ACP pour l'eau de mer et les différents maillons de la chaîne trophique chez les algues vertes « *Ulva lactuca* », « *Enteromorpha linza* », l'algue rouge « *Corallina officinalis* » et le mollusque « *Patella ferruginea* » indiquent que la bioaccumulation du plomb présente un effet contaminant chez le mollusque (patelle) qui varie selon le site, aussi le zinc chez la coralline. Le cadmium représente aussi un effet contaminant qui varie dans l'eau chez l'ulve, et légèrement le zinc chez nos algues vertes ulve et enteromorphe.

Quel que soit le type des espèces, la teneur totale en métal dans les algues à savoir notre « *Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*, et *Corallina officinalis* », et chez le mollusque « *Patella ferruginea* » aux stations considérées dans cette présente étude, a été comparée en utilisant l'indice de pollution métallique (IPM). Au travers des sites des espèces de « *Ulva lactuca* », l'indice de pollution métallique annuel ne dévoile pas une grande différence dans les stations S1 et S3 sauf pour la station d'Honaine S2.

En se basant sur nos résultats de bioaccumulation, le dépôt des métaux lourds chez l'ulve « *Ulva lactuca* », confirme un gradient de bioaccumulation annuelle dans les trois stations, se présentant comme suit : $Zn > Cu > Pb > Cd$. « *Ulva lactuca* » semble être un bio-marqueur des métaux en question notamment dans les stations S1 et S2.

Au travers des sites de l'espèce de « *Enteromorpha linza* », l'indice de pollution métallique annuel ne dévoile pas une grande différence dans les stations S1, S2 et S3. Le dépôt des métaux lourds chez l'enteromorphe « *Enteromorpha linza* », confirme le même gradient de bioaccumulation annuelle que chez les ulves dans les trois stations, se présentant comme suit : $Zn > Cu > Pb > Cd$. ceci semble être semblable aux ulves vue qu'elles représentent la communauté des algues vertes. Au travers des sites de l'espèce de « *Corallina officinalis* », l'indice de pollution métallique annuel ne dévoile pas une grande différence dans les stations S1, S2 et S3. Le dépôt des métaux lourds chez l'algue rouge la coralline « *Corallina officinalis* », confirme le même gradient de bioaccumulation annuelle que chez nos algues vertes dans les trois stations, se présentant comme suit : $Zn > Cu > Pb > Cd$. ceci semble être semblable à l'algue rouge et généralisé à l'ensemble des communautés d'algues dans ces régions. Au travers des

sites des espèces de « *Patella ferruginea* », l'indice de pollution métallique annuel est pratiquement identique et ce dans les trois stations étudiées. L'indice moyen annuel le plus élevé est observé dans la station de Béni-Saf. En se basant sur nos résultats de bioaccumulation, le dépôt des métaux lourds chez notre mollusque « *Patella ferruginea* », confirme un gradient de bioaccumulation annuelle dans les trois stations, se présentant comme suit : Zn>Pb>Cu>Cd. Donc la *Patella ferruginea* semble être un bio-marqueur des métaux en question notamment dans les stations S2 et S3.

L'étude des interactions métal-milieu chez « *Patella ferruginea* », n'était pas négligeable afin de mieux évaluer l'impact de la qualité du milieu récepteur sur la bioaccumulation des métaux lourds particulièrement le plomb chez l'espèce en question vue sa contamination dans la station de Honaine port « S3 ». Les résultats des variations des teneurs métalliques dans la chair du mollusque « *Patella ferruginea* » aux paramètres relatifs à la qualité des eaux des deux zones étudiées ont manifestées, une bonne corrélation entre le zinc et la turbidité. Alors le plomb est corrélé positivement avec la conductivité. Celle-ci est corrélée négativement avec le cadmium. Tandis que le cuivre est corrélé négativement avec la température. Ces anti-corrélations sont intéressantes car elles ont reflétées l'origine continentale des métaux en question. Les facteurs de conductivité et turbidité jouent un rôle important face à une éventuelle pollution en Cd, Pb et le Zn dans la côte d'Honaine. Ces deux paramètres exercent une influence sur la qualité de l'eau de mer et à la disponibilité des métaux, ces résultats montre bien la bioaccumulations des métaux chez « *Patella ferruginea* » qui se manifeste par une influence directe avec le milieu dans lequel vie le mollusque et qui justifie sa contamination en plomb.

Les éléments abordés démontrent que la zone de Béni-Saf qui était connu dans le temps la ville portuaire la plus convoité par la pêche, et par son activité, avait nettement chutée au cour des dernières années depuis 1990 à 2000 et cela était dû à plusieurs facteurs environnementaux liés à la pollution industrielle et urbaine, par ailleurs les produits de la pêche dans la région se sont écoulés vers des centres urbains de la Wilaya ce qui est semblable dans la zone portuaire d'Honaine, les deux zones se retrouvent actuellement dans un état d'abondant en production halieutique et surtout manifestent une présence de contamination de pollution métallique. Actuellement l'état des deux zones est nécessaire à contrôlé afin de préserver la production halieutique ainsi que le biotope et la biodiversité marine.

BIBLIOGRAPHIE

A.N.A.T., 1996 – Agence National pour l'aménagement du territoire 1996. Plan : Direction d'aménagement en urbanisme (P.D.A.U) groupement des communes de Beni Saf, Sidi Safi, Emir Abd El-Kader. 118p.

Abdel Moati A. R., Atta. M., 1991 -*Patella vulgata, Mitilus minimus* and *Hay le prevosti* as bio-indicators for Pb and Se enrichment in Alexandria coastal waters. *Mar. Pollut . Bull.* (22). pp.148-150.

Aboul-Dahab O., 1985 - Chemical cycle of inorganique pollutants in the ecosystem west of Alexandria between Anfonshy and A gamy .Ph D. thesis, Alexandria University.

Ahsanullah M., Negilski D.S., M.C.V. 1981 - Mobley, Toxicity of zinc, cadmium, and copper to the shrimp *Callinassau straliensis*. I: Effects of individual metals. III: Accumulation of metals, *Mar. Biol.* 64: 229–304 and 311–316.

Aichiou, L et Echchatabi, L. 2006 - Evaluation de la qualité bactériologique des eaux de baignade des deux plages de la commune de Bab El Oued : R'mila et Kittani, Mémoire d'ingénieur en environnement marin, ISMAL, 73p.

Altenburger R., Backhaus T., Boedeker W., Faust M., Scholze M. et Grimme L. H. 2000 – Predictibility of the toxicity of multiple chemical mixtures to *Vibrio Fisheri*: mixtures composed of similary acting chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 2341-2347.

Amiard-Triquet, C., Jeantlet, A. Y. et Berthet, B., 1993 – Metal transfer in marine food chains : bioaccumulation and toxicity. *Acta. Biologica Hungarica* 44 (4): 387-409.

Aminot A., M. Chaussepied, 1983 - Manuel des analyses chimiques en milieu marin, CNEXO : 395p.

Anton M.P., Casco C. and Benedicto J. M. 2002 - Biomonitoring in the Mediterranean coast of Spain., GIESM workshops series. (15). 136p.

Asso A., 1982 – Contribution à l'étude de polluants métalliques chez la moule *Perna perna* dans la région d'Alger. Thèse de 3^{ème} cycle. Univ. Aix-Marseille II : 138 pp.

Asso, A., 1982 – Contribution à l'étude des polluants métalliques chez la moule *Perna perna* (L) dans la région d'Alger. Thèse Doc. 3^{ème} cycle d'océanographie biologique, Univ d'Aix-Marseille II : 138p.

Aubert M., Revillon P., Breittmyer J. P., Gauthier M., Aubert J., et Flatan G., 1982 – Métaux lourds en Méditerranée. Rev. Inter. Océanogr. Méd. Nice., 3 : pp 118-121.

Aubert, M., Revillon, P., Breittmyer, J. P., Gauthier, M., Aubert, J., et Flatan, G., 1983 – Métaux lourds en Méditerranée. 3^{ème} tome. Rev. Inter. Océanog. Méd., Fr., 28-29/1-371.

Backhaus T., Altenburger R., Boedeker W., Faust M., Scholze M., et Grimme L.H., 2000 – Predictability of the toxicity of a multiple mixture of dissimilarly acting chemicals to *Vibrio fisheri*. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 2348-2356.

Bagnouls F., Gaussen J., 1953 - Saison sèche et indice xéothermique, Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse. Vol. 88 (3-4) : p 139 – 239.

Bakalem, A., 1980 – Pollution et sources de pollution marine d'origine Industrielle sur la côte Algérienne. Etude préliminaire. *Vémes Journée Etud. Pollution*, C.I.E.S.M. Cagliari : 195-200.

Belkhedim L., 2014 – Etude de la reproduction et de la contamination métallique chez l'oursin comestible *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) de la Méditerranée Sud Occidentale (Algérie). Doc. Sci. Env. Mar. Univ. Oran. 40-41p.

BELLAN, et PERES, JM. 1994 - La pollution des mers. 3^{ème} édition, presses universitaires de France, collection que sais-je ? 127p.

Bergasa O., Ramirez R., Collado C., Hernandez-Brito J. J., Dolores M., Caballero G., Rodrigues Somazas M., Haroun R. J., 2006 – Study of metals concentration levels in *Patella piperata* throughout the Canary Island, Spain. *Environ. Monit. Assess.* Springer. 7p.

Berraho A., 2006 – Ressources halieutiques et potentialités aquacoles au Maroc. Edi. Okad.82p.

Boedeker W., Altenburger R., Faust M. et Grimme L.H. 1992 – Synopsis of concepts and models for the quantitative analysis of combination effects: from biometrics to ecotoxicology. *Arch.Complex Environ. Studies* 4:45-53.

Borsali S., 2015 – Evaluation de la contamination métallique dans trois organes (foie, gonades, et muscle) du Rouget de roche *Mullus surmuletus* (Lamarck, 1758) par quatre métaux lourds (Zn, Cu, Cd, Pb) pêché dans la baie d'Oran. Doc. Sci. Env. Mar. Univ. Oran. 34-35p.

Boue H., et Chanton R., 1978 – Zoologie 1-2, Ed. Doin. Paris : pp 9-78.

Boyden C.R., 1977 - Effect of size upon metal content of shell fish, J. Mar. Biol. Ass. (57), PP. 675-714.

Brown D. A., et Parsons T. R., 1978 – Relationship between cytoplasmic distribution of mercury and toxic effects to zooplankton and chum salmon *Oncorhynchus Keta* exposed to mercury in a controlled ecosystem. J.Fish.Res. Board. Com., 35: 880-884.

Brown M.T., Hodgkinson W.M., Hurd C.L. 1999, Spatial and temporal variations in the copper and zinc concentrations of two green seaweeds from Otago Harbour, New Zealand, Mar. Environ. Res. 47: 175–184.

Bryan G.W., Hummerstone L.G., 1973 - Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries of south-west England, J. Mar. Biol. Assoc. UK 53: 705–720.

Campanella, L. Conti M.E., Cubadda, F. Sucapane, C. 2001 - Trace metals in seagrass, algae and mollusks from an uncontaminated area in the Mediterranean. Environ. Pollut. 111, 117–126.

Chafi A.H., 1995 - Mécanismes cellulaires de la bioaccumulation d'éléments minéraux, toxiques chez certains organismes aquatiques de la Méditerranée, de l'Oued Moulouya et de l'oued Sebou et

du Moyen Atlas : toxicité de l'aluminium et impact sur la santé humaine. Doct. Univ. Mohammed 1er Oujda, 222p.

Cheggour M., Chafik A., Langston W. J., Burt G. R., Benbrahim S. and Texier H. 2001- Metals in sediments and the edible coker *Cerastoderma edule* from two Moroccan Atlantic lagoons: Moulay Bouselham and Sidi Moussa. Environmental pollution: p 115, 149 – 160.

Cleuvers M. 2003 - Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. Toxicol. Letters 142: 185-194.

Cossa D., et P. Lassus 1989 – Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, éditions Ifremer, plouzané, France. 16 : 111.

Cossa D., Lassus P., 1989 -Le cadmium en milieu marin, bio-géochimie et écotoxicologie ; Edit., Ifremer Plouzané, France ; 16 : 111.

Cravo A., Bebianno M. J., 2005 - Bioaccumulation of metals in the soft tissue of *Patella aspera*: application of metal shell weight indices. Estuarine costal-Portugal. Coastal and Shelf Science 65 571-586.

Cubadda F., Conti M. E., Campanella L., 2001- Size-dependent concentrations of traces metals in four Mediterranean gastropod. *Chemosphere* 45. Pp561-569.

Cuillemet, M. 1988 -Impact des rejets urbains et industriels de la région Toulouse-sud sur l'écosystème aquatique de la Saurune. Thèse de Doctorat de 3ème cycle, Univ. Paul. Sabatier. Toulouse.

Cuissin M., 1977 – Le monde de la nature. Ed. Larousse Paris. 246p.

Culioli J. M. 2003, Service Parc marin international de Port-Cros, Office de l'Environnement de la Corse, pub. Association *Finocchiarola* pour la gestion des espaces naturels de la Pointe du Cap Corse 9-10.

Dahaoui L., 2003 – Comparaison entre différentes méthodes de minéralisation pour l'étude de la bioaccumulation métalliques (Plomb., Zinc., Fer., Cadmium., Cuivre) et de la patelle sur le littoral de Rachghoun, Ing., Ecol. Univ. Tlemcen. 45p.

Dawoud, M. A., Al Mulla, M. M. 2012 - Environmental Impacts of Seawater Desalination: Arabian Gulf Case Study. International Journal of Environment and Sustainability. Volume 1, Issue 3, 22-37.

De Reviere B., 2002- Biologie et phylogénie des algues. Tome 1. Edt. Belin. 351p.

De Villers J., Squilbin M., Yourassowsky C. 2005 - Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface cadre général Fiche 2, Institut Bruxellois « IBGE » pour la gestion de l'environnement/observatoire des données de l'environnement.

Decroix H., 2000 – Les algues. Club de plongée sub aquatique (Site Internet).

Depledge M. H. et P. S. Rainbow 1990 – Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. Comp. Biochem. Physiol. 97c: 1-7.

Depledge, M. H., Fossi, M. C. 1994 -The role of biomarkers in environmental assessment (2). Invertebrates in vertebrates. Ecotoxicology. Volume 3, Issue 3, 161-172.

Dermeche S., 1998 - Teneurs en métaux lourds (Cadmium., Plomb., Cuivre, Zinc, Nickel) chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Camarck, 1816), pêche dans le golf d'Arzew. Magi., Univ., Oran. Biol. Poll. Mar. 33p.

Drude de Lacerda L., Teixeira V.L., Guimaraes J.R.D., 1985 - Seasonal variation of heavy metals in seaweeds from Conceição de Jacarei (R.J.), Brasil, Bot. Mar. 28: 339–343.

Dumon J.-C., Lapaquellerie Y., Latouche C., 1994 - Éléments-traces des algues et des phanérogames marines (Zostères) du contexte laguno-marin d'Arcachon. Recherche des influences de l'environnement pédologique sur le chimisme du peuplement végétal, Vie Milieu 44 (3/4) 167–183.

Duquesne S., 1994 – Pollution métallique et biomarqueurs : les metallothioneines. Analysis Magazine. Volume 22, N° 1. France. pp 20-23.

EC Directive 92/43/EEC. On the conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora).

Eide I., Mykkestad S., Melsom S., 1980 -Long-term uptake and release of heavy metals by *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jol. (Phaeophyceae) in situ, Environ. Pollut. Ser. A 23 : 19–28.

Eisler, L., et Gardner, G.R., 1973 – Acute toxicity to an estuarine teleost of mixtures of cadmium, copper and zinc, salts. J. Fish. Biol., 5: 131-142.

El Nemr A., KhaledA., MoneerA. A., El Sikaily A., 2012 - Risk probability due to heavy metals in bivalve from Egyptian Mediterranean coast. Egyptian Journal of Aquatic Research: 38, 67–75.

Elimelech et Phillip, 2011 -Elimelech, M., Phillip, W. A. 2011. The future of seawater desalination : energy, technology, and the environment. Science. Volume 333, Issue 6043, 712-717.

El-Rayis O.,Aboul-Dahab O., HalimY. and Rilley I., 1997 - Metal accumulation in Mex Bay. 7 Th. International Conference Environmental protection is a must May (), Alexandria, Egypt. Pp. 83-59.

El-Sikaily, A., Khaled, A., El-Nemr, A., 2004 - Heavy metals monitoring using bivalves from Mediterranean Sea and Red Sea.Environmental Monitoring and Assessment 98, 41–58.

Enrique Conti M., Grazia Finoia M., 2010 - Metals in molluscs and algae: A north–south Tyrrhenian Sea baseline, Journal of Hazardous Materials 181: 388–392.

European communities, 2001 - Commission regulation (EC) No 466/2001 of 8 March 2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs; *official Journal of the European communities* L77.

European communities, Commission regulation (EC) No 466/2001 of 8 March. 2001 - setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs; *official Journal of the European communities* L77.

F.A.O 1994 - Etude des métaux lourds présents dans l'environnement aquatique Africain. Département de pêche, Doc. Technique CPCA. NO. 25. Rome, 1994, 129p. Rapp FAO. Pêches (471):7–45 et Ecotoxicol. Environ. Saf., 28:134–59.

F.A.O., Division de la production végétale et de la protection des plantes, 1988 Rapport de vingt-neuvième session du comité FAO de lutte contre le criquet Peleim, Rome, 13-17 Juin 1988. Rapport de réunion NO, AGP/1988/M12, 44p.

Faust M., Altenburger R., Backhaus T., Blanck H., Boedeker W., Gramatica P., Hamer V., Scholze M., Vighi M. et Grimme L.H. 2001- Predicting the joint algal toxicity of multi-component s-triazine mixtures at low-effect concentrations of individual toxicants. *Aquatic Toxicol.* 56: 13-32.

Faust M., Altenburger R., Backhaus T., Blanck H., Boedeker W., Gramatica P., Hamer V., Scholze M., Vighi M. et Grimme L.H. 2003- Joint algal toxicity of 16 dissimilar arctingchemicals in predictable by the concept of independent action. *Aquatic. Toxicol.* 63: 43- 63.

FENIP. 2015 - Fédération Nationale des Industries de Transformation des Produits de la Pêche, Voies de valorisation des produits de la mer marocains : http://www.fenip.com/upload/documentation/valorisation_p02.pdf.

Fernanda Leal M.C., Teresa Vasconcelos M., Sousapinto I., J.P.S. 1997 - Cabral, Biomonitoring with benthic Macro seaweed and direct assay of heavy metals in seawater of the oporto coast (Northwest Portugal), *Mar. Pollut. Bull.* 34 (12): 1006–1015.

Feron V. J. et Groten J. P. 2002 – Toxicological evaluation of chemical mixtures. *Food. Chem. Toxicol.* 40: 825-839.

Fisher W., Bouchot M. L. et Schneider M., 1987 – Fishes F.A.O d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et mer noire. Zone de pêche 37 : Vol. 1. Végétaux et invertébrés. Pub. F.A.O, et com. de com. Eur. Rome, F.A.O., Vol. 1. 760p.

Flament M., 2010 - Action Distribution Directe, *Rev. Related Research*, Entreprise Avenue du Parc : agréé par la DRAAF-SRAL-PICARDIE, Passel, France.

Forsberg A., Söderlund S., Frank A., Peterson L.R., Pedersen, M. 1988 - Studies on metal content in the brown seaweed, *Fucus vesiculosus*, from the Archipelago of Stockholm, Environ. Pollut. 49: 245–263.

Freixa, 2009 - Benmarking international en matière de dessalement des eaux - Revue HTE n°142 - juin 2009.

Fritzmann, C., Lowenberg, J., Wintgens, T., Melin, T. 2007 -State-of-the-art of reverse osmosis desalination. Desalination. Volume 216, Issues 1-3, 1-76.

Fuge R., James K.H., 1973- Trace metal concentrations in brown seaweeds. Cardigan Bay, Wales, Mar. Chem. 1 :281–293.

Fuge R., James Kh. 1973 -Trace metal concentration in Brown seaweeds, cardigan Bay, Wales, Mar. Chem. 1: 281-293.

Fuge R., James Kh. 1974 - Trace metal concentration in *Fucus* from the Bristol chanel. Mar. pollut. Bull. 5: 9-15.

Fuge, R. K James, H. - Traces metals concentrations in *Fucus* from the Bristol Chanel, Mar. Pollut. Bull., 5, 1: 9-12.

George, S. G, E. Carpene et T. L. Coombs, 1978 – The effect of salinity on the uptake of cadmium by the common mussel, *mytilus edulis* (L). physiology and behavior of marine organisms. d. s. mclusky et a. j. bary, oxford, pergamon press: 189-193.

George, S. G. 1980 – Correlations of metal accumulation in mussels with the mechanisms of uptake, metabolism and detoxification: a review. *Thalassiasia Jugoslavica* 16 (2-4): 347-365.

Gilbin, R. 2000 – Caractérisation de l'exposition des écosystèmes aquatiques a, des produits phytosanitaires : spéciation, disponibilité de toxicité. Thèse. Doct. Fac. Sciences, Univ. Genève. Thèse N° 3315. Pp195.

Gmelin J. F., 13^{ème} édit. Du systema Naturae de Carl Von Linné 1788.

Gmelin, J.F. 1791- Systema naturae per regna tria naturae. Editio decima tertia, aucta, reformata. Leipzig, 1(6):3363.

Goyer M., 1998 – Cité de la mer. Association Estran (site Internet).

Grasse P.P., et Doumenc D., 1995 – Zoologie 1. Invertébrés. Ed. Mass. Cie. Paris : 126-136 p.

Güven K.C., Saygi N., Öztürk B., 1993 - Survey of metal contents of bosphorus seaweed, *Zostera marina* and sediments, *Bot. Mar.* 36: 175–178.

Hägerhäll B., 1973 -Marine botanical-hydrographical trace element studies in the Öresund Area, *Bot. Mar.* 16: 53–64.

Hagenoer J., M., et Furon D., 1981 – Toxicologie et hygiène industrielle. Ed. Techniques et documentation. Tome: I, P. 213-238.

Hamed M. A., and Emara A. M., 2006 - Marine mollusks as biomonitors for heavy metal levels in the gulf of Suez, Red sea (Egypt). *Journal of Marine Systems*, 60.Pp 220-234.

Haug A., Melsom S., Omang S., 1974 -Estimation of heavy metal pollution in two Norwegian fjord areas by analysis of the brown alge *Ascophyllum nodosum*, *Environ. Pollut.* 7: 179–192.

Helle E., 1981 – Reproductive trends and occurrence of organochlorines and heavy metals in the Baltic seal populations. *Ices Cm*, 1981/E:37.

Higgins HW, Mackey DJ. 1987 - Role of *Eklonia radiata* (C. Ag.) J. Agardh in determining traces metal availability in coastal waters. I. Total traces metals. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 38:307–315.

Hill, A.M. et Matrone, G., 1970 – Chemical parameters in the study of in vivo and In Vitro interactions of transition elements. *Fed. Proc. Fed. Am. Soc. Exp. Biol.*, 29: 1474.

Himmi N., Fekhaoui M., Foutlane A., Bourchic H., El Mmaroufy M., Benazzout T., Hasnaoui M. 2003- Relazione plankton-parametri fisici chimici in un bacino dimaturazione (laguna mista Beni Slimane – Morocco. *Rivista Di Idrobiologia. Universitadegli studi di perugia, Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia laboratorio Di Idrobiologia “G.B. Grassi”*, 110–111p.

Honda K., et Tatsukawa R., 1983 – Distribution of cadmium and zinc in tissues and organs, and their age-related changes in striped dolphins *Stenella Coeruleaalba*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12:543-550.

Howarth, R.S. et Spargue, J. B., 1978 – Copper lethality to Rainbow trout in waters of various hardness and pH. *Water. Res.*, 12: 455-462.

Huchet M. P., 1992 – La coralline de la Méditerranéen (site Internet).

Huppertz W. et Meissner H., 1987 - Effect of the temperature and Salt Content of Sea Water on the Corrosion Behaviour of Aluminium. *Worst-off und Korrosion*, vol. 38, 709-710.

Iver Duedall, - Océanographie, Florida Institute of Technology.

JORA., 2006 - Journal Officiel de la République Algérienne). Normes de valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur, Algérie.

Joridis CR., Azokum MI 1999 - Heavy metals in the bivalve *Anadara* (*Senilia*) *Senilis* from Nigeria *Mar. Pollut. Bull.*, 38: 628-22.

Kaimoussi A., Mouzdahir A., 2004 - Variations saisonnière des teneurs en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Ulva lactuca* prélevée au niveau du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc), *C. R. Biologies* 327 : 361-369.

Kaimoussi A., Mouzdahir A., 2005 - Variations saisonnière des concentrations en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Fucus spiralis* du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc), *Water Qual. Res. J. Canada*, Volume 40, NO. 1, 102-110.

Kaimoussi a., Mouzdahir a., Saih A., 2004. Variations saisonnières des teneurs en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Ulva lactuca* prélevée au niveau du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc). *C.R. Biologies* 327 : 361-369.

Kaimoussi a., Mouzdahir a., Saih A., 2005 -Variations saisonnières des concentrations en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Fucus spiralis* du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc). *Water Qual. Res. J. Canada* 40 N° 1: 102- 110.

Khalid A., 1997 - A comparative study for distribution of some heavy metals in aquatic organisms fished from Alexandria region. PhD Thesis. Alexandria. [11] Kucuksezgin F., Altaya O., Uluturhan E., Kontas A., Trace metal and organ chlorine residue levels in red mullet *Mullus barbatus* from the eastern Aegean, Turkey water. *Res.* 2001, 35 (9): 2327-27.

Kholer, K. et H. U. Riisgard, 1982 – Formation of metallothioneines in relation to accumulation of cadmium in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol* 66: 53-58.

Konemann W. H. et Pieters M. N. 1996 – Cpnfusion of concepts in mixture Toxicology. *Food. Chem. Toxicol.* 34: 1025-1031. *Lakes. Proceedings*, 4: 46-49.

Lattemann, S., Hopner, T. 2008 - Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. *Desalination*. Volume 220, Issues 1-3, 1-15.

LEM., 2006 - Etude d'impact sur l'environnement du dragage des abords des quais du port d'Alger. **Laboratoire D'études Maritimes.**

Lewis A., 2002 - Fish tissue quality in near coastal area of the Gulf of Mexico receiving point source discharges. *Sci. total. Environ*, 284: 249-61.

Leynaud G. 1968 - Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. B.T.I. Ministère de l'agriculture, 224-881.

Linnaeus, J. Agardh, 1883- as seen by [Interim Register of Marine and Nonmarine Genera](#).

Linné C.1758- *Systema naturæ per regna tria naturæ, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*, 10^e Edit.

M.A.T.E., 2000 – Ministère de l'aménagement du territoire et de l'env. Rapport sur l'état de l'avenir de l'environnement Alger : 396p.

Maamri A., 2001- Impact of human activities on lagoon environments: the case of Nador Lagoon in Morocco. 9th International Conference on the Conservation and Management of

Mac Artain P., G. CIR, M. Brooks, R. 2007 - Campbell, IR. Rowland. Nutritional value of edible seaweeds. *Nutrition Reviews* 65:535-543.

Magos L., et Webb M., 1978 – Theoretical and practical considerations on the problem of heavy metal Interaction. *Environ. Health Perspect*, 25: 151.

Marcelo Enrique C., Gaetano C., 2003 - A biomonitoring study: trace metals in algae and mollusks from Tyrrhenian coastal areas. In Italy. *Environmental Research* 93: 99-112.

Martin J., Whitfield M., 1983 - The significance of river input of chemical elements to the Ocean. *Trace Metals in Sea Water*, edited par C.S. Wong, E. Boyle. New York, Plenum Press, pp 265–96.

Martoja M., et R. Martoja 1982 – La bioaccumulation des métaux, processus physiologique normal et conséquences de la pollution. « le courrier du Cnrs 54 : 32-37.

Millot C., 1989 – Circulation the western Mediterranean sea. *Occidentales annales de géographie* N° 549 : pp 497-515.

Morton, A. J., Callister, A. J., Wade, N. M. 1996 - Environmental impacts of seawater distillation and reverse osmosis processes. *Desalination*. Volume 108, Issues 1-3, 1-10.

Munda I. M., Hudnik V., 1991 - Trace metal content in some seaweeds from the northern Adriatic, *Bot. Mar.* 34: 241–249.

Mzoughi N., Stoichev T.L., El Abed A., Dachraoui Amouroux A. and Sonard O.F.X, Speciation of mercury in marine sediments and mussel tissues of Bizerte Lagoon 2002 - Tunisia. *Jour., CSTL. Conserv.*

N.M. 2002 - Norme Marocaine de qualité des eaux. Arrêté conjoint du Ministre de l'équipement et du Ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n° 1275-01 du 10 chaabane 1423 (17 -10-2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface. *Bull. Off.* n°5062.du 30 ramadan 1423(5-12-2002).

Nakhlé F. K., 2003 – Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littoral libanaises : Apports et suivi au moyen de bioindicateurs qualitatifs (Eponge, bivalve et gastéropodes). Thèse. Spécialité : Interactions toxiques dans les écosystèmes, Paris 7. 114p.

Nelson D. A., Calabres A., et Mcinnes J. R. 1977 – Mercury stress on juveniles Bay Scallops *agropecten irradiants*, under various salinity-temperature regimes. *Mar. Biol.*, 43: 293-297.

Nimil A., 1983 – Biological and toxicological effects of effect of environmental contaminant in fishe and their eggs. *Car. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 306-312.

Noureddine A., 2002 - Monitoring of radionuleides in Algerian coastal waters. CIESM work shops séries. (15). 136p.

OIE. 2009 - Office International de l'eau, indicateur de qualité, REFEA. France.

OMS. 1985 -Directives de qualité pour l'eau de boisson, (), Vol.1. Recommandations. Genève, OMS, 129 p.

Ottmann, F., 1965 - Introduction à la géologie marine et littorale. Edition Masson, Paris. 259p.

P.D.A.U. 1996 - Agence National pour l'aménagement du territoire, Plan : Direction d'aménagement en urbanisme (A.N.A.T) groupement des communes de Béni-Saf, Sidi-Safi, Emir Abd. El-Kader. 118p.

P.D.A.U. 1996 - Plan Direction d'aménagement et urbanisme de groupement : Béni-Saf, Sidi-Safi, Emir Abd. El-Kader, 88p.

Pastor A., Hernandez F., Peris M. A., Beltran J., Sancho J. V., Castillon M. T., 1994 - Levels heavy metals in some marine organisms from the western Mediterranean area (Spain), Marine Pollution.Bull. Bibliomer N°13, Vol. 28, NO-1, pp 50-53.

Pérez R., 1997 - Ces algues qui nous entourent. Edition-IFREMER. Plouzane France.

Phillips D. J. H., 1994 - Macrophytes as biomonitors of trace metals, in: K.J.M. Kramer (Ed.), Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries, CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 85–103.

Phillips Dj. H., 1976 - The common mussel, *Mytillus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper I, Effect of environmental variables on uptake of metals Mar. Biol., 38: 59-69.

Poggi R., 1990 - Impacts sanitaires des contaminations micro-biologiques. IFREMER. La mer et les rejets urbains n° 11: 115-132.

Pohl C., Kattner G., Schulz-Baldes M., 1993 - Cadmium, copper, lead and zinc on transects through Arctic and Eastern Atlantic surface and deep waters, J. Mar. Syst. 4: 17–29.

Prudent M., Kim EY., Tanabe S., Tatsukawa R., 1997 - Metal levels in some commercial fish species from Manila Bay, The philippines Mar. pollut. Bull. 34 (8): 671-4.

R.N.O., 1988 – Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin : dix années de surveillance 1974-1984. Document technique , IFREMER. Vol. 1 : 63p.

Rainbow PS, Phillips DJ. 1993 - Cosmopolitan biomonitors of trace metals. Mar. Pollut. Bull. 26:593–601.

Ramade F. et Alii, 1997 - Conservation des écosystèmes méditerranéens : enjeux et prospective, Economica, Les Fascicules du Plan Bleu, n° 3, 2e édition. Réseau des chambres de commerce et d'industrie insulaires de l'union européenne, délégation régionale corse (2002), Les PME face aux handicaps insulaires.

Ramade F., 1979 – Ecotoxicologie. 2^{ième} Edt. Masson. Paris. 300p.

Ramade F., 1992 – Précis d'écotoxicologie. Ed. Paris. 300p.

Ramade F., 2000 – Dictionnaire encyclopédique des polluants : les polluants de l'environnement à l'homme. Ed. International., Paris : 690 p.

Rice DL, Lapointe BE. 1981 - Experimental and outdoor studies with *Ulva fasciata* Delile. II. Trace metal chemistry. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 54:1–11.

Rodier J., 1976 – L'analyse de l'eau. Eaux naturelles- Eaux résiduaires eau de mer. Tome I et II, 5^{ème} Ed. Bordas : 1136p.

Rodier J., 1984 - L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Edition Dunod Paris..

Sawidis T., Voulgaropoulos A.N., 1986 - Seasonal bioaccumulation of iron, cobalt and copper in marine seaweed from thermaikos gulf of the northern Aegean sea, Greece, Mar. Environ. Res. 19: 39–47.

Seeliger U., Edwards P., 1987 - Correlation coefficients and concentration factors of copper and lead in seawater and benthic seaweed, Mar. Pollut. Bull. 8: 16–19.

Shiber J.G., Washburn, 1978 - Lead, mercury and certain nutrient elements in *Ulva lactuca* (Linnaeus) from Ras Beirut, Lebanon, *Hydrobiology* 61 :187–192.

Simkiss K., M. Taylor et A. Z. Mason 1982 – Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs. *Mar. Biol. Letters* 3: 197-201.

Sîrbu R., Sava C., Lucia Ghergic D., Passy Mouima N. A.F, 2006 - Caractérisation de certains principes actifs de *Ulva lactuca* et *Ulva rigida* : algues vertes du littoral roumain de la mer noire, *Scientific Study and Research. Vol. VII (1) : ISSN 1582-540X. Constanta; Roumanie.*

Skipnes D, Roland T, Haug A. 1975 - Uptake of zinc and strontium by brown algae. *Physiol. Plant.* 34:314–320.

Stenner R. D., Nikless G., 1975 - Heavy metals in organisms of the Atlantic coast of S. W. Spain and Portugal. *Mar. Pollut. Bull.* 6, 6:89-91;

Storelli M. M., Storelli A., Macrotrigiano G. O., 2001 - Heavy metals in the aquatic Environment of the Southern Adriatic Sea, Italy macroalgae, sediment and benthic species. *Env. International* 26 505-509.

Taleb M. Z., Boutiba Z., 2007 - La moule *Mitillusgallo provincialis* bio-indicatrice de pollution marine- cas du port d'Oran. *Pub. Sciences et Technologie C- N°25, Pp. 59-64.*

UNEP (DEC) MED WG. 191/6. Annexe 5. Grandes lignes pour la préparation du document PAS BIO : 09 p.

UNEP (DEC) MED WG. 191/Inf. 3. Plan d'action pour la Méditerranée. Préparation d'un plan d'action stratégique pour la conservation de la diversité biologique en région méditerranéenne : 15 p.

UNEP (OCA)MED WG. 154/7. Annexe VI. Projet de classification de référence des types d'habitats marins pour la région méditerranéenne.

UNEP, 2003 -United Nations Environment Programme (UNEP) - Dessalement de l'eau de mer en méditerranée : évaluation et lignes directrices - 135p - 2003

UNEP/MAP/MEDPOL. 2004 - Guidelines on environmental inspection systems for mediterranean region. MAP technical reports series N° 149.

Usero J., Izquierdo C., Morillo J., Gracia I, 2003 - Heavy metals in fish (*Solea vulgaris*, *Anguilla Anguilla* and *Liza aurata*) from salt marshes on the southern Atlantic coast of Spain, Environmental International Science 29, p 949-956.

Usero J., Morillo,J. Gracia I., 1997 - Contamination métallique dans les sédiments aquatiques et des métaux dans les écosystèmes aquatiques. Technologia del agua, 166, 44-50, Spain.

W.H.O. 1987 - Global pollution and health results of related environmental monitoring. Global environment monitoring system, WHO, UNEP.

Wang W. X., et N. S. Fisher 1997 – Modeling the influence of body size on trace accumulation in the mussel “*Mytilus eludis*”. Mar. Ecol. Prog. Ser 161: 103-115.

Wang W. X., et N. S. Fisher. Et S. N. Luoma 1995 – Assimilation of trace elements ingested by the mussel “*Mytilus eludis*”: effects of algal food abundance. Mar. Ecol. Prog. Ser 129: 165-176.

Whyte J., 2000 – Les algues marines (phytoplanktons). Ass. Pêche et Océan. (Canada : site Internet).

Wong M.H., Kowk T.T., Ho K.C. 1982 - Heavy metals in *Ulva lactuca* collected within Tolo Harbour, an almost landlocked sea, Hydrobiol. Bull. 16 : 223–230.

Y.B. Ho, 1987 - Metals in 19 intertidal macro seaweed in Hong Kong waters, Mar. Pollut. Bull. 18 : 564–566.

Y.B. Ho, 1990 - Metals in *Ulva lactuca* in Hong Kong intertidal waters, Bull. Mar. Sci. 47: 79–85.

BIBLIOGRAPHIE

A.N.A.T., 1996 – Agence National pour l'aménagement du territoire 1996. Plan : Direction d'aménagement en urbanisme (P.D.A.U) groupement des communes de Beni Saf, Sidi Safi, Emir Abd El-Kader. 118p.

Abdel Moati A. R., Atta. M., 1991 -*Patella vulgata*, *Mitilus minimus* and *Hay le prevosti* as bio-indicators for Pb and Se enrichment in Alexandria coastal waters. *Mar. Pollut . Bull.* (22). pp.148-150.

Aboul-Dahab O., 1985 - Chemical cycle of inorganique pollutants in the ecosystem west of Alexandria between Anfonshy and A gamy .Ph D. thesis, Alexandria University.

Ahsanullah M., Negilski D.S., M.C.V. 1981 - Mobley, Toxicity of zinc, cadmium, and copper to the shrimp *Callinassau straliensis*. I: Effects of individual metals. III: Accumulation of metals, *Mar. Biol.* 64: 229–304 and 311–316.

Aichiou, L et Echchatabi, L. 2006 - Evaluation de la qualité bactériologique des eaux de baignade des deux plages de la commune de Bab El Oued : R'mila et Kittani, Mémoire d'ingénieur en environnement marin, ISMAL, 73p.

Altenburger R., Backhaus T., Boedeker W., Faust M., Scholze M. et Grimme L. H. 2000 – Predictibility of the toxicity of multiple chemical mixtures to *Vibrio Fisheri*: mixtures composed of similary acting chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 2341-2347.

Amiard-Triquet, C., Jeantlet, A. Y. et Berthet, B., 1993 – Metal transfer in marine food chains : bioaccumulation and toxicity. *Acta. Biologica Hungarica* 44 (4): 387-409.

Aminot A., M. Chaussepied, 1983 - Manuel des analyses chimiques en milieu marin, CNEXO : 395p.

Anton M.P., Casco C. and Benedicto J. M. 2002 - Biomonitoring in the Mediterranean coast of Spain., GIESM workshops series. (15). 136p.

Asso A., 1982 – Contribution à l'étude de polluants métalliques chez la moule *Perna perna* dans la région d'Alger. Thèse de 3^{ème} cycle. Univ. Aix-Marseille II : 138 pp.

Asso, A., 1982 – Contribution à l'étude des polluants métalliques chez la moule *Perna perna* (L) dans la région d'Alger. Thèse Doc. 3^{ème} cycle d'océanographie biologique, Univ d'Aix-Marseille II : 138p.

Aubert M., Revillon P., Breittmyer J. P., Gauthier M., Aubert J., et Flatan G., 1982 – Métaux lourds en Méditerranée. Rev. Inter. Océanogr. Méd. Nice., 3 : pp 118-121.

Aubert, M., Revillon, P., Breittmyer, J. P., Gauthier, M., Aubert, J., et Flatan, G., 1983 – Métaux lourds en Méditerranée. 3^{ème} tome. Rev. Inter. Océanog. Méd., Fr., 28-29/1-371.

Backhaus T., Altenburger R., Boedeker W., Faust M., Scholze M., et Grimme L.H., 2000 – Predictability of the toxicity of a multiple mixture of dissimilarly acting chemicals to *Vibrio fischeri*. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 2348-2356.

Bagnouls F., Gausson J., 1953 - Saison sèche et indice xéothermique, Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse. Vol. 88 (3-4) : p 139 – 239.

Bakalem, A., 1980 – Pollution et sources de pollution marine d'origine Industrielle sur la côte Algérienne. Etude préliminaire. *Vémes Journée Etud. Pollution*, C.I.E.S.M. Cagliari : 195-200.

Belkhedim L., 2014 – Etude de la reproduction et de la contamination métallique chez l'oursin comestible *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) de la Méditerranée Sud Occidentale (Algérie). Doc. Sci. Env. Mar. Univ. Oran. 40-41p.

BELLAN, et PERES, JM. 1994 - La pollution des mers. 3^{ème} édition, presses universitaires de France, collection que sais-je ? 127p.

Bergasa O., Ramirez R., Collado C., Hernandez-Brito J. J., Dolores M., Caballero G., Rodrigues Somazas M., Haroun R. J., 2006 – Study of metals concentration levels in *Patella piperata* throughout the Canary Island, Spain. *Environ. Monit. Assess.* Springer. 7p.

Berraho A., 2006 – Ressources halieutiques et potentialités aquacoles au Maroc. Edi. Okad.82p.

Boedeker W., Altenburger R., Faust M. et Grimme L.H. 1992 – Synopsis of concepts and models for the quantitative analysis of combination effects: from biometrics to ecotoxicology. *Arch.Complex Environ. Studies* 4:45-53.

Borsali S., 2015 – Evaluation de la contamination métallique dans trois organes (foie, gonades, et muscle) du Rouget de roche *Mullus surmuletus* (Lamarck, 1758) par quatre métaux lourds (Zn, Cu, Cd, Pb) pêché dans la baie d'Oran. Doc. Sci. Env. Mar. Univ. Oran. 34-35p.

Boue H., et Chanton R., 1978 – Zoologie 1-2, Ed. Doin. Paris : pp 9-78.

Boyden C.R., 1977 - Effect of size upon metal content of shell fish, J. Mar. Biol. Ass. (57), PP. 675-714.

Brown D. A., et Parsons T. R., 1978 – Relationship between cytoplasmic distribution of mercury and toxic effects to zooplankton and chum salmon *Oncorhynchus Keta* exposed to mercury in a controlled ecosystem. J.Fish.Res. Board. Com., 35: 880-884.

Brown M.T., Hodgkinson W.M., Hurd C.L. 1999, Spatial and temporal variations in the copper and zinc concentrations of two green seaweeds from Otago Harbour, New Zealand, Mar. Environ. Res. 47: 175–184.

Bryan G.W., Hummerstone L.G., 1973 - Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries of south-west England, J. Mar. Biol. Assoc. UK 53: 705–720.

Campanella, L. Conti M.E., Cubadda, F. Sucapane, C. 2001 - Trace metals in seagrass, algae and mollusks from an uncontaminated area in the Mediterranean. Environ. Pollut. 111, 117–126.

Chafi A.H., 1995 - Mécanismes cellulaires de la bioaccumulation d'éléments minéraux, toxiques chez certains organismes aquatiques de la Méditerranée, de l'Oued Moulouya et de l'oued Sebou et

du Moyen Atlas : toxicité de l'aluminium et impact sur la santé humaine. Doct. Univ. Mohammed 1er Oujda, 222p.

Cheggour M., Chafik A., Langston W. J., Burt G. R., Benbrahim S. and Texier H. 2001- Metals in sediments and the edible coker *Cerastoderma edule* from two Moroccan Atlantic lagoons: Moulay Bouselham and Sidi Moussa. Environmental pollution: p 115, 149 – 160.

Cleuvers M. 2003 - Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. Toxicol. Letters 142: 185-194.

Cossa D., et P. Lassus 1989 – Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, éditions Ifremer, plouzané, France. 16 : 111.

Cossa D., Lassus P., 1989 -Le cadmium en milieu marin, bio-géochimie et écotoxicologie ; Edit., Ifremer Plouzané, France ; 16 : 111.

Cravo A., Bebianno M. J., 2005 - Bioaccumulation of metals in the soft tissue of *Patella aspera*: application of metal shell weight indices. Estuarine costal-Portugal. Coastal and Shelf Science 65 571-586.

Cubadda F., Conti M. E., Campanella L., 2001- Size-dependent concentrations of traces metals in four Mediterranean gastropod. *Chemosphere* 45. Pp561-569.

Cuillemet, M. 1988 -Impact des rejets urbains et industriels de la région Toulouse-sud sur l'écosystème aquatique de la Saurune. Thèse de Doctorat de 3ème cycle, Univ. Paul. Sabatier. Toulouse.

Cuissin M., 1977 – Le monde de la nature. Ed. Larousse Paris. 246p.

Culioli J. M. 2003, Service Parc marin international de Port-Cros, Office de l'Environnement de la Corse, pub. Association *Finocchiarola* pour la gestion des espaces naturels de la Pointe du Cap Corse 9-10.

Dahaoui L., 2003 – Comparaison entre différentes méthodes de minéralisation pour l'étude de la bioaccumulation métalliques (Plomb., Zinc., Fer., Cadmium., Cuivre) et de la patelle sur le littoral de Rachghoun, Ing., Ecol. Univ. Tlemcen. 45p.

Dawoud, M. A., Al Mulla, M. M. 2012 - Environmental Impacts of Seawater Desalination: Arabian Gulf Case Study. International Journal of Environment and Sustainability. Volume 1, Issue 3, 22-37.

De Reviere B., 2002- Biologie et phylogénie des algues. Tome 1. Edt. Belin. 351p.

De Villers J., Squilbin M., Yourassowsky C. 2005 - Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface cadre général Fiche 2, Institut Bruxellois « IBGE » pour la gestion de l'environnement/observatoire des données de l'environnement.

Decroix H., 2000 – Les algues. Club de plongée sub aquatique (Site Internet).

Depledge M. H. et P. S. Rainbow 1990 – Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. Comp. Biochem. Physiol. 97c: 1-7.

Depledge, M. H., Fossi, M. C. 1994 -The role of biomarkers in environmental assessment (2). Invertebrates in vertebrates. Ecotoxicology. Volume 3, Issue 3, 161-172.

Dermeche S., 1998 - Teneurs en métaux lourds (Cadmium., Plomb., Cuivre, Zinc, Nickel) chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Camarck, 1816), pêche dans le golf d'Arzew. Magi., Univ., Oran. Biol. Poll. Mar. 33p.

Drude de Lacerda L., Teixeira V.L., Guimaraes J.R.D., 1985 - Seasonal variation of heavy metals in seaweeds from Conceição de Jacarei (R.J.), Brasil, Bot. Mar. 28: 339–343.

Dumon J.-C., Lapaquellerie Y., Latouche C., 1994 - Éléments-traces des algues et des phanérogames marines (Zostères) du contexte laguno-marin d'Arcachon. Recherche des influences de l'environnement pédologique sur le chimisme du peuplement végétal, Vie Milieu 44 (3/4) 167–183.

Duquesne S., 1994 – Pollution métallique et biomarqueurs : les metallothioneines. Analysis Magazine. Volume 22, N° 1. France. pp 20-23.

EC Directive 92/43/EEC. On the conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora).

Eide I., Myklestad S., Melsom S., 1980 -Long-term uptake and release of heavy metals by *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jol. (Phaeophyceae) in situ, Environ. Pollut. Ser. A 23 : 19–28.

Eisler, L., et Gardner, G.R., 1973 – Acute toxicity to an estuarine teleost of mixtures of cadmium, copper and zinc, salts. J. Fish. Biol., 5: 131-142.

El Nemr A., KhaledA., MoneerA. A., El Sikaily A., 2012 - Risk probability due to heavy metals in bivalve from Egyptian Mediterranean coast. Egyptian Journal of Aquatic Research: 38, 67–75.

Elimelech et Phillip, 2011 -Elimelech, M., Phillip, W. A. 2011. The future of seawater desalination : energy, technology, and the environment. Science. Volume 333, Issue 6043, 712-717.

El-Rayis O.,Aboul-Dahab O., HalimY. and Rilley I., 1997 - Metal accumulation in Mex Bay. 7 Th. International Conference Environmental protection is a must May (), Alexandria, Egypt. Pp. 83-59.

El-Sikaily, A., Khaled, A., El-Nemr, A., 2004 - Heavy metals monitoring using bivalves from Mediterranean Sea and Red Sea.Environmental Monitoring and Assessment 98, 41–58.

Enrique Conti M., Grazia Finoia M., 2010 - Metals in molluscs and algae: A north–south Tyrrhenian Sea baseline, Journal of Hazardous Materials 181: 388–392.

European communities, 2001 - Commission regulation (EC) No 466/2001 of 8 March 2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs; *official Journal of the European communities* L77.

European communities, Commission regulation (EC) No 466/2001 of 8 March. 2001 - setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs; *official Journal of the European communities* L77.

F.A.O 1994 - Etude des métaux lourds présents dans l'environnement aquatique Africain. Département de pêche, Doc. Technique CPCA. NO. 25. Rome, 1994, 129p. Rapp FAO. Pêches (471):7–45 et Ecotoxicol. Environ. Saf., 28:134–59.

F.A.O., Division de la production végétale et de la protection des plantes, 1988 Rapport de vingt-neuvième session du comité FAO de lutte contre le criquet Peleim, Rome, 13-17 Juin 1988. Rapport de réunion NO, AGP/1988/M12, 44p.

Faust M., Altenburger R., Backhaus T., Blanck H., Boedeker W., Gramatica P., Hamer V., Scholze M., Vighi M. et Grimme L.H. 2001- Predicting the joint algal toxicity of multi-component s-triazine mixtures at low-effect concentrations of individual toxicants. *Aquatic Toxicol.* 56: 13-32.

Faust M., Altenburger R., Backhaus T., Blanck H., Boedeker W., Gramatica P., Hamer V., Scholze M., Vighi M. et Grimme L.H. 2003- Joint algal toxicity of 16 dissimilar arctingchemicals in predictable by the concept of independent action. *Aquatic. Toxicol.* 63: 43- 63.

FENIP. 2015 - Fédération Nationale des Industries de Transformation des Produits de la Pêche, Voies de valorisation des produits de la mer marocains : http://www.fenip.com/upload/documentation/valorisation_p02.pdf.

Fernanda Leal M.C., Teresa Vasconcelos M., Sousapinto I., J.P.S. 1997 - Cabral, Biomonitoring with benthic Macro seaweed and direct assay of heavy metals in seawater of the oporto coast (Northwest Portugal), *Mar. Pollut. Bull.* 34 (12): 1006–1015.

Feron V. J. et Groten J. P. 2002 – Toxicological evaluation of chemical mixtures. *Food. Chem. Toxicol.* 40: 825-839.

Fisher W., Bouchot M. L. et Schneider M., 1987 – Fishes F.A.O d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et mer noire. Zone de pêche 37 : Vol. 1. Végétaux et invertébrés. Pub. F.A.O, et com. de com. Eur. Rome, F.A.O., Vol. 1. 760p.

Flament M., 2010 - Action Distribution Directe, *Rev. Related Research*, Entreprise Avenue du Parc : agréé par la DRAAF-SRAL-PICARDIE, Passel, France.

Forsberg A., Söderlund S., Frank A., Peterson L.R., Pedersen, M. 1988 - Studies on metal content in the brown seaweed, *Fucus vesiculosus*, from the Archipelago of Stockholm, Environ. Pollut. 49: 245–263.

Freixa, 2009 - Benmarking international en matière de dessalement des eaux - Revue HTE n°142 - juin 2009.

Fritzmann, C., Lowenberg, J., Wintgens, T., Melin, T. 2007 -State-of-the-art of reverse osmosis desalination. Desalination. Volume 216, Issues 1-3, 1-76.

Fuge R., James K.H., 1973- Trace metal concentrations in brown seaweeds. Cardigan Bay, Wales, Mar. Chem. 1 :281–293.

Fuge R., James Kh. 1973 -Trace metal concentration in Brown seaweeds, cardigan Bay, Wales, Mar. Chem. 1: 281-293.

Fuge R., James Kh. 1974 - Trace metal concentration in *Fucus* from the Bristol chanel. Mar. pollut. Bull. 5: 9-15.

Fuge, R. K James, H. - Traces metals concentrations in *Fucus* from the Bristol Chanel, Mar. Pollut. Bull., 5, 1: 9-12.

George, S. G, E. Carpene et T. L. Coombs, 1978 – The effect of salinity on the uptake of cadmium by the common mussel, *mytilus edulis* (L). physiology and behavior of marine organisms. d. s. mclusky et a. j. bary, oxford, pergamon press: 189-193.

George, S. G. 1980 – Correlations of metal accumulation in mussels with the mechanisms of uptake, metabolism and detoxification: a review. *Thalassiasia Jugoslavica* 16 (2-4): 347-365.

Gilbin, R. 2000 – Caractérisation de l'exposition des écosystèmes aquatiques a, des produits phytosanitaires : spéciation, disponibilité de toxicité. Thèse. Doct. Fac. Sciences, Univ. Genève. Thèse N° 3315. Pp195.

Gmelin J. F., 13^{ème} édit. Du systema Naturae de Carl Von Linné 1788.

Gmelin, J.F. 1791- Systema naturae per regna tria naturae. Editio decima tertia, aucta, reformata. Leipzig, 1(6):3363.

Goyer M., 1998 – Cité de la mer. Association Estran (site Internet).

Grasse P.P., et Doumenc D., 1995 – Zoologie 1. Invertébrés. Ed. Mass. Cie. Paris : 126-136 p.

Güven K.C., Saygi N., Öztürk B., 1993 - Survey of metal contents of bosphorus seaweed, *Zostera marina* and sediments, *Bot. Mar.* 36: 175–178.

Hägerhäll B., 1973 -Marine botanical-hydrographical trace element studies in the Öresund Area, *Bot. Mar.* 16: 53–64.

Hagenoer J., M., et Furon D., 1981 – Toxicologie et hygiène industrielle. Ed. Techniques et documentation. Tome: I, P. 213-238.

Hamed M. A., and Emara A. M., 2006 - Marine mollusks as biomonitors for heavy metal levels in the gulf of Suez, Red sea (Egypt). *Journal of Marine Systems*, 60.Pp 220-234.

Haug A., Melsom S., Omang S., 1974 -Estimation of heavy metal pollution in two Norwegian fjord areas by analysis of the brown alga *Ascophyllum nodosum*, *Environ. Pollut.* 7: 179–192.

Helle E., 1981 – Reproductive trends and occurrence of organochlorines and heavy metals in the Baltic seal populations. *Ices Cm*, 1981/E:37.

Higgins HW, Mackey DJ. 1987 - Role of *Eklonia radiata* (C. Ag.) J. Agardh in determining traces metal availability in coastal waters. I. Total traces metals. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 38:307–315.

Hill, A.M. et Matrone, G., 1970 – Chemical parameters in the study of in vivo and In Vitro interactions of transition elements. *Fed. Proc. Fed. Am. Soc. Exp. Biol.*, 29: 1474.

Himmi N., Fekhaoui M., Foutlane A., Bourchic H., El Mmaroufy M., Benazzout T., Hasnaoui M. 2003- Relazione plankton-parametri fisici chimici in un bacino dimaturazione (laguna mista Beni Slimane – Morocco. *Rivista Di Idrobiologia. Universitadegli studi di perugia, Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia laboratorio Di Idrobiologia “G.B. Grassi”*, 110–111p.

Honda K., et Tatsukawa R., 1983 – Distribution of cadmium and zinc in tissues and organs, and their age-related changes in striped dolphins *Stenella Coeruleaalba*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12:543-550.

Howarth, R.S. et Spargue, J. B., 1978 – Copper lethality to Rainbow trout in waters of various hardness and pH. *Water. Res.*, 12: 455-462.

Huchet M. P., 1992 – La coralline de la Méditerranéen (site Internet).

Huppertz W. et Meissner H., 1987 - Effect of the temperature and Salt Content of Sea Water on the Corrosion Behaviour of Aluminium. *Worst-off und Korrosion*, vol. 38, 709-710.

Iver Duedall, - Océanographie, Florida Institute of Technology.

JORA., 2006 - Journal Officiel de la République Algérienne). Normes de valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur, Algérie.

Joridis CR., Azokum MI 1999 - Heavy metals in the bivalve *Anadara* (*Senilia*) *Senilis* from Nigeria *Mar. Pollut. Bull.*, 38: 628-22.

Kaimoussi A., Mouzdahir A., 2004 - Variations saisonnière des teneurs en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Ulva lactuca* prélevée au niveau du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc), *C. R. Biologies* 327 : 361-369.

Kaimoussi A., Mouzdahir A., 2005 - Variations saisonnière des concentrations en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Fucus spiralis* du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc), *Water Qual. Res. J. Canada*, Volume 40, NO. 1, 102-110.

Kaimoussi a., Mouzdahir a., Saih A., 2004. Variations saisonnières des teneurs en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Ulva lactuca* prélevée au niveau du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc). *C.R. Biologies* 327 : 361-369.

Kaimoussi a., Mouzdahir a., Saih A., 2005 -Variations saisonnières des concentrations en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Fucus spiralis* du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc). *Water Qual. Res. J. Canada* 40 N° 1: 102- 110.

Khalid A., 1997 - A comparative study for distribution of some heavy metals in aquatic organisms fished from Alexandria region. PhD Thesis. Alexandria. [11] Kucuksezgin F., Altaya O., Uluturhan E., Kontas A., Trace metal and organ chlorine residue levels in red mullet *Mullus barbatus* from the eastern Aegean, Turkey water. *Res.* 2001, 35 (9): 2327-27.

Kholer, K. et H. U. Riisgard, 1982 – Formation of metallothioneines in relation to accumulation of cadmium in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol* 66: 53-58.

Konemann W. H. et Pieters M. N. 1996 – Cpnfusion of concepts in mixture Toxicology. *Food. Chem. Toxicol.* 34: 1025-1031. *Lakes. Proceedings*, 4: 46-49.

Lattemann, S., Hopner, T. 2008 - Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. *Desalination*. Volume 220, Issues 1-3, 1-15.

LEM., 2006 - Etude d'impact sur l'environnement du dragage des abords des quais du port d'Alger. **Laboratoire D'études Maritimes.**

Lewis A., 2002 - Fish tissue quality in near coastal area of the Gulf of Mexico receiving point source discharges. *Sci. total. Environ*, 284: 249-61.

Leynaud G. 1968 - Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. B.T.I. Ministère de l'agriculture, 224-881.

Linnaeus, J. Agardh, 1883- as seen by [Interim Register of Marine and Nonmarine Genera](#).

Linné C.1758- *Systema naturæ per regna tria naturæ, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*, 10^e Edit.

M.A.T.E., 2000 – Ministère de l'aménagement du territoire et de l'env. Rapport sur l'état de l'avenir de l'environnement Alger : 396p.

Maamri A., 2001- Impact of human activities on lagoon environments: the case of Nador Lagoon in Morocco. 9th International Conference on the Conservation and Management of

Mac Artain P., G. CIR, M. Brooks, R. 2007 - Campbell, IR. Rowland. Nutritional value of edible seaweeds. *Nutrition Reviews* 65:535-543.

Magos L., et Webb M., 1978 – Theoretical and practical considerations on the problem of heavy metal Interaction. *Environ. Health Perspect*, 25: 151.

Marcelo Enrique C., Gaetano C., 2003 - A biomonitoring study: trace metals in algae and mollusks from Tyrrhenian coastal areas. In Italy. *Environmental Research* 93: 99-112.

Martin J., Whitfield M., 1983 - The significance of river input of chemical elements to the Ocean. *Trace Metals in Sea Water*, edited par C.S. Wong, E. Boyle. New York, Plenum Press, pp 265–96.

Martoja M., et R. Martoja 1982 – La bioaccumulation des métaux, processus physiologique normal et conséquences de la pollution. « le courrier du Cnrs 54 : 32-37.

Millot C., 1989 – Circulation the western Mediterranean sea. *Occidentales annales de géographie* N° 549 : pp 497-515.

Morton, A. J., Callister, A. J., Wade, N. M. 1996 - Environmental impacts of seawater distillation and reverse osmosis processes. *Desalination*. Volume 108, Issues 1-3, 1-10.

Munda I. M., Hudnik V., 1991 - Trace metal content in some seaweeds from the northern Adriatic, *Bot. Mar.* 34: 241–249.

Mzoughi N., Stoichev T.L., El Abed A., Dachraoui Amouroux A. and Sonard O.F.X, Speciation of mercury in marine sediments and mussel tissues of Bizerte Lagoon 2002 - Tunisia. *Jour., CSTL. Conserv.*

N.M. 2002 - Norme Marocaine de qualité des eaux. Arrêté conjoint du Ministre de l'équipement et du Ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n° 1275-01 du 10 chaabane 1423 (17 -10-2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface. *Bull. Off.* n°5062.du 30 ramadan 1423(5-12-2002).

Nakhlé F. K., 2003 – Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littoral libanaises : Apports et suivi au moyen de bioindicateurs qualitatifs (Eponge, bivalve et gastéropodes). Thèse. Spécialité : Interactions toxiques dans les écosystèmes, Paris 7. 114p.

Nelson D. A., Calabres A., et Mcinnes J. R. 1977 – Mercury stress on juveniles Bay Scallops *agropecten irradiants*, under various salinity-temperature regimes. *Mar. Biol.*, 43: 293-297.

Nimil A., 1983 – Biological and toxicological effects of effect of environmental contaminant in fishe and their eggs. *Car. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 306-312.

Noureddine A., 2002 - Monitoring of radionuleides in Algerian coastal waters. CIESM work shops séries. (15). 136p.

OIE. 2009 - Office International de l'eau, indicateur de qualité, REFEA. France.

OMS. 1985 -Directives de qualité pour l'eau de boisson, (), Vol.1. Recommandations. Genève, OMS, 129 p.

Ottmann, F., 1965 - Introduction à la géologie marine et littorale. Edition Masson, Paris. 259p.

P.D.A.U. 1996 - Agence National pour l'aménagement du territoire, Plan : Direction d'aménagement en urbanisme (A.N.A.T) groupement des communes de Béni-Saf, Sidi-Safi, Emir Abd. El-Kader. 118p.

P.D.A.U. 1996 - Plan Direction d'aménagement et urbanisme de groupement : Béni-Saf, Sidi-Safi, Emir Abd. El-Kader, 88p.

Pastor A., Hernandez F., Peris M. A., Beltran J., Sancho J. V., Castillon M. T., 1994 - Levels heavy metals in some marine organisms from the western Mediterranean area (Spain), Marine Pollution.Bull. Bibliomer N°13, Vol. 28, NO-1, pp 50-53.

Pérez R., 1997 - Ces algues qui nous entourent. Edition-IFREMER. Plouzane France.

Phillips D. J. H., 1994 - Macrophytes as biomonitors of trace metals, in: K.J.M. Kramer (Ed.), Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries, CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 85–103.

Phillips Dj. H., 1976 - The common mussel, *Mytillus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper I, Effect of environmental variables on uptake of metals Mar. Biol., 38: 59-69.

Poggi R., 1990 - Impacts sanitaires des contaminations micro-biologiques. IFREMER. La mer et les rejets urbains n° 11: 115-132.

Pohl C., Kattner G., Schulz-Baldes M., 1993 - Cadmium, copper, lead and zinc on transects through Arctic and Eastern Atlantic surface and deep waters, J. Mar. Syst. 4: 17–29.

Prudent M., Kim EY., Tanabe S., Tatsukawa R., 1997 - Metal levels in some commercial fish species from Manila Bay, The philippines Mar. pollut. Bull. 34 (8): 671-4.

R.N.O., 1988 – Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin : dix années de surveillance 1974-1984. Document technique , IFREMER. Vol. 1 : 63p.

Rainbow PS, Phillips DJ. 1993 - Cosmopolitan biomonitors of trace metals. Mar. Pollut. Bull. 26:593–601.

Ramade F. et Alii, 1997 - Conservation des écosystèmes méditerranéens : enjeux et prospective, Economica, Les Fascicules du Plan Bleu, n° 3, 2e édition. Réseau des chambres de commerce et d'industrie insulaires de l'union européenne, délégation régionale corse (2002), Les PME face aux handicaps insulaires.

Ramade F., 1979 – Ecotoxicologie. 2^{ième} Edt. Masson. Paris. 300p.

Ramade F., 1992 – Précis d'écotoxicologie. Ed. Paris. 300p.

Ramade F., 2000 – Dictionnaire encyclopédique des polluants : les polluants de l'environnement à l'homme. Ed. International., Paris : 690 p.

Rice DL, Lapointe BE. 1981 - Experimental and outdoor studies with *Ulva fasciata* Delile. II. Trace metal chemistry. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 54:1–11.

Rodier J., 1976 – L'analyse de l'eau. Eaux naturelles- Eaux résiduaires eau de mer. Tome I et II, 5^{ème} Ed. Bordas : 1136p.

Rodier J., 1984 - L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Edition Dunod Paris..

Sawidis T., Voulgaropoulos A.N., 1986 - Seasonal bioaccumulation of iron, cobalt and copper in marine seaweed from thermaikos gulf of the northern Aegean sea, Greece, Mar. Environ. Res. 19: 39–47.

Seeliger U., Edwards P., 1987 - Correlation coefficients and concentration factors of copper and lead in seawater and benthic seaweed, Mar. Pollut. Bull. 8: 16–19.

Shiber J.G., Washburn, 1978 - Lead, mercury and certain nutrient elements in *Ulva lactuca* (Linnaeus) from Ras Beirut, Lebanon, *Hydrobiology* 61 :187–192.

Simkiss K., M. Taylor et A. Z. Mason 1982 – Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs. *Mar. Biol. Letters* 3: 197-201.

Sîrbu R., Sava C., Lucia Ghergic D., Passy Mouima N. A.F, 2006 - Caractérisation de certains principes actifs de *Ulva lactuca* et *Ulva rigida* : algues vertes du littoral roumain de la mer noire, *Scientific Study and Research*. Vol. VII (1) : ISSN 1582-540X. Constanta; Roumanie.

Skipnes D, Roland T, Haug A. 1975 - Uptake of zinc and strontium by brown algae. *Physiol. Plant.* 34:314–320.

Stenner R. D., Nikless G., 1975 - Heavy metals in organisms of the Atlantic coast of S. W. Spain and Portugal. *Mar. Pollut. Bull.* 6, 6:89-91;

Storelli M. M., Storelli A., Macrotrigiano G. O., 2001 - Heavy metals in the aquatic Environment of the Southern Adriatic Sea, Italy macroalgae, sediment and benthic species. *Env. International* 26 505-509.

Taleb M. Z., Boutiba Z., 2007 - La moule *Mitillusgallo provincialis* bio-indicatrice de pollution marine- cas du port d'Oran. *Pub. Sciences et Technologie C- N°25*, Pp. 59-64.

UNEP (DEC) MED WG. 191/6. Annexe 5. Grandes lignes pour la préparation du document PAS BIO : 09 p.

UNEP (DEC) MED WG. 191/Inf. 3. Plan d'action pour la Méditerranée. Préparation d'un plan d'action stratégique pour la conservation de la diversité biologique en région méditerranéenne : 15 p.

UNEP (OCA)MED WG. 154/7. Annexe VI. Projet de classification de référence des types d'habitats marins pour la région méditerranéenne.

UNEP, 2003 -United Nations Environment Programme (UNEP) - Dessalement de l'eau de mer en méditerranée : évaluation et lignes directrices - 135p - 2003

UNEP/MAP/MEDPOL. 2004 - Guidelines on environmental inspection systems for mediterranean region. MAP technical reports series N° 149.

Usero J., Izquierdo C., Morillo J., Gracia I, 2003 - Heavy metals in fish (*Solea vulgaris*, *Anguilla Anguilla* and *Liza aurata*) from salt marshes on the southern Atlantic coast of Spain, *Environnemental International Science* 29, p 949-956.

Usero J., Morillo,J. Gracia I., 1997 - Contamination métallique dans les sédiments aquatiques et des métaux dans les écosystèmes aquatiques. *Technologia del agua*, 166, 44-50, Spain.

W.H.O. 1987 - Global pollution and health results of related environmental monitoring. Global environment monitoring system, WHO, UNEP.

Wang W. X., et N. S. Fisher 1997 – Modeling the influence of body size on trace accumulation in the mussel “*Mytilus eludis*”. *Mar. Ecol. Prog. Ser* 161: 103-115.

Wang W. X., et N. S. Fisher. Et S. N. Luoma 1995 – Assimilation of trace elements ingested by the mussel “*Mytilus eludis*”: effects of algal food abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser* 129: 165-176.

Whyte J., 2000 – Les algues marines (phytoplanktons). *Ass. Pêche et Océan*. (Canada : site Internet).

Wong M.H., Kowk T.T., Ho K.C. 1982 - Heavy metals in *Ulva lactuca* collected within Tolo Harbour, an almost landlocked sea, *Hydrobiol. Bull.* 16 : 223–230.

Y.B. Ho, 1987 - Metals in 19 intertidal macro seaweed in Hong Kong waters, *Mar. Pollut. Bull.* 18 : 564–566.

Y.B. Ho, 1990 - Metals in *Ulva lactuca* in Hong Kong intertidal waters, *Bull. Mar. Sci.* 47: 79–85.

Tableau N° 1: Précipitations mensuelles moyennes exprimées en (mm) allant de **1996-2010** de la région de **Béni- Saf** (d'après l'O.N.M.).

Mois Années	J	F	M	A	M	J	Jut	A	S	O	N	D	Total
1996	60	67	38	23	19	0	0	02	47	10	08	54	27,33
1997	138	0	0	54	14	05	0	03	43	11	63	35	30,5
1998	22	25	14	33	16	01	0	11	02	38	37	19	18,16
1999	51	66	42	0	01	0	0	0	27	23	117	52	31,58
2000	0	0	02	35	13	0	0	04	25	86	59	24	20,66
2001	26	54	06	05	12	0	0	0	09	11	159	34	26,33
2002	03	06	25	66	31	01	0	40	0	24	123	12	27,58
2003	93	107	25	22	16	03	02	0	0	32	56	79	36,25
2004	33	09	43	27	48	08	02	0	0	69	30	90	30,41
2005	23	68	32	21	03	01	0	0	04	24	62	33	22,58
2006	70	115	22	16	31	01	0	0	07	09	10	76	29,75
2008	49,22	57,43	41,2	35,38	24,74	7,25	2,63	3,23	15,26	28,91	59,88	44,36	30,79
2010	46,53	45,61	38,68	24,45	17,82	4,94	0,1	2,38	24,55	37,72	56,9	30	27,47
Moyennes	47,18	47	23,18	27,45	18,55	1,82	0,36	5,45	14,91	30,64	65,82	46,18	27,37

Tableau N° 2: Températures mensuelles moyennes exprimées en (°C) allant de **1996 à 2010** de la région de **Béni- Saf** (d'après l'O.N.M).

Mois Années	J	F	M	A	M	J	Jul	A	S	O	N	D	Total
1996	15,75	13,15	17,2	17,3	18,8	22,25	24,3	25,65	22,1	18,9	16,7	15,6	18,99
1997	14,15	14,55	15,3	17,55	19,7	22,7	23,1	24,75	23,3	21,85	18,2	15,4	19,20
1998	14,35	14,95	15,75	17	18,55	22,4	25,5	25,75	24,2	18,85	16,9	13,35	18,93
1999	13,1	12,45	14,75	17,65	20,6	23,1	25,8	27	24,3	21,5	15,4	13,5	19,1
2000	11,4	14,75	15,55	16,4	20	22,95	25,35	25,45	23,25	19	16,55	15,7	18,86
2001	14,65	14	18,15	17,7	19,5	24,55	25,15	25,9	24,1	22,5	15,35	13,2	27,03
2002	13,1	14,4	15,8	16,95	19,45	22,45	24,9	25,55	23,08	19,6	17,5	15,8	19,11
2003	12,65	12,8	15,75	14,7	19,5	24,55	27,5	27,7	24,15	21,45	16,8	13,75	12,24
2004	14,1	14,35	14,75	16,25	18	23,35	25,5	26,95	25,35	21,9	15,5	13,45	19,12
2005	09,94	11,7	14,7	16	22,6	23,15	26,65	25,65	25,45	20,35	17,1	13,8	18,88
2006	10,7	12,65	15,35	18,6	20,05	22,015	26,3	25,85	23,9	21,95	19	14,5	34,23
2008	12,81	13,43	14,92	16,43	18,97	22,28	24,79	25,74	22,92	20,26	16,76	13,99	18,60
2010	13,2	13,66	15,5	17	18,73	23	23,82	24,8	22	20,1	15,9	14,42	18,51
Moyennes	13,08	13,61	15,73	16,92	19,70	23,04	25,38	26,02	24	20,67	16,82	14,33	19,10

Tableau N° 3: Précipitations mensuelles moyennes exprimées en (mm) allant de **1996-2010** de la région d'**Honaine** (d'après l'O.N.M.).

Mois	J	F	M	A	M	J	Jut	A	S	O	N	D
P	47,56	43,36	33,44	32,80	23,61	1,13	1,53	4,10	17,46	42,53	73,81	45,63

Tableau N° 4: Températures mensuelles moyennes exprimées en (°C) allant de **1996-2010** de la région d'**Honaine** (d'après l'O.N.M.).

Mois	J	F	M	A	M	J	Jut	A	S	O	N	D
m	10,99	9,88	11,60	13,29	16,80	20,83	24,03	24,34	21,53	18,01	13,65	10,95
M	19,82	20,96	20,92	22,15	25,10	27,69	30,67	31,71	30,02	26,07	22,14	20,38
T	15,19	15,34	16,27	17,6	20,98	24,33	27,34	28,01	25,74	22,01	17,84	15,49

1. Eau

Tableau N° 1: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes dans l'eau de mer (mg/l) provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port d'Honaine (S3).

Facteur 1	Facteur 2	N	Cd moy.	Cd Ect-tp	Cd err.	Cd_95%	Cd +95%	Pb moy.	Pb Ect-tp	Pb	Pb	Pb	Cumoy.	CuEct-tp	Cu	Cu	Cu	Znmoy.	ZnEct-tp	Zn	Zn	Zn
Total		36	0,160139	0,218643	0,036441	0,086161	0,234117	0,466889	0,194091	0,032349	0,401218	0,532560	0,078028	0,013775	0,002296	0,073367	0,082688	1,179528	2,336424	0,389404	0,38900	1,97006
S1		12	0,279500	0,346227	0,099947	0,059518	0,499482	0,470000	0,153623	0,044347	0,372393	0,567607	0,079917	0,015324	0,004424	0,070181	0,089653	1,247500	1,860934	0,537205	0,06512	2,42988
S2		12	0,111250	0,089834	0,025933	0,054172	0,168328	0,437333	0,264995	0,076497	0,268964	0,605703	0,070750	0,013458	0,003885	0,062199	0,079301	0,092000	0,155275	0,044824	-0,00666	0,19066
S3		12	0,089667	0,024411	0,007047	0,074157	0,105176	0,493333	0,155933	0,045014	0,394258	0,592409	0,083417	0,009718	0,002805	0,077242	0,089591	2,199083	3,384184	0,976930	0,04888	4,34929
Automne		9	0,355556	0,373300	0,124433	0,068612	0,642499	0,513333	0,080932	0,026977	0,451123	0,575543	0,079556	0,014117	0,004706	0,068705	0,090407	2,853333	3,640635	1,213545	0,05489	5,65177
Hiver		9	0,076556	0,040713	0,013571	0,045261	0,107850	0,252000	0,198820	0,066273	0,099174	0,404826	0,076889	0,017702	0,005901	0,063282	0,090496	1,411111	2,172093	0,724031	-0,25851	3,08073
Printemps		9	0,145778	0,079238	0,026413	0,084870	0,206686	0,588889	0,150037	0,050012	0,473560	0,704218	0,082889	0,008964	0,002988	0,075998	0,089780	0,445667	0,740378	0,246793	-0,12344	1,01477
Eté		9	0,062667	0,010794	0,003598	0,054370	0,070963	0,513333	0,150582	0,050194	0,397586	0,629081	0,072778	0,013246	0,004415	0,062596	0,082959	0,008000	0,012010	0,004003	-0,00123	0,01723
S1	Automne	3	0,846667	0,120554	0,069602	0,547193	1,146140	0,480000	0,085440	0,049329	0,267755	0,692245	0,082667	0,010504	0,006064	0,056573	0,108760	0,566667	0,126623	0,073106	0,25212	0,88122
S1	Hiver	3	0,110000	0,010000	0,005774	0,085159	0,134841	0,316667	0,115036	0,066416	0,030901	0,602432	0,094000	0,007937	0,004583	0,074283	0,113717	4,233333	0,975107	0,562978	1,81103	6,65563
S1	Printemps	3	0,090000	0,010000	0,005774	0,065159	0,114841	0,430000	0,100000	0,057735	0,181586	0,678414	0,083000	0,010000	0,005774	0,058159	0,107841	0,190000	0,010000	0,005774	0,16516	0,21484
S1	Eté	3	0,071333	0,009504	0,005487	0,047723	0,094944	0,653333	0,105040	0,060645	0,392400	0,914266	0,060000	0,010000	0,005774	0,035159	0,084841	0,000000	0,000000	0,000000	0,00000	0,00000
S2	Automne	3	0,110000	0,010000	0,005774	0,085159	0,134841	0,560000	0,060828	0,035119	0,408896	0,711104	0,066000	0,011533	0,006658	0,037352	0,094648	0,340000	0,095394	0,055076	0,10303	0,57697
S2	Hiver	3	0,024333	0,006807	0,003930	0,007424	0,041243	0,016000	0,001000	0,000577	0,013516	0,018484	0,057667	0,009504	0,005487	0,034056	0,081277	0,000000	0,000000	0,000000	0,00000	0,00000
S2	Printemps	3	0,250000	0,010000	0,005774	0,225159	0,274841	0,636667	0,101160	0,058405	0,385371	0,887962	0,083000	0,010000	0,005774	0,058159	0,107841	0,004000	0,001000	0,000577	0,00152	0,00648
S2	Eté	3	0,060667	0,009504	0,005487	0,037056	0,084277	0,536667	0,095044	0,054874	0,300565	0,772769	0,076333	0,010504	0,006064	0,050240	0,102427	0,024000	0,001000	0,000577	0,02152	0,02648
S3	Automne	3	0,110000	0,010000	0,005774	0,085159	0,134841	0,500000	0,100000	0,057735	0,251586	0,748414	0,090000	0,010000	0,005774	0,065159	0,114841	7,653333	1,055099	0,609162	5,03232	10,27434
S3	Hiver	3	0,095333	0,013650	0,007881	0,061424	0,129243	0,423333	0,105040	0,060645	0,162400	0,684266	0,079000	0,010000	0,005774	0,054159	0,103841	0,000000	0,000000	0,000000	0,00000	0,00000
S3	Printemps	3	0,097333	0,020841	0,012032	0,045562	0,149104	0,700000	0,100000	0,057735	0,451586	0,948414	0,082667	0,011015	0,006360	0,055304	0,110030	1,143000	1,035605	0,597907	-1,42958	3,71558
S3	Eté	3	0,056000	0,010000	0,005774	0,031159	0,080841	0,350000	0,020000	0,011547	0,300317	0,399683	0,082000	0,010000	0,005774	0,057159	0,106841	0,000000	0,000000	0,000000	0,00000	0,00000

2. « *Ulva lactuca* »

Tableau N° 2: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez l'ulve « *Ulva lactuca* » (mg/kg) de poids sec provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port d'Honaine (S3).

Facteur 1	Facteur 2	N	Cd moy.	Cd Ect-tp	Cd err.	Cd_95%	Cd +95%	Pb moy.	Pb Ect-tp	Pb	Pb	Pb	Cumoy.	CuEct-tp	Cu	Cu	Cu	Znmoy.	ZnEct-tp	Zn	Zn	Zn
Total		36	0,300056	0,230805	0,038468	0,221962	0,378149	0,467111	0,314684	0,052447	0,360637	0,573585	2,572778	2,056940	0,342823	1,87681	3,268746	43,1850	28,57471	4,76245	33,5167	52,8533
S1		12	0,362500	0,307604	0,088798	0,167058	0,557942	0,624167	0,264934	0,076480	0,455835	0,792498	0,543333	0,666283	0,192339	0,12000	0,966669	48,8683	27,80921	8,02783	31,1992	66,5375
S2		12	0,387667	0,175644	0,050704	0,276068	0,499265	0,414250	0,290686	0,083914	0,229557	0,598943	4,850000	0,975612	0,281635	4,23013	5,469874	58,6533	29,52399	8,52284	39,8947	77,4120
S3		12	0,150000	0,082682	0,023868	0,097466	0,202534	0,362917	0,344373	0,099412	0,144112	0,581721	2,325000	1,359896	0,392568	1,46096	3,189037	22,0333	12,98687	3,74899	13,7819	30,2848
Automne		9	0,381111	0,164274	0,054758	0,254839	0,507384	0,712222	0,124074	0,041358	0,616850	0,807594	1,884444	2,038726	0,679575	0,31734	3,451548	39,6844	16,88025	5,62675	26,7091	52,6597
Hiver		9	0,135556	0,083832	0,027944	0,071117	0,199994	0,592222	0,221290	0,073763	0,422123	0,762321	3,035556	2,139948	0,713316	1,39065	4,680465	65,8889	35,14682	11,71561	38,8727	92,9051
Printemps		9	0,272222	0,279543	0,093181	0,057346	0,487098	0,240667	0,361604	0,120535	-0,037287	0,518620	2,921111	2,519595	0,839865	0,98438	4,857844	20,7778	26,49895	8,83298	0,4089	41,1467
Eté		9	0,411333	0,261278	0,087093	0,210498	0,612169	0,323333	0,268282	0,089427	0,117114	0,529553	2,450000	1,580846	0,526949	1,23485	3,665146	46,3889	13,40657	4,46886	36,0837	56,6941
S1	Automne	3	0,560000	0,070000	0,040415	0,386110	0,733890	0,723333	0,096090	0,055478	0,484632	0,962035	0,020000	0,010000	0,005774	-0,00484	0,044841	60,4733	10,25102	5,91843	35,0084	85,9383
S1	Hiver	3	0,120000	0,010000	0,005774	0,095159	0,144841	0,533333	0,378594	0,218581	-0,407146	1,473813	0,606667	0,442869	0,255691	-0,49348	1,706815	70,0000	10,00000	5,77350	45,1586	94,8414
S1	Printemps	3	0,040000	0,010000	0,005774	0,015159	0,064841	0,620000	0,443058	0,255799	-0,480616	1,720616	0,030000	0,010000	0,005774	0,00516	0,054841	5,0000	2,00000	1,15470	0,0317	9,9683
S1	Eté	3	0,730000	0,100000	0,057735	0,481586	0,978414	0,620000	0,100000	0,057735	0,371586	0,868414	1,516667	0,110151	0,063596	1,24304	1,790298	60,0000	10,00000	5,77350	35,1586	84,8414
S2	Automne	3	0,333333	0,125831	0,072648	0,020753	0,645914	0,606667	0,105040	0,060645	0,345734	0,867600	4,200000	0,854400	0,493288	2,07755	6,322448	32,1133	6,07619	3,50809	17,0192	47,2074
S2	Hiver	3	0,226667	0,080829	0,046667	0,025876	0,427457	0,706667	0,105040	0,060645	0,445734	0,967600	5,200000	0,900000	0,519615	2,96428	7,435724	103,8333	1,25831	0,72648	100,7075	106,9591
S2	Printemps	3	0,636667	0,077675	0,044845	0,443712	0,829621	0,020333	0,009504	0,005487	-0,003277	0,043944	5,600000	1,100000	0,635085	2,86745	8,332551	55,3333	10,50397	6,06447	29,2400	81,4266
S2	Eté	3	0,354000	0,057166	0,033005	0,211991	0,496009	0,323333	0,116762	0,067412	0,033281	0,613386	4,400000	0,721110	0,416333	2,60866	6,191337	43,3333	12,58306	7,26483	12,0753	74,5914
S3	Automne	3	0,250000	0,100000	0,057735	0,001586	0,498414	0,806667	0,105040	0,060645	0,545734	1,067600	1,433333	1,527525	0,881917	-2,36125	5,227916	26,4667	1,20554	0,69602	23,4719	29,4614
S3	Hiver	3	0,060000	0,010000	0,005774	0,035159	0,084841	0,536667	0,109697	0,063333	0,264165	0,809168	3,300000	1,153256	0,665833	0,43515	6,164847	23,8333	1,25831	0,72648	20,7075	26,9591
S3	Printemps	3	0,140000	0,010000	0,005774	0,115159	0,164841	0,081667	0,007638	0,004410	0,062694	0,100640	3,133333	0,901850	0,520683	0,89301	5,373653	2,0000	1,00000	0,57735	-0,4841	4,4841
S3	Eté	3	0,150000	0,010000	0,005774	0,125159	0,174841	0,026667	0,015275	0,008819	-0,011279	0,064612	1,433333	0,950438	0,548736	-0,92769	3,794353	35,8333	1,25831	0,72648	32,7075	38,9591

3. « *Enteromorpha linza* »

Tableau N° 3: Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez l'Enteromorpha « *Enteromorpha linza* » (mg/kg) de poids sec provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port d'Honaine (S3).

Facteur 1	Facteur 2	N	Cd moy.	Cd Ect-tp	Cd err.	Cd_95%	Cd +95%	Pb moy.	Pb Ect-tp	Pb	Pb	Pb	Cu moy	Cu Ect-tp	Cu	Cu	Cu	Zn moy.	Zn Ect-tp	Zn	Zn	Zn
Total		36	0,169611	0,240387	0,040065	0,088276	0,250947	0,775664	0,992794	0,165466	0,439751	1,111577	1,834722	1,755428	0,292571	1,24077	2,428674	22,32167	24,21021	4,03504	14,13011	30,5132
S1		12	0,199083	0,285527	0,082424	0,017668	0,380498	0,580833	0,290312	0,083806	0,396378	0,765289	1,055000	1,394773	0,402636	0,16880	1,941196	30,38417	26,91592	7,76996	13,28261	47,4857
S2		12	0,082500	0,061663	0,017800	0,043321	0,121679	0,302500	0,100102	0,028897	0,238898	0,366102	2,228333	1,774680	0,512306	1,10076	3,355911	28,63333	27,87290	8,04621	10,92373	46,3429
S3		12	0,227250	0,292724	0,084502	0,041262	0,413238	1,443658	1,506453	0,434875	0,486504	2,400813	2,220833	1,927459	0,556410	0,99618	3,445483	7,94750	4,88218	1,40936	4,84551	11,0495
Automne		9	0,063889	0,051808	0,017269	0,024065	0,103712	0,422656	0,401319	0,133773	0,114175	0,731136	1,503333	1,024097	0,341366	0,71614	2,290524	2,19667	1,21551	0,40517	1,26234	3,1310
Hiver		9	0,073889	0,045262	0,015087	0,039098	0,108680	1,134444	1,009073	0,336358	0,358802	1,910086	0,026667	0,041231	0,013744	-0,00503	0,058360	18,54556	5,28271	1,76090	14,48491	22,6062
Printemps		9	0,035111	0,025077	0,008359	0,015835	0,054387	0,363333	0,052678	0,017559	0,322841	0,403825	2,597778	2,088676	0,696225	0,99228	4,203277	17,76667	9,52707	3,17569	10,44351	25,0898
Été		9	0,505556	0,277944	0,092648	0,291909	0,719202	1,182222	1,570953	0,523651	-0,025319	2,389764	3,211111	1,217009	0,405670	2,27564	4,146587	50,77778	32,22102	10,74034	26,01051	75,5450
S1	Automne	3	0,041000	0,010536	0,006083	0,014828	0,067172	0,920000	0,070000	0,040415	0,746110	1,093890	1,126667	0,980017	0,565813	-1,30783	3,561164	3,21333	0,91002	0,52540	0,95272	5,4739
S1	Hiver	3	0,081667	0,007638	0,004410	0,062694	0,100640	0,763333	0,095044	0,054874	0,527231	0,999435	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	25,32333	1,01500	0,58601	22,80192	27,8447
S1	Printemps	3	0,010333	0,009504	0,005487	-0,013277	0,033944	0,400000	0,060828	0,035119	0,248896	0,551104	0,093333	0,015275	0,008819	0,05539	0,131279	23,00000	1,00000	0,57735	20,51586	25,4841
S1	Été	3	0,663333	0,115036	0,066416	0,377568	0,949099	0,240000	0,010000	0,005774	0,215159	0,264841	3,000000	1,000000	0,577350	0,51586	5,484138	70,00000	20,00000	11,54701	20,31725	119,6828
S2	Automne	3	0,130000	0,020000	0,011547	0,080317	0,179683	0,340000	0,010000	0,005774	0,315159	0,364841	2,200000	1,053565	0,608276	-0,41720	4,817201	1,20000	0,99504	0,57449	-1,27181	3,6718
S2	Hiver	3	0,020000	0,010000	0,005774	-0,004841	0,044841	0,380000	0,020000	0,011547	0,330317	0,429683	0,080000	0,020000	0,011547	0,03032	0,129683	16,00000	2,00000	1,15470	11,03172	20,9683
S2	Printemps	3	0,030000	0,010000	0,005774	0,005159	0,054841	0,350000	0,020000	0,011547	0,300317	0,399683	4,366667	1,150362	0,664162	1,50901	7,224325	25,00000	3,00000	1,73205	17,54759	32,4524
S2	Été	3	0,150000	0,010000	0,005774	0,125159	0,174841	0,140000	0,010000	0,005774	0,115159	0,164841	2,266667	1,050397	0,606447	-0,34266	4,875997	72,33333	2,51661	1,45297	66,08172	78,5849
S3	Automne	3	0,020667	0,009018	0,005207	-0,001737	0,043070	0,007967	0,001050	0,000606	0,005357	0,010576	1,183333	1,015004	0,586013	-1,33808	3,704743	2,17667	1,02500	0,59179	-0,36958	4,7229
S3	Hiver	3	0,120000	0,020000	0,011547	0,070317	0,169683	2,260000	1,050143	0,606300	-0,348699	4,868699	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	14,31333	1,05025	0,60636	11,70436	16,9223
S3	Printemps	3	0,065000	0,005000	0,002887	0,052579	0,077421	0,340000	0,062450	0,036056	0,184866	0,495134	3,333333	1,101514	0,635959	0,59702	6,069646	5,30000	0,60828	0,35119	3,78896	6,8110
S3	Été	3	0,703333	0,100167	0,057831	0,454506	0,952161	3,166667	1,001665	0,578312	0,678392	5,654941	4,366667	0,642910	0,371184	2,76959	5,963744	10,00000	1,00000	0,57735	7,51586	12,4841

4. « *Corallina officinalis* »**Tableau N° 4:** Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez la Coralline « *Corallina officinalis* » (mg/kg) de poids sec provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port d'Honaine (S3).

Facteur 1	Facteur 2	N	Cd moy.	Cd Ect-tp	Cd err.	Cd_95%	Cd +95%	Pb moy.	Pb Ect-tp	Pb	Pb	Pb	Cumoy.	Cu Ect-tp	Cu	Cu	Cu	Zn moy.	Zn Ect-tp	Zn	Zn	Zn
Total		36	0,276917	0,273939	0,045657	0,184229	0,369604	0,807722	1,161219	0,193536	0,41482	1,200622	1,624167	1,582720	0,263787	1,08865	2,159682	38,31972	27,04189	4,50698	29,17006	47,4694
S1		12	0,257500	0,310311	0,089579	0,060338	0,454662	0,294083	0,322583	0,093122	0,08912	0,499043	2,095833	2,302056	0,664546	0,63318	3,558490	40,77250	34,37531	9,92330	18,93147	62,6135
S2		12	0,368250	0,256104	0,073931	0,205529	0,530971	0,432417	0,358871	0,103597	0,20440	0,660432	1,469167	0,979355	0,282715	0,84691	2,091419	48,59167	21,44636	6,19103	34,96530	62,2180
S3		12	0,205000	0,248468	0,071727	0,047131	0,362869	1,696667	1,659542	0,479068	0,64224	2,751089	1,307500	1,154801	0,333362	0,57377	2,041226	25,59500	19,66809	5,67769	13,09849	38,0915
Automne		9	0,057667	0,062302	0,020767	0,009777	0,105556	1,894444	1,802159	0,600720	0,50918	3,279707	0,353333	0,710686	0,236895	-0,19295	0,899615	31,19000	17,73141	5,91047	17,56043	44,8196
Hiver		9	0,311111	0,272050	0,090683	0,101995	0,520227	0,416556	0,756077	0,252026	-0,16462	0,997727	2,718889	1,856990	0,618997	1,29148	4,146298	40,33333	14,62874	4,87625	29,08869	51,5780
Printemps		9	0,315556	0,249856	0,083285	0,123500	0,507612	0,582222	0,376357	0,125452	0,29293	0,871516	1,046667	1,037895	0,345965	0,24887	1,844463	28,53333	37,50123	12,50041	-0,29267	57,3593
Eté		9	0,423333	0,326803	0,108934	0,172131	0,674536	0,337667	0,363045	0,121015	0,05861	0,616728	2,377778	1,322666	0,440889	1,36109	3,394469	53,22222	29,07223	9,69074	30,87533	75,5691
S1	Automne	3	0,020000	0,010000	0,005774	-0,004841	0,044841	0,783333	0,125831	0,072648	0,47075	1,095914	0,020000	0,010000	0,005774	-0,00484	0,044841	15,42333	1,09610	0,63283	12,70047	18,1462
S1	Hiver	3	0,180000	0,010000	0,005774	0,155159	0,204841	0,080000	0,010000	0,005774	0,05516	0,104841	4,800000	1,100000	0,635085	2,06745	7,532551	55,00000	11,13553	6,42910	27,33781	82,6622
S1	Printemps	3	0,200000	0,100000	0,057735	-0,048414	0,448414	0,300000	0,100000	0,057735	0,05159	0,548414	0,030000	0,010000	0,005774	0,00516	0,054841	6,00000	1,00000	0,57735	3,51586	8,4841
S1	Eté	3	0,630000	0,461194	0,266271	-0,515670	1,775670	0,013000	0,006083	0,003512	-0,00211	0,028110	3,533333	1,001665	0,578312	1,04506	6,021608	86,66667	11,50362	6,64162	58,09008	115,2432
S2	Automne	3	0,013000	0,006083	0,003512	-0,002110	0,028110	0,700000	0,100000	0,057735	0,45159	0,948414	1,020000	1,010000	0,583124	-1,48898	3,528979	25,36667	0,95044	0,54874	23,00565	27,7277
S2	Hiver	3	0,323333	0,105040	0,060645	0,062400	0,584266	0,013000	0,006083	0,003512	-0,00211	0,028110	2,166667	1,050397	0,606447	-0,44266	4,775997	40,00000	10,00000	5,77350	15,15862	64,8414
S2	Printemps	3	0,626667	0,130512	0,075351	0,302457	0,950876	0,816667	0,120554	0,069602	0,51719	1,116140	1,490000	1,005037	0,580259	-1,00665	3,986651	78,00000	10,14889	5,85947	52,78876	103,2112
S2	Eté	3	0,510000	0,100000	0,057735	0,261586	0,758414	0,200000	0,100000	0,057735	-0,04841	0,448414	1,200000	1,000000	0,577350	-1,28414	3,684138	51,00000	10,00000	5,77350	26,15862	75,8414
S3	Automne	3	0,140000	0,010000	0,005774	0,115159	0,164841	4,200000	1,000000	0,577350	1,71586	6,684138	0,020000	0,010000	0,005774	-0,00484	0,044841	52,78000	11,51377	6,64748	24,17822	81,3818
S3	Hiver	3	0,430000	0,487545	0,281484	-0,781129	1,641129	1,156667	1,025004	0,591786	-1,38958	3,702918	1,190000	1,010000	0,583124	-1,31898	3,698979	26,00000	1,00000	0,57735	23,51586	28,4841
S3	Printemps	3	0,120000	0,010000	0,005774	0,095159	0,144841	0,630000	0,580259	0,335012	-0,81144	2,071442	1,620000	0,980000	0,565803	-0,81445	4,054455	1,60000	1,10000	0,63509	-1,13255	4,3326
S3	Eté	3	0,130000	0,010000	0,005774	0,105159	0,154841	0,800000	0,100000	0,057735	0,55159	1,048414	2,400000	0,953939	0,550757	0,03028	4,769716	22,00000	1,00000	0,57735	19,51586	24,4841

5. « *Patella ferruginea* »**Tableau N° 5:** Résultats de l'analyse de la variance test (F/ANOVA) des teneurs métalliques moyennes chez la Patelle « *Patella ferruginea* » (mg/kg) de poids frais provenant du port de Béni-Saf (S1), plage d'Honaine (S2), port d'Honaine (S3).

Facteur 1	Facteur 2	N	Cd moy.	Cd Ect-tp	Cd err.	Cd _95%	Cd +95%	Pb moy.	Pb Ect-tp	Pb	Pb	Pb	Cu moy.	Cu Ect-tp	Cu	Cu	Cu	Zn moy.	Zn Ect-tp	Zn	Zn	Zn
Total		36	0,300056	0,230805	0,038468	0,221962	0,378149	0,467111	0,314684	0,052447	0,360637	0,573585	2,572778	2,056940	0,342823	1,87681	3,268746	43,1850	28,57471	4,76245	33,5167	52,8533
S1		12	0,362500	0,307604	0,088798	0,167058	0,557942	0,624167	0,264934	0,076480	0,455835	0,792498	0,543333	0,666283	0,192339	0,12000	0,966669	48,8683	27,80921	8,02783	31,1992	66,5375
S2		12	0,387667	0,175644	0,050704	0,276068	0,499265	0,414250	0,290686	0,083914	0,229557	0,598943	4,850000	0,975612	0,281635	4,23013	5,469874	58,6533	29,52399	8,52284	39,8947	77,4120
S3		12	0,150000	0,082682	0,023868	0,097466	0,202534	0,362917	0,344373	0,099412	0,144112	0,581721	2,325000	1,359896	0,392568	1,46096	3,189037	22,0333	12,98687	3,74899	13,7819	30,2848
Automne		9	0,381111	0,164274	0,054758	0,254839	0,507384	0,712222	0,124074	0,041358	0,616850	0,807594	1,884444	2,038726	0,679575	0,31734	3,451548	39,6844	16,88025	5,62675	26,7091	52,6597
Hiver		9	0,135556	0,083832	0,027944	0,071117	0,199994	0,592222	0,221290	0,073763	0,422123	0,762321	3,035556	2,139948	0,713316	1,39065	4,680465	65,8889	35,14682	11,71561	38,8727	92,9051
Printemps		9	0,272222	0,279543	0,093181	0,057346	0,487098	0,240667	0,361604	0,120535	-0,037287	0,518620	2,921111	2,519595	0,839865	0,98438	4,857844	20,7778	26,49895	8,83298	0,4089	41,1467
Eté		9	0,411333	0,261278	0,087093	0,210498	0,612169	0,323333	0,268282	0,089427	0,117114	0,529553	2,450000	1,580846	0,526949	1,23485	3,665146	46,3889	13,40657	4,46886	36,0837	56,6941
S1	Automne	3	0,560000	0,070000	0,040415	0,386110	0,733890	0,723333	0,096090	0,055478	0,484632	0,962035	0,020000	0,010000	0,005774	-0,00484	0,044841	60,4733	10,25102	5,91843	35,0084	85,9383
S1	Hiver	3	0,120000	0,010000	0,005774	0,095159	0,144841	0,533333	0,378594	0,218581	-0,407146	1,473813	0,606667	0,442869	0,255691	-0,49348	1,706815	70,0000	10,00000	5,77350	45,1586	94,8414
S1	Printemps	3	0,040000	0,010000	0,005774	0,015159	0,064841	0,620000	0,443058	0,255799	-0,480616	1,720616	0,030000	0,010000	0,005774	0,00516	0,054841	5,0000	2,00000	1,15470	0,0317	9,9683
S1	Eté	3	0,730000	0,100000	0,057735	0,481586	0,978414	0,620000	0,100000	0,057735	0,371586	0,868414	1,516667	0,110151	0,063596	1,24304	1,790298	60,0000	10,00000	5,77350	35,1586	84,8414
S2	Automne	3	0,333333	0,125831	0,072648	0,020753	0,645914	0,606667	0,105040	0,060645	0,345734	0,867600	4,200000	0,854400	0,493288	2,07755	6,322448	32,1133	6,07619	3,50809	17,0192	47,2074
S2	Hiver	3	0,226667	0,080829	0,046667	0,025876	0,427457	0,706667	0,105040	0,060645	0,445734	0,967600	5,200000	0,900000	0,519615	2,96428	7,435724	103,8333	1,25831	0,72648	100,7075	106,9591
S2	Printemps	3	0,636667	0,077675	0,044845	0,443712	0,829621	0,020333	0,009504	0,005487	-0,003277	0,043944	5,600000	1,100000	0,635085	2,86745	8,332551	55,3333	10,50397	6,06447	29,2400	81,4266
S2	Eté	3	0,354000	0,057166	0,033005	0,211991	0,496009	0,323333	0,116762	0,067412	0,033281	0,613386	4,400000	0,721110	0,416333	2,60866	6,191337	43,3333	12,58306	7,26483	12,0753	74,5914
S3	Automne	3	0,250000	0,100000	0,057735	0,001586	0,498414	0,806667	0,105040	0,060645	0,545734	1,067600	1,433333	1,527525	0,881917	-2,36125	5,227916	26,4667	1,20554	0,69602	23,4719	29,4614
S3	Hiver	3	0,060000	0,010000	0,005774	0,035159	0,084841	0,536667	0,109697	0,063333	0,264165	0,809168	3,300000	1,153256	0,665833	0,43515	6,164847	23,8333	1,25831	0,72648	20,7075	26,9591
S3	Printemps	3	0,140000	0,010000	0,005774	0,115159	0,164841	0,081667	0,007638	0,004410	0,062694	0,100640	3,133333	0,901850	0,520683	0,89301	5,373653	2,0000	1,00000	0,57735	-0,4841	4,4841
S3	Eté	3	0,150000	0,010000	0,005774	0,125159	0,174841	0,026667	0,015275	0,008819	-0,011279	0,064612	1,433333	0,950438	0,548736	-0,92769	3,794353	35,8333	1,25831	0,72648	32,7075	38,9591

Tableau N°1: Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux chez les algues « *Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*, *Corallina officinalis* » des différentes régions d'études (S1, S2, S3) du littoral Ouest Algérien.

Variables	Corrélations													
	Site	Saison	Cd Ulve	Pb Ulve	Cu Ulve	Zn Ulve	Cd Entero	Pb Entero	Cu Entero	Zn Entero	Cd Cora	Pb Cora	Cu Cora	Zn Cora
Site	1,000	0,000	-0,381	-0,344	0,359	-0,389	0,049	0,360	0,275	-0,384	-0,079	0,500	-0,206	-0,232
Saison	0,000	1,000	0,112	-0,547	0,087	-0,099	0,607	0,172	0,497	0,679	0,456	-0,440	0,315	0,228
Cd Ulve	-0,381	0,112	1,000	0,044	0,209	0,415	0,247	-0,319	0,434	0,406	0,363	-0,076	0,084	0,630
Pb Ulve	-0,344	-0,547	0,044	1,000	-0,218	0,236	-0,232	-0,272	-0,604	-0,053	-0,169	0,220	-0,120	0,037
Cu Ulve	0,359	0,087	0,209	-0,218	1,000	0,252	-0,173	-0,139	0,277	0,111	0,300	-0,101	0,058	0,262
Zn Ulve	-0,389	-0,099	0,415	0,236	0,252	1,000	0,048	-0,095	-0,129	0,222	0,216	-0,296	0,432	0,501
Cd Entero	0,049	0,607	0,247	-0,232	-0,173	0,048	1,000	0,493	0,509	0,388	0,128	-0,180	0,442	0,260
Pb Entero	0,360	0,172	-0,319	-0,272	-0,139	-0,095	0,493	1,000	0,135	-0,237	-0,194	0,012	0,193	-0,283
Cu Entero	0,275	0,497	0,434	-0,604	0,277	-0,129	0,509	0,135	1,000	0,169	0,153	-0,008	0,153	0,260
Zn Entero	-0,384	0,679	0,406	-0,053	0,111	0,222	0,388	-0,237	0,169	1,000	0,522	-0,393	0,364	0,603
Cd Cora	-0,079	0,456	0,363	-0,169	0,300	0,216	0,128	-0,194	0,153	0,522	1,000	-0,253	0,143	0,553
Pb Cora	0,500	-0,440	-0,076	0,220	-0,101	-0,296	-0,180	0,012	-0,008	-0,393	-0,253	1,000	-0,375	0,055
Cu Cora	-0,206	0,315	0,084	-0,120	0,058	0,432	0,442	0,193	0,153	0,364	0,143	-0,375	1,000	0,478
Zn Cora	-0,232	0,228	0,630	0,037	0,262	0,501	0,260	-0,283	0,260	0,603	0,553	0,055	0,478	1,000

Tableau N°1: Matrice de corrélation pour les teneurs en métaux lourds pour l'eau de mer et les différents maillons de la chaîne trophique des différentes régions d'études (S1, S2, S3) du littoral Ouest Algérien.

Variables	Corrélations																			
	Sites	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Cd	Pb	Cu	Cd	Cd	Pb
Saison	Ulve	Ulve	Ulve	Ulve	Entero	Entero	Entero	Entero	Cora	Cora	Cora	Cora	Patelle	Patelle	Patelle	Patelle	Eau	Eau	Eau	Eau
Cd Ulve	1,000	0,044	0,209	0,415	0,247	-0,319	0,434	0,406	0,363	-0,076	0,084	0,630	-0,096	-0,248	-0,129	0,007	0,424	0,420	-0,236	-0,185
Pb Ulve	0,044	1,000	-0,218	0,236	-0,232	-0,272	-0,604	-0,053	-0,169	0,220	-0,120	0,037	0,391	-0,399	0,433	0,056	0,173	-0,249	-0,127	0,319
Cu Ulve	0,209	-0,218	1,000	0,252	-0,173	-0,139	0,277	0,111	0,300	-0,101	0,058	0,262	-0,332	0,068	-0,490	0,063	-0,310	0,031	-0,274	-0,302
Zn Ulve	0,415	0,236	0,252	1,000	0,048	-0,095	-0,129	0,222	0,216	-0,296	0,432	0,501	-0,041	-0,387	-0,112	-0,258	0,153	-0,505	-0,268	-0,087
Cd Entero	0,247	-0,232	-0,173	0,048	1,000	0,493	0,509	0,388	0,128	-0,180	0,442	0,260	-0,405	0,269	-0,285	-0,212	-0,231	0,134	-0,189	-0,265
Pb Entero	-0,319	-0,272	-0,139	-0,095	0,493	1,000	0,135	-0,237	-0,194	0,012	0,193	-0,283	-0,118	0,232	-0,055	-0,159	0,002	-0,192	0,212	-0,242
Cu Entero	0,434	-0,604	0,277	-0,129	0,509	0,135	1,000	0,169	0,153	-0,008	0,153	0,260	-0,517	0,448	-0,473	0,131	-0,022	0,549	0,142	-0,212
Zn Entero	0,406	-0,053	0,111	0,222	0,388	-0,237	0,169	1,000	0,522	-0,393	0,364	0,603	0,171	-0,361	-0,143	-0,566	-0,263	0,222	-0,201	-0,266
Cd Cora	0,363	-0,169	0,300	0,216	0,128	-0,194	0,153	0,522	1,000	-0,253	0,143	0,553	-0,177	-0,357	-0,254	-0,547	-0,232	0,078	-0,246	-0,249
Pb Cora	-0,076	0,220	-0,101	-0,296	-0,180	0,012	-0,008	-0,393	-0,253	1,000	-0,375	0,055	-0,123	-0,010	-0,060	0,164	0,053	0,133	0,378	0,723
Cu Cora	0,084	-0,120	0,058	0,432	0,442	0,193	0,153	0,364	0,143	-0,375	1,000	0,478	-0,291	0,190	-0,335	-0,276	-0,316	-0,027	0,055	0,027
Zn Cora	0,630	0,037	0,262	0,501	0,260	-0,283	0,260	0,603	0,553	0,055	0,478	1,000	-0,287	-0,418	-0,380	-0,468	-0,164	0,160	-0,077	0,180
Cd Patelle	-0,096	0,391	-0,332	-0,041	-0,405	-0,118	-0,517	0,171	-0,177	-0,123	-0,291	-0,287	1,000	-0,483	0,660	-0,109	0,463	-0,071	0,220	-0,060
Pb Patelle	-0,248	-0,399	0,068	-0,387	0,269	0,232	0,448	-0,361	-0,357	-0,010	0,190	-0,418	-0,483	1,000	-0,356	0,587	-0,228	0,269	0,066	0,018
Cu Patelle	-0,129	0,433	-0,490	-0,112	-0,285	-0,055	-0,473	-0,143	-0,254	-0,060	-0,335	-0,380	0,660	-0,356	1,000	-0,071	0,391	-0,113	0,174	-0,083
Zn Patelle	0,007	0,056	0,063	-0,258	-0,212	-0,159	0,131	-0,566	-0,547	0,164	-0,276	-0,468	-0,109	0,587	-0,071	1,000	0,286	0,268	-0,064	0,070
Cd Eau	0,424	0,173	-0,310	0,153	-0,231	0,002	-0,022	-0,263	-0,232	0,053	-0,316	-0,164	0,463	-0,228	0,391	0,286	1,000	0,152	0,196	-0,050
Pb Eau	0,420	-0,249	0,031	-0,505	0,134	-0,192	0,549	0,222	0,078	0,133	-0,027	0,160	-0,071	0,269	-0,113	0,268	0,152	1,000	0,216	0,001
Cu Eau	-0,236	-0,127	-0,274	-0,268	-0,189	0,212	0,142	-0,201	-0,246	0,378	0,055	-0,077	0,220	0,066	0,174	-0,064	0,196	0,216	1,000	0,461
Zn Eau	-0,185	0,319	-0,302	-0,087	-0,265	-0,242	-0,212	-0,266	-0,249	0,723	0,027	0,180	-0,060	0,018	-0,083	0,070	-0,050	0,001	0,461	1,000

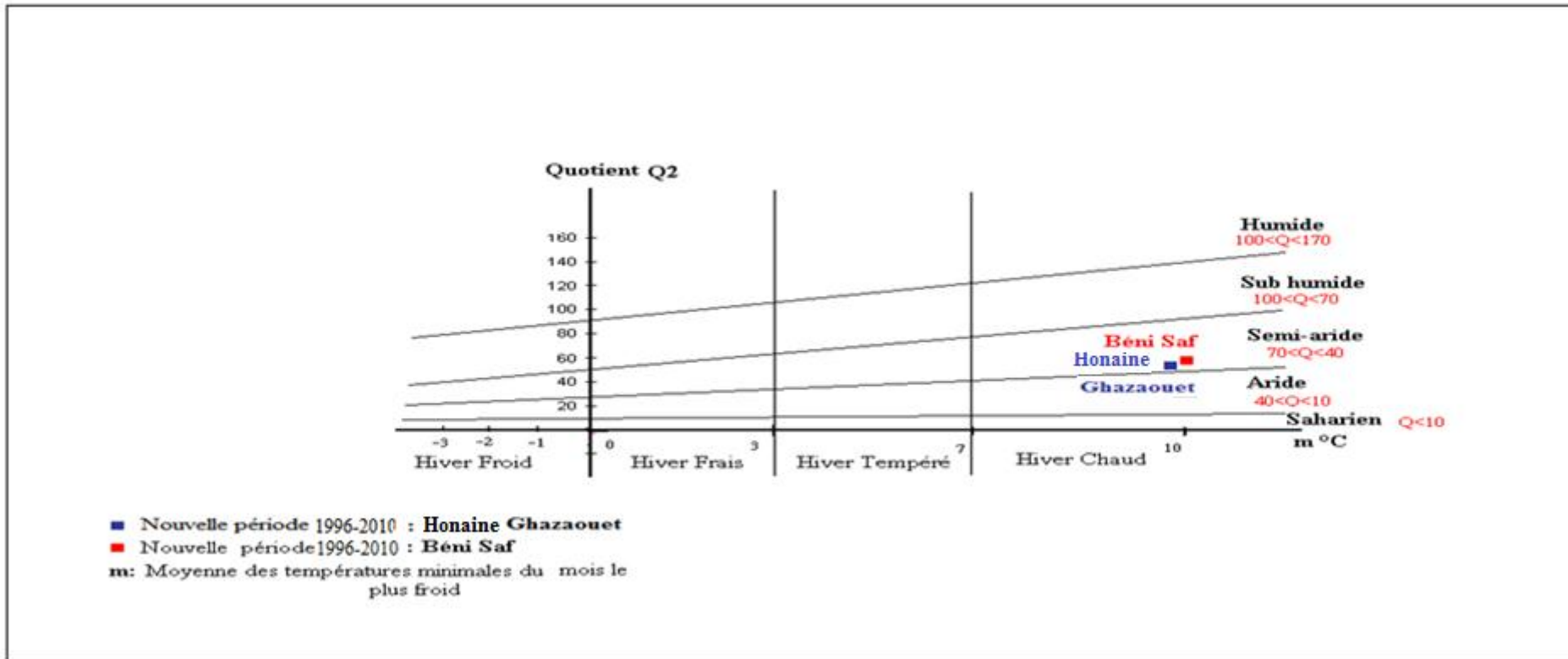


Fig. III-7 : Climagramme pluviométrique du Quotient d'Emberger (Q2) des deux régions Béni-Saf (2010) et Honaine (Ghazaouet) (2010)

Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences

Spatiotemporal Bioaccumulation of Lead, Cadmium, Zinc and Copper Metals in *Patella ferruginea* Collected in Two Algerian Coasts.

Linda Abi-Ayad¹, Nasr-Eddine Belkhouche^{1*}, Ahmed Haitoum², and José Morillo Aguado³

¹Laboratory of Separation and Purification Technologies, Faculty of Sciences, Department of Chemistry-Box119- University of Tlemcen, Algeria.

²Laboratory of Management of the Natural Ecosystems, Faculty of Nature and life Sciences, and Earth and the Universe Sciences, Department of Agronomy, Box 119, University of Tlemcen, Algeria.

³Departments of Chemical Engineering and Environment, High Technical School of Engineering, University of Seville, Spain.

ABSTRACT

The previous works carried out in 1994 showed the presence of metal pollution in the western coasts of the Mediterranean (Spain), leading to contamination of shellfish and fish by lead and cadmium. On the other hand, the Algerian coast showed the pollution in cadmium and zinc in mussels during year of 2007. This present work is devoted to the study of the quality of Mediterranean coastal waters of North-West of Algeria. So, it provides an evaluation of the quality of sea water in two close Algerian coasts, namely Honaine and Béni-Saf. The study was seasonally followed from the years of 2011 to 2012 with measuring the hydrological physico-chemical parameters (pH, temperature, turbidity and salinity), and using the mollusk (*patella ferruginea*) as an excellent quantitative bio-indicator of the metal contamination (Cd, Cu, Pb and Zn). Shellfish and seawater samples were picked in each season and in the three stations, characterized by sewage and industrial wastewaters, and by the recent desalination waste resulting from desalination unit placed in Honaine. Metal concentrations in seawater showed significant variations in function of stations and the harvest season, giving rise to the appearance of a pollution of Cd, Cu, Zn and Pb. In fact, the mollusk of the Honaine coast has presented higher levels of lead compared to that of Béni-Saf coast, exceeding the permissible standards.

Keywords: *Patella ferruginea*, Bio-indicator, Metal, mollusk, Honaine, Béni-Saf.

*Corresponding author

INTRODUCTION

In the recent years, the dispersion of metal pollutants in Mediterranean areas (western Algeria) doesn't cease to increase. This situation is related to the wastewaters discharges of municipal, industrial and maritime traffic (oily waste) [1-2]. Currently, the protection of marine heritage constituted a challenge for the industrial and scientific communities for the economic and ecologic interests.

The Algerian coast regrouped a wide range of habitats where the marine biodiversity is considered among the highest in the Mediterranean pool. The fauna species of mollusk as: *patella ferruginea*, *panaessussp.* and *crasustreagasar* have the distinction of establishing the balance of the aquatic ecosystem. The *patella (gastropoda)*, this benthic specie colonized the mediolittoral upstairs plays a crucial role in the functioning of coastal ecosystems, and are a good indicator of environmental health. The role of *patella* in structuring communities of the rocky substrates is well documented [3].

In April 2002, there was a civil program for inspecting the quality of Mediterranean coasts (MEDPOL). In this program the researchers agreed the use of some fauna and flora species as quantitative bioindicators of metal traces. However, these species of wildlife such as mussels (*mitillusgalloprovincialis*, *mitillus sp.*) are located in the French, Spanish and Italian coasts for at least a few decades [4], also in the Moroccan coast [5] and the Tunisian coast [6]. In fact, other species as the *donaxtrunculus* and *mactracorallina* mussels including the African mussel (*pernaperna*, *brachidontesvariabilis*) were used in the control of mercury, cadmium, lead, copper and zinc in the Egyptian coast [7-10]. While the flora species like the brown seaweed "*cystocera*" was used in the control of arsenic, chromium, cadmium and cobalt in Syrian coast. Deposition and bioaccumulation of heavy metals in fish and shellfish is very observable. This has been shown by many studies in different parts of the world [11-16]. In Algeria it's mostly *pernaperna* and *mitillusgalloprovincialis* who presented as quality control bioindicators [17]. In the present work we have considered the species that are abundant in our study area.

The *patella ferruginea* [18] is a protected mollusk species in the Mediterranean. Its distribution area was greatly reduced to the point that it exists only in Corsica, Sardinia, in south-eastern Spain and North Africa (Algeria, Tunisia and Morocco). The largest populations are found in Lavezzi Islands and Scandola [19]. With a diameter up to 8 cm, it is the largest Mediterranean *patella*. It is easily recognized by its size but also by its marked shell of scaly coast, which is also very thick and solid. She lives attached to rocks in the bottom of the mediolittoral upstairs, in the places beaten by the waves, just below *chthamalus* crustaceans (acorn barnacles) and slightly above the calcareous algae (*Lithophyllum lichenoides*) in a horizontal stripe very narrow (50-80 cm of wide). It moves to feed by rasping the algae along their way. Decimated by the fishermen (used as bait) and the pollution, this is probably the marine species the most endangered by the fast disappearing in the Mediterranean. In France, it is protected and prohibited of fishing since 26 November 1992. It is important to note that the *patella ferruginea* is considered, according to EEC as a species in danger because it is on the way of extinction [20].

The biotope is characterized by pollutants presence issues from agglomerations. On the Algerian coast, the researches on this species are rarest and are limited to the surveys. For this, we have undertaken an eco-biological study on the *patella*, at the north coast (Béni-Saf and Honaine), on its distribution and its exposure to heavy metal pollution.

The coastal region of Béni-Saf is located in the northwest coast of Algeria, 67 km from the Tlemcen city. Then, the coastal area of Honaine is halfway between Ghazaouet and Béni-Saf cities (Fig. 1). The Béni-Saf city, populated by 42,000 inhabitants [21], is marked by the beaches which attract a considerable flow of summer visitors. This harbor area was the second fishing harbor with an average production of 5000 tones/year [22], today demonstrated a real fall, to the point that some fish (*mullet*, *mirou*) and mollusks (*patella ferruginea*) have become rare. This area includes industrial activities (cement) and shipping. However, the area of Honaine (see Figure 1) populated by 5408 inhabitants [21] reveals urban and artisanal fishing activities, which is moderately developed compared to Béni-Saf city. Especially, this area has been equipped with a desalination unit, this will probably ask for any pollution against the saline discharges. The presence of toxic metals, from different discharges, manifested on the harbor coasts causing the degradation of the marine heritage [2].

The aim of this present work is to achieve a comparative study of the environmental quality of the two areas (Béni-Saf and Honaine) for determine the possible transfer of pollution between the areas taken into consideration, and raise the bioindicateur character of our specie. This will be conducted based on the spatiotemporal evolution of the quality of sea water and on the bioaccumulation of mollusk (*patella*) by toxic metals as: Pb, Cd, Cu, Zn, caused by the different discharges.

MATERIALS AND METHODS

The mollusk (*patella ferruginea*) was collected seasonally during 2011-2012 in the stations shown in Fig. 1. The choice of stations (S) is based on the presence of the mollusk, at the vicinity of discharges of sewage effluent (collectors; C), in order to evaluate the rate of the metallic pollutants bioaccumulation in the mollusk. The description and nature of sewage emissary are summarized as follows:

C1 (Béni-Saf): Collector receiving a mixture of urban and industrial wastewater (cement, marine traffic and fishing);

C2 (Honaine; beach): Collector receiving an urban wastewater from the Ouled Youcef city;

C3 (Honaine; harbor): Collector receiving water mixture (urban and artisanal fishing activities).

Sampling stations

The sampling stations are distributed as follows (Fig.1).

S1: Represents a point in the beach and near the harbor of Béni-Saf city, next to the C1 collector;

S2: Represents the beach of the Honaine, next to the C2 collector;

S3: Represents the harbor of Honaine, next to the C3 collector.

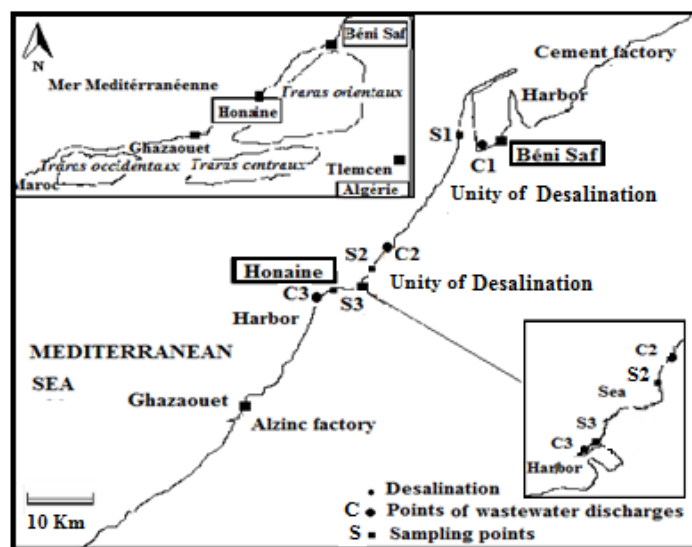


Figure 1: Localization of sampling sites of mollusks along the Béni-Saf and Honaine coasts

Collecting and sampling

The sea water and mollusk samples are carried out in three sampling points, distributed as follows:

A sampling point which borders between the harbor and the beach area of Béni-Saf (S1);
Two sampling points in the Honaine area, in the vicinity of the beach (S2) and the other in the harbor (S3).

The sea water samples were taken during the year of 2011 to 2012, according to the protocol described previously [23]. The physicochemical factors measures such as pH, electrical conductivity, air-water temperature and salinity, were made in situ.

Mollusk

Patella samples were snatched from the rock before being transported to the laboratory in ice box. The soft part of the flesh is pulled by a scalpel scissor and washed with ultra-filtered water (Millipore) to remove the external impurities, after the sample is maintained at 4°C. An amount of one gram of sample is taken after thawing. This quantity was dried in an oven at 110°C for 3 hours and then it is put into a muffle furnace for 15 minutes at 450°C, for a reduction in ashes. Then, the sample is moistened with a few drops of nitric acid (67% m/m) and back again in the muffle furnace at 350°C for a period of 90 mn. The obtained ashes were dissolved in 25 ml of nitric acid (1% w/w) and filtered through filter paper. In the end, the mineralization is conducted to assay for the quantification of metals by atomic absorption spectrophotometer.

Analytical instruments

The determination of metal contents of Pb, Cu, Cd and Zn was made by a graphite furnace atomic absorption spectrophotometer (PerkinElmer4110 type ZL, Graphite Furnace THGA). A conductimeter type TetraCon325 was used for conductivity and salinity measurements. While pH measurements were made by a pH-meter type ADWA1030, and the turbidity measurement by an apparatus of Hach2100.

Analytical performance

Detection limits

The limits of detection (LOD) were calculated relatively to the standard deviation, based on the arithmetic mean value. They are given in tables 1 and 2 for the sea water and the mollusk, respectively.

Table 1: Limits of detection (LOD) of sea water assays by atomic absorption spectrophotometry.

	Cd	Cu	Pb	Zn
LOD (ppm)	0.03	0.05	0.10	0.05

Table 2: Limits of detection (LOD) of mollusk assays by atomic absorption spectrophotometry.

	Cd	Cu	Pb	Zn
LOD (ppb)	0.05	8	0.5	2

Accuracy

Measurement accuracy was evaluated in function of the assay result of the certified sample (mollusk), obtained from the Department of Chemical Engineering and Environmental- Sevilla-Spain. Indeed, the error did not exceed five percent.

Statically treatment

The statistical treatment of the data is performed by using the Minitab program (trial version 16, 2012) to calculate the correlations between the analyzed metals and hydrological parameters.

RESULTS AND DISCUSSION

The seawater features of coastal towns; Béni-Saf and Honaine during the 2011-2012 campaign are given for the three stations in Table 3.

The physicochemical parameters of seawater, identified during the four seasons, indicate the status of the marine water quality in coastal areas of Béni-Saf and Honaine. The observed values indicate that the pH is neutral in the three stations both in wet and dry seasons. Indeed, the average pH value in both stations (S1 and S3) which receive the influence of urban and industrial discharges is 7.38. The latter is less than 8, thus indicating a slight acidification of the media. However this pH value remains in the Algerian standards recommended in the case of discharges in the receiving media [24].

Table 3: Seawater features of coastal areas of Béni-Saf (S1) and Honaine (S2 and S3) during 2011-2012 campaign (limit values, mean ± standard deviation).

Stations	pH	Salinity (%)	Conductivity (µS/cm)	T _{water} (°C)	NTU* (mg/l)
S1	7.13-7.34	29.8-37.1	46.1-55.7	26-24.2	0.301-0.557
	7.2±0.09	32.23±3.44	49.3±4.54	25.4±0.84	0.386±0.01
S2	7.25-8.11	25-37	50-55.7	24.3-29	0.203-0.854
	7.54±0.33	29±0.47	51.9±2.68	25.86±2.21	0.42±0.025
S3	7.33-8.03	36.3-37.1	54.8-55.9	24.4-25	0.143-0.383
	7.56±0.27	36.57±0.37	55.17±0.51	24.6±0.28	0.223±0.009

*NTU (Nephelometric Turbidity Unit)

The measurement of turbidity in the three study sites showed different values but they are less than 5. This is in accordance with the standards [25]. These results were predictable because the expertise is in agreement with surface waters which are clear.

The salinity of the three stations ranged from 29% to 36.57% during the annual campaign. It is in the standards that provide content between 35% and 39% [26]. The salinity of closed or isolated seas may be different from that of the great oceans. The lowest average value is recorded at S2, which is located near the C2 collector (beach Honaine). The salinity can also vary during the year depending on the season. The conductivity of the sea water is subject to large variations depending on temperature and salinity. Our results of conductivity range from 49.3 to 55.17µs.cm⁻¹. The latter is found in the S3 station next to the collector C3 (wastewater from craft activities). However, these results are substantially in standards since the electrical conductivity is in the order of 40-53 µs.cm⁻¹ at a temperature of 25 °C [27]. The temperature acts on the phenomenon of photosynthesis, which is responsible on the multiplication of the increase of our species (algae), whose role is very important in the solubility of salts and especially of the gases. On the other hand, it influences on the pH. The median value of 7 at 25 °C corresponds to a neutral solution [28]. It also permits the correction of the analysis parameters as conductivity values which are related to temperature.

Furthermore, by highlighting the water temperature contrasts on the media, it is possible to obtain information on the origin and water flow [29]. The temperatures of the sea water, in the three stations range between 24.60 °C and 25.86 °C. These ambient temperatures correspond to the climate prevailing at the time of sampling. They are in agreement with the Algerian discharge standards [24].

Metals contents in seawater

The heavy metals contents in seawater were calculated for the three stations, and presented in Table 4.

Table 4: Levels of metals (mg/l) in west coastal seawater of Béni-Saf (S1) and Honaine (S2 and S3); (limit values, mean ± standard deviation).

	Cd	Pb	Cu	Zn
S1	0.071-0,86	0.49-0,65	0.025-0,58	0-4.25
	0.33±0.03	0.54±0.01	0.21±0.02	1.42±0.16
S2	0.022-0.25	0.016-0.69	0.058-0.083	0-0.35
	0.098±0.01	0.24±0.02	0.066±0.01	0.12±0.01
S3	0.056-0.11	0.35-0.70	0.079-0.088	0-7.67
	0.074±0.001	0.47±0.01	0.082±0.01	2.56±0.30

Cadmium

The observed seasonal concentrations reveal significant levels of cadmium in the three stations. The highest content was found in autumn, equal to 0.86 ppm, at the station S1 of the coastal area of Béni-Saf. The average annual value of cadmium was 0.33 ppm. This result is alarming as to the quality of the meadia, since cadmium content exceeds the standards of Mediterranean coastal areas, prescribed by FAO that provide levels of 0.01 ppm *10⁻³[30]. This is due to urban and industrial waste (cement, shipping and fishing) that are

discharged by the collector C1, which is located near the station S1. A similar result was found in the South Atlantic coast of Spain [31]. In fact, the levels of cadmium are found tolerable compared with discharge standards in the receiving media, defined by Algerian regulations and which shows the security levels at 3 mg/l [24].

Lead

The seasonal quantification of lead in seawater showed very high levels in three stations during the annual campaign. The highest value was observed in the station S3 (Honaine harbor), in spring. It was 0.7 ppm while the annual average content was of 0.54 ppm. The lead content is significantly higher than 0.03×10^{-3} ppm which is the threshold requested by FAO [30-32], and at 0.5 ppm, requested by the Algerian regulations [24]. Regarding the annual change of lead only the station (S1) which exceeds the Algerian standards discharges into the receiving media. This allowed noting that the area of Béni-Saf (S1) is contaminated with lead. The hypothesis of contamination by lead due to the collector of discharges (C1) remains valid as previously. These results are in agreement with the previous work [31].

Copper

The copper seasonal levels are observed at values that exceed the standards of Mediterranean coastal waters (FAO), they are above the threshold value of 0.001 ppm [30-32], and this in the three stations. Indeed, an annual average value of 0.21 ppm is identified at the station S1. The copper pollution is probably due to the discharge of collector (C1). Previous work reported on the dispersed copper in the South Atlantic coast of Spain, showed similar findings [31]. On the other hand, the average annual copper remain below the Algerian standards on discharges in the receiving media, which reveals a limit value of 0.5 ppm [31].

Zinc

The zinc concentrations are high in the three stations during all seasons except summer. They go well beyond the threshold limit which is 2.5×10^{-3} ppm, defined by FAO [30-32]. An important value equal to 7.67 ppm in zinc was found in autumn and at the station S3 (Honaine harbor). However, the annual average content was of 2.56 ppm. The station S1 has presented a zinc peak in winter, where the concentration is 4.25 ppm. This latter reflects the pollution of the harbor area of Béni-Saf. This is due to the urban and industrial discharges from the collector C1. Thus, the contamination of the harbor site of Honaine area (S3), is due to the waste from collector C3, which probably receives the effluents from the zinc production unit (Al-Zinc) which is not far from our study site. This finding of pollution is similar to that given previously and which covers the seawaters of the Atlantic coast of the South of Spain [31]. Comparing with the Algerian standards, defining a threshold limit of 0.5 ppm, the pollution situation is still maintained [24].

In conclusion on the quality of our seawater, the gradient of annual accumulation of heavy metals in the three stations is as follows: Zn>Pb> Cd> Cu

Levels of heavy metals in the mollusks

The heavy metals content in the mollusks are calculated for the three stations, and presented in table 5.

Table 5: Levels of metals (mg/kg fresh weight) of the mollusk (*patella ferruginea*) collected from the west coast areas of Béni-Saf(S1) and Honaine (S2 and S3);(limit values, mean ± standard deviation).

	Cd	Pb	Cu	Zn
S1	0.091-0.38 0.19±0.01	0.001-0.59 0.20±0.02	0.3-2.16 0.92±0.07	18.01-82.63 39.55±2.53
S2	0.006-0.34 0.12±0.01	0.0012-2.06 0.69±0.08	0.025-0.58 0.21±0.02	22.15-131.8 58.7±4.30
S3	0.04-0.24 0.11±0.01	0.01-3.83 1.28±0.15	0.01-0.61 0.21±0.02	0.04-101.26 33.78±3.97

Cadmium

The seasonal content of cadmium bioaccumulated in the mollusk "*Patella ferruginea*" at the three stations are weak and showed an uniformity in concentrations level during the different seasons (see Fig. 2). The Highest content was found in autumn, equal to 0.38 mg/kg fresh weight and this at the station S1, near the collector C1 of the coastal area of Béni-Saf (table 5). The annual average content of cadmium in the flesh was 0, 19 mg/kg fresh weight. This result is in agreement with the work reported on the *patella caerulea*, where they found that this species bio-accumulates 0.45 mg/kg fresh weight of cadmium. So in this case, the bioaccumulation limits range from 0.15 to 0.75 mg/kg fresh weight of cadmium [1]. Other work of Boyden [33] showed that in general, the cadmium bioaccumulation in patella varied between 1.37 and 2.05.10⁻³mg/kg fresh weight. The content of cadmium bioaccumulated by our species does not exceed the standards of Mediterranean coastal areas, prescribed by the world health organization (WHO) that provide levels of 2 mg/kg fresh weight [30-32]. However, this bioaccumulation of cadmium in the mollusk remains tolerable compared to the official standards of the European Communities (OSEC), which sets a threshold level of 1.0 mg/kg fresh weight in mollusks [34]. In our *patella ferruginea*, the bioaccumulated cadmium may be attributed to the receiving media which is contaminated by cadmium and to the individual's size of the species (maturity). This was shown by the work done on the bioaccumulation of cadmium in *patella vulgata* at the side of the France-England channel, which range from 3.6 to 5.3 mg/kg fresh weight over the species average size of 2 to 3 cm [35].

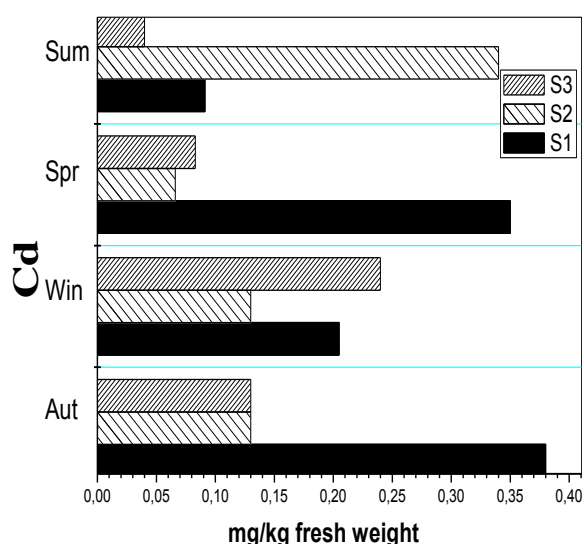


Figure 2: Seasonal concentrations of cadmium in mg/kg fresh weight in the three stations (S1-S3) in "*Patella ferruginea*", during the period (2011-2012).

Lead

The seasonal quantification of lead in the mollusk, showed very high levels in the stations S2 and S3 (table 5). Two peaks were observed in the station S3 (Honaine harbor) in spring and summer at 3.83 mg/kg and 2.51 mg / kg fresh weight, respectively (Fig. 3). These lead levels are much higher than the standard prescribed by the (WHO) which provides a level of 2 mg/kg fresh weight [34-36]. Although, the annual average content of lead which is of 1.28 mg/kg fresh weight, it remains within these standards. However, these lead levels exceed the official standards of the European Communities (OSEC), which sets a threshold of 1.0 mg/kg wet weight in mollusks [34]. The previous work on the Spanish coast, Parstor et al. found that the mollusk *patella caerulea* has bioaccumulated 0.98mg /kg fresh weight [1]. So, they considered that as a bioindicator of lead pollution because it's in the range of bioaccumulation (0.67 to 1.29)[1].

The bioaccumulation of our studied specie (*patella ferruginea*) is in the range of lead concentrations, given by *patella caerulea* indicating that this marine animal is a bioindicator of lead pollution in the surveyed area including Honaine (S3). Boydena showed that the *patella* may bioaccumulate the trace amounts of lead to $0.75 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.mm depending on its size [33]. This finding can be attributed to the receiving media which was contaminated with lead in the harbor area (S3), and to the size of the individuals specie (maturity). The exchanges that occur between an aquatic organism and its environment accumulate in its flesh and they are produced through the integumentary or digestives epithelia gill, the absorbed elements pass into the internal environment where they are stored and concentrated in the organs or target tissues such as the digestive gland, muscle, gonad or the supporting tissues as in the sea urchin (*paracentrotuslividus*)[37].

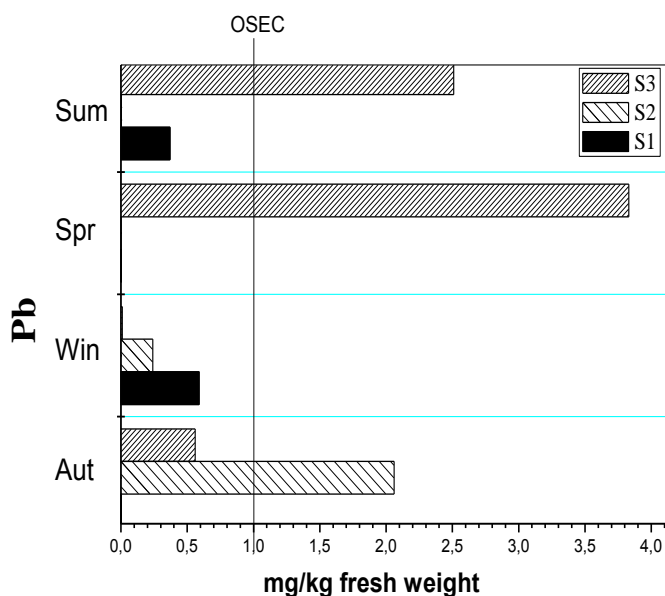


Figure 3: Seasonal concentrations of lead in mg/kg fresh weight in the three stations (S1-S3) in "*Patella ferruginea*", during the period (2011-2012).

Copper

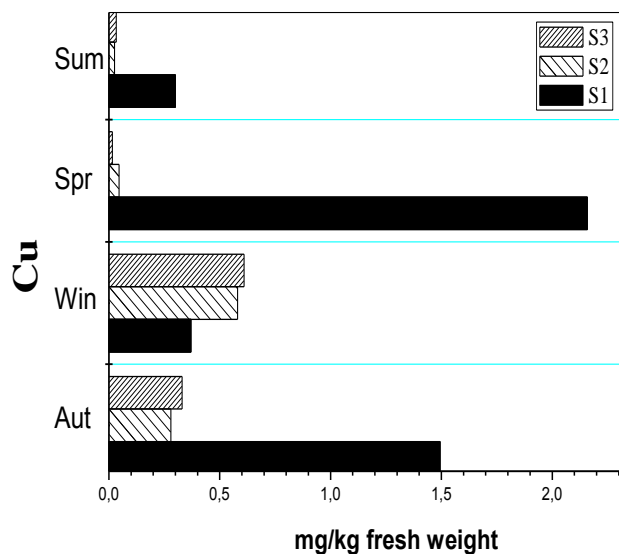


Figure 4: Seasonal concentrations of copper in mg/kg fresh weight in the three stations (S1-S3) in "*Patella ferruginea*", during the period (2011-2012).

The seasonal levels of copper, identified in *patella Ferruginea*" showed two peaks in the station S1 (Béni-Saf) in spring and autumn at 2.16 mg/kg and 1.49 mg/kg fresh weight, respectively (Fig.4). Thus, the annual average content of copper was of 0.92 mg/kg fresh weight (table5). The copper contents in the three stations are well lower to those of (WHO) standards which provides a threshold concentration of 30 mg/kg fresh weight [34,36]. These results do not really reflect the high copper concentrations in the receiving media. Our results are similar to those found by Bergasa et al. on the coasts of Canary Islands, which have shown that the species "*Patella Piperata*" has bioaccumulated 2.051 mg/kg fresh weight [38]. In another work on the Italian coasts, Cubadda et al. has identified a quantity of 1.67 mg of copper per kilogram of the fresh species of *patella caerulea* [39]. Although the bioaccumulated copper quantities by these different species, which are lower compared to standard, the authors suggest that these species are considered as cupric pollution biomarkers. So our species "*Patella ferruginea*" is too. This is discussed by Boyden which showed that the patella may bioaccumulate copper traces to $0.73 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.mm depending on its size [33]. In fact, copper is an trace-element, essential for the establishment of aquatic organisms, it is involved in metabolism or in specific physiological functions, it represents a component of the respiratory pigments of mollusks and crustaceans [40].

Zinc

The seasonal concentrations of zinc in the mollusk "*Patella ferruginea*" showed the lower values in all stations. Two peaks were observed in the stations S2 and S3 at 131 mg/kg fresh weight (autumn season) and 101 mg/kg fresh weight (spring season), respectively (Fig.5). This result can be attributed to the increased discharges of urban wastewater from the Ouled Youcef area, during the summertime. Also, the deposition of zinc during the dredging works and installation of the desalination unit (since 2008) could be behind such a zinc bioaccumulation by our mollusk. The results found do not reflect the quality of the receiving media which was polluted by the zinc. However, the annual average content bioaccumulated in zinc is 58.7 mg / kg fresh weight (table5). These results are not alarming, since the zinc content did not exceed the standards prescribed by (WHO) that provide levels of 1000 mg/kg fresh weight [34-36]. The previous work of Hamed et al., realized on the Egyptian coast using the mollusk "*patella caerulea*," have shown that the species has bioaccumulated 123.95 mg/kg fresh weight [41]. On the other side, Cubadda et al. have found that their mollusk "*patella caerulea*" has bioaccumulated only 3.9 mg/kg fresh weight, when inspecting the Italian coast [39]. In view of this, our specie "*Patella ferruginea*" is considered as bioindicator of zinc pollution especially in station S2 (Honaine beach). Indeed, Boyden showed that patella may bioaccumulate the traces of zinc from 0.84 to 0.93 mg /kg.mm depending on its size [33].

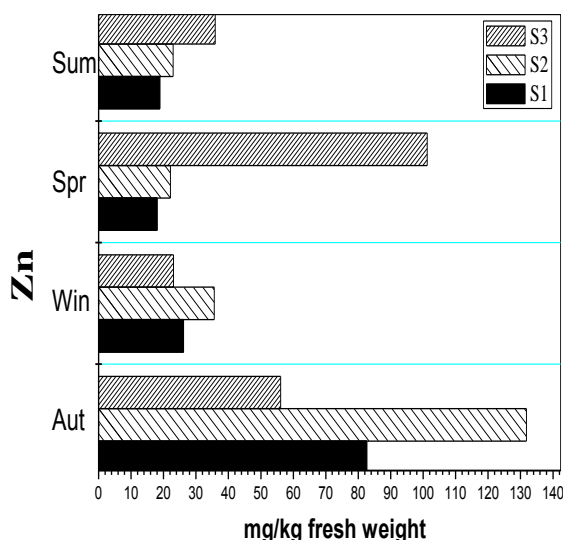


Figure 5: Seasonal concentrations of zinc in mg/kg fresh weight in the three stations (S1-S3) in "*Patella ferruginea*", during the period (2011-2012).

From the results, it is found that the most seasons affected by the cadmium and lead bioaccumulation in "*patella ferruginea*" are the spring and summer. As against, the copper is absorbed throughout the year much more in spring than autumn. In fact, the zinc bioaccumulation is as evident in autumn and spring than in winter and summer. This may be attributed to temporal changes in metal content based on the physicochemical characteristics of the seawater and to the reproductive cycle in "*patella ferruginea*", that develops in the spring and summer, and reaches their sexual maturity in autumn in order to reproduce [37].

Metal pollution index

The total metal content in our "*Patella ferruginea*", in the considered stations by this present study, was compared using the metal pollution index (MPI), calculated with the equation 1 [42]. The results are given in table 6.

$$PMI = (Cd * Pb * Cu * Zn)^{1/4} \tag{1}$$

Table 6: Metal pollution index in the three stations during the campaign (2011-2012)

Stations	PMI* (annual)	PMI ^{Aut}	PMI ^{Win}	PMI ^{Spr}	PMI ^{Sum}
S1	1.084	0.825	1.044	0.607	0.651
S2	1.005	1.770	0.892	0.111	0.217
S3	0.999	1.076	0.428	0.527	0.432

Although the species sites of "*Patella ferruginea*", the annual metal pollution index is practically identical and this in the three studied stations. The highest annual average index is observed in the Béni-Saf Station. This is attributed to industrial wastes resulting from harbor traffic and to urban wastes coming from the collector C1. The patella of Honaine harbor (S3) showed a low pollution index which reveals the modest activities developed during the years of our campaign.

The seasonal evaluation showed that the high metal pollution index has been identified at the beach of Honaine (S2), in autumn. This is due to the results of the intensification of urban wastewater during the summertime and to the consequences of the recent dredging activities related to installation of the desalination unit, which are behind the decantation phenomena in the following season. Indeed, the lowest seasonal pollution index was observed in the same station (S2), but in spring. It becomes more important (0.892) in winter because of the overland flow, giving rise to metal releases. Referring to previous work [43], the explored stations are not considered as polluted because the metal pollution index did not exceed two.

Based on our results of bioaccumulation, the deposition of heavy metals in our *patella ferruginea* confirms an annual bioaccumulation gradient in the three stations as follows: Zn>Pb> Cu> Cd. Thus, *patella ferruginea* seem be as a biomarker of the heavy metals especially in S2 and S3 stations. This may be related to nutritional practice and to the morphological and physiological effects of *patella ferruginea*. In the case of this specie, the lead concentrations have manifested instead of cadmium in the area of Honaine (S3). This result is the opposite of what was found by Nakhle working on patellidaes species [3].

Role of interactions

The response and survival of a metal depends on the other metals present in the environment, in relation to the potential role of the environmental factors. In fact, these positive or negative interactions exert an influence on the bioavailability of metals and hence on their bioaccumulation [44]. The study of metal interactions controls the difference between the metals in the mollusks samples which are function of size and origin [45].

Study of metal interactions

We have evaluated these interactions by the study of correlations between metals calculated in *patella ferruginea* in both coastal areas Béni-Saf and Honaine. The results are given in tables 7 and 8 for Béni-Saf and Honaine, respectively.

Table 7: Correlation matrix between metals analyzed in the mollusk "*Patella ferruginea*", in the coast of Béni-Saf.

	Cd	Pb	Cu	Zn
Cd	1.000			
Pb	-0.781	1.000		
Cu	0.874	-0.896	1.000	
Zn	0.594	-0.465	0.241	1.000

Table 8: Correlation matrix between metals in the mollusk "*Patella ferruginea*", in the coast of Honaine.

	Cd	Pb	Cu	Zn
Cd	1.000			
Pb	-0.786	1.000		
Cu	0.449	-0.886	1,000	
Zn	-0.139	0.034	0.275	1.000

For the study area of Béni-Saf, the examination of correlation matrices showed that cadmium interacts negatively with lead and positively with copper, suggests a synergistic action between the metals. However, lead interacts negatively with the copper (Table 7). This result of interaction remains valid in the case of Honaine area (Table 8). While the interaction between cadmium and lead is negative. Indeed, a competition in bioaccumulation of lead and cadmium metals is observed in our *patella ferruginea*.

Study of interactions metal-media

To assess the impact of the quality of the receiving media on the bioaccumulation of the heavy metals in *patella ferruginea*, we also correlated the changes of metal concentrations in the flesh of the *patella ferruginea* with the parameters relating to the quality of seawaters, in the two study areas. And this, by using the overall data on all explored sites for tries to identify the potential influence of these parameters the metal loading. The results are given in tables 9 and 10 for Béni-Saf and Honaine, respectively.

Table 9: Matrix of correlations between metals in the mollusk "*Patella ferruginea*" and the water quality of the media, in the coast of Béni-Saf.

	Cd	Pb	Cu	Zn
pH	-0.571	0.955	-0.813	-0.258
T (°C)	-0.787	0.314	-0.656	-0.157
Salinity	-0.508	0.510	-0.215	-0.979
Conductivity	-0.034	0.328	0.107	-0.726
Turbidity	-0.034	-0.118	0.010	-0.629

The most significant correlation coefficients are observed for zinc in the two study areas. This is in agreement with the accumulation gradient of zinc in our mollusk. From table 8, the cadmium and zinc metals are negatively correlated with all studied parameters of the receiving media. For the case of lead, only its interaction with the turbidity is negative. Copper is correlated positively with conductivity and turbidity, and negatively with pH, temperature and salinity.

Table 10: Matrix of correlations between metals in the mollusk "*Patella ferruginea*" and the water quality of media, in the coast of Honaine.

	Cd	Pb	Cu	Zn
pH	0.674	-0.450	0.019	-0.824
T (°C)	0.440	0.173	-0.601	-0.478
Salinity	-0.147	-0.263	0.278	-0.668
Conductivity	-0.824	0.773	-0.419	0.610
Turbidity	0.280	-0.339	0.513	0.908

In the case of the area of Honaine (Table 9), we observed a good correlation between the zinc and turbidity where lead is positively correlated with conductivity. This last is negatively correlated with cadmium. Thus, copper is negatively correlated with temperature. These anti-correlations are interesting because they

reflect the continental origin of the metals. The conductivity and turbidity factors play an important role for a potential pollution in cadmium, lead and zinc, in the coast of Honaine. These two parameters influence the quality of seawater and the availability of metals [44]. These results show clearly the bioaccumulation of metals in *patella ferruginea* which is manifested by a direct influence with the media where the mollusk lives [44].

CONCLUSION

The dispersion study of heavy metals as : Cd, Cu, Pb and Zn in seawater of the Béni-Saf and Honaine coasts showed that, their levels ranges in function of the sampling site and the season. The cadmium levels increase in autumn, winter and summer in the Béni-Saf station (S1), and in spring in the Honaine stations (S2 and S3). With the exception of copper, the highest heavy metals concentrations are detected in the receiving media, in winter and spring, at the station S3. The latter is characterized by discharges of domestic and industrial wastewater of collector C3. The accumulation of heavy metals in seawater is in the following order: Zn>Pb> Cd> Cu.

The observed bioaccumulation of heavy metals in the *patella ferruginea* in the Honaine station (S3) is higher than in the Béni-Saf station (S1). This is resulting from the contamination of mollusk by lead. Then the bioaccumulation gradient is as follows: Zn>Pb> Cu> Cd.

With increasing the urbanization and urban activities, the rate of heavy metals will increase in the time. So, the purification of the waste by a suitable ecological treatment system will be necessary if we want to keep the protection of our *patella ferruginea* and control the biotope and marine biodiversity, in the coast of BéniSaf and particularly Honaine.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the laboratory of Separation and Purification Technologies-University of Tlemcen-Algeria and the department of Chemical Engineering and Environment, High Technical School of Engineering, University of Seville – Spain for their financial support.

REFERENCES

- [1] Pastor A., Hernandez F., Peris M. A., Beltran J., Sancho J. V., Castillon M. T., Levels heavy metals in some marine organisms from the western Mediterranean area (Spain), Marine Pollution Bull. Bibliomer N°13, Vol. 28, NO-1, pp 50-53.
- [2] Taleb M. Z., Boutiba Z., La moule *Mitillus galloprovincialis* bioindicatrice de pollution marine- cas du port d'Oran. Pub. Sciences et Technologie C- N°25, 2007. Pp. 59-64.
- [3] Nakhlé F. K., Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littoral libanaises : Apports et suivi au moyen de bioindicateurs qualitatifs (Eponge, bivalve et gastéropodes). Thèse. Spécialité : Interactions toxiques dans les écosystèmes, Paris 7. (2003)114p.
- [4] Anton M.P., Casco C. and Benedicto J. M. Biomonitoring in the Mediterranean coast of Spain.(2002), GIESM workshops series. (15). 136p.
- [5] Cheggour M., Chafika., Langston W. J., Burt G. R., Benbrahim S. and Texier H. Metals in sediments and the edible cockle *Cerastoderma edule* from two Moroccan Atlantic lagoons: Moulay Bouselham and Sidi Moussa (2001). Environmental pollution: p 115, 149 – 160.
- [6] Mzoughi N., Stoichev T.L., El Abed A., Dachraoui Amouroux A. and Sonard O.F.X, Speciation of mercury in marine sediments and mussel tissues of Bizerte Lagoon (2002), Tunisia. Jour., CSTL.Conserv.(Accepted).
- [7] Aboul-Dahab O., Chemical cycle of inorganic pollutants in the ecosystem west of Alexandria between Anfonshy and A gamy (1985). Ph D. thesis, Alexandria University.
- [8] Abdel Moati A. R., Atta. M., *Patella vulgata*, *Mitilus minimus* and *Hydrobia ulvae* as bioindicators for Pb and Se enrichment in Alexandria coastal waters.(1991), Mar. Pollut. Bull. (22). pp.148-150.
- [9] El-Rayis O., Aboul-Dahab O., Halim Y. and Rilley I., Metal accumulation in Mex Bay. 7 Th. International Conference Environmental protection is a must May (1997), Alexandria, Egypt. Pp. 83-59.
- [10] Khalid A., A comparative study for distribution of some heavy metals in aquatic organisms fished from Alexandria region (1997). PhD Thesis. Alexandria.

- [11] Kucuksezgin F., Altaya O., Uluturhan E., Kontas A., Trace metal and organ chlorine residue levels in red mullet *Mullus barbatus* from the eastern Aegean, Turkey water. Res. 2001, 35 (9): 2327-27.
- [12] Lewis A., Fish tissue quality in near coastal area of the Gulf of Mexico receiving point source discharges. Sci. total. Environ 2002, 284: 249-61.
- [13] Prudent M., Kim E.Y., Tanabe S., Tatsukawa R., Metal levels in some commercial fish species from Manila Bay, The Philippines Mar. pollut. Bull. (1997), 34 (8): 671-4.
- [14] Boyden C.R., Effect of size upon metal content of shell fish, J. Mar. Biol. Ass. (57), (1977) PP. 675-714.
- [15] Phillips D.J. H., The common mussel, *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper I, Effect of environmental variables on uptake of metals Mar. Biol. (1976), 38: 59-69.
- [16] Joridis C.R., Azokum M.I., Heavy metals in the bivalve *Anadara (Senilia) Senilis* from Nigeria Mar. Pollut. Bull. 1999, 38: 628-22.
- [17] Nouredine A., Monitoring of radionuclides in Algerian coastal waters. (2002). CIESM work shops series. (15). 136p.
- [18] Gmelin J. F., 13^{ème} édit. Du systema Naturae de Carl Von Linné 1788-1788.
- [19] Culioli J.M., Service Parc marin international de Port-Cros, Office de l'Environnement de la Corse, pub. Association *Finocchiaro* pour la gestion des espaces naturels de la Pointe du Cap Corse (2003) 9-10.
- [20] EC Directive 92/43/EEC, on the conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora).
- [21] P.D.A.U., Plan Direction d'aménagement et urbanisme de groupement : Béni-Saf, Sidi-Safi, Emir Abd. El-Kader, (1996), 88p.
- [22] P.D.A.U., Agence Nationale pour l'aménagement du territoire (1996), Plan : Direction d'aménagement en urbanisme (A.N.A.T) groupement des communes de Béni-Saf, Sidi-Safi, Emir Abd. El-Kader. 118p.
- [23] Aminot A., Chaussepied M., Manuel des analyses chimiques en milieu marin (1983), CNEXO : 395p.
- [24] JORA., (Journal Officiel de la République Algérienne). Normes de valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur, (2006) ; Algérie.
- [25] OIE. Office International de l'eau, indicateur de qualité, REFEA. France. 2009.
- [26] Huppatz W. et Meissner H., Effect of the temperature and Salt Content of Sea Water on the Corrosion Behaviour of Aluminium. *Worst-off und Korrosion*, vol. 38, 709-710, 1987.
- [27] Marcet A., Phil. Trans. Royal Society n°206, p.161 (1919).
- [28] De Villers J., Squilbin M., Yourassowsky C., Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface 2005: cadre général Fiche 2, Institut Bruxellois « IBGE » pour la gestion de l'environnement/observatoire des données de l'environnement.
- [29] Rodier J., L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Edition Dunod Paris. 1984.
- [30] F.A.O. Etude des métaux lourds présents dans l'environnement aquatique Africain. Département de pêche, Doc. Technique CPCA. NO. 25. Rome, 1994, 129p. Rapp FAO. Pêches (471):7-45 et Ecotoxicol. Environ. Saf., 28:134-59 (1994).
- [31] Usero J., Izquierdo C., Morillo J., Gracia I., Heavy metals in fish (*Solea vulgaris*, *Anguilla Anguilla* and *Liza aurata*) from salt marshes on the southern Atlantic coast of Spain, Environmental International Science 29 (2003), p 949-956.
- [32] Martin J., Whitfield M., The significance of river input of chemical elements to the Ocean. Trace Metals in Sea Water, edited par C.S. Wong, E. Boyle. New York, Plenum Press, (1983), pp 265-96.
- [33] Boyden C.R., Effect of size upon metal content of shell fish, J. Mar. Biol. Ass. (57), (1977) PP. 675-714.
- [34] European communities, Commission regulation (EC) No 466/2001 of 8 March 2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs; *official Journal of the European communities* L77.
- [35] Cravo A., Bebianno M. J., Bioaccumulation of metals in the soft tissue of *Patella aspera*: application of metal shell weight indices. *Estuarine costal-Portugal. Coastal and Shelf Science* 65 (2005) 571-586.
- [36] OMS, Directives de qualité pour l'eau de boisson, (1985), Vol.1. Recommandations. Genève, OMS, 129 p.
- [37] Chafi A.H., Mécanismes cellulaires de la bioaccumulation d'éléments minéraux, toxiques chez certains organismes aquatiques de la Méditerranée, de l'Oued Moulouya et de l'Oued Sebou et du Moyen Atlas : toxicité de l'aluminium et impact sur la santé humaine. Doct.Univ. Mohammed 1^{er} Oujda, (1995) 222p.
- [38] Bergasa O., Ramirez R., Collado C., Hernandez-Brito J. J., Dolores M., Caballero G., Rodrigues Somazas M., Haroun R. J., 2006 – Study of metals concentration levels in *Patella piperata* throughout the Canary Island, Spain. *Environ. Monit. Assess.* Springer. 7p.
- [39] Cubadda F., Conti M. E., Campanella L., Size-dependent concentrations of traces metals in four Mediterranean gastropod. *Chemosphere* 45 (2001). Pp561-569.

- [40] Chassard-Bouchaud C., Bio-indicateurs de métaux stables et radioactifs par les organismes benthiques de la Baie de seine structuraux, ultra structuraux et micro-analytiques. Cah. Biol. Mar. (1985) 26: 63-86.FAO. Rapp. Pêches, (471):7–45 et Ecotoxicol. Environ. Saf., 28:134–59 (1992-1994).
- [41] Hamed M. A., and Emara A. M., Marine mollusks as biomonitors for heavy metal levels in the gulf of Suez (2006), Red sea (Egypt). Journal of Marine Systems, 60.Pp 220-234.
- [42] Usero J., Morillo,J. Gracia I., Contamination métallique dans les sédiments aquatiques et des métaux dans les écosystèmes aquatiques. Technologia del agua, 166, 44-50, Spain; (1997).
- [43] El Nemr A., KhaledA., MoneerA. A., El SikailyA., Risk probability due to heavy metals in bivalve from Egyptian Mediterranean coast. Egyptian Journal of Aquatic Research (2012) 38, 67–75.
- [44] Ahsanullah M., Negilski D.S., M.C.V. Mobley, Toxicity of zinc, cadmium, and copper to the shrimp *Callinassaaustraliensis*. I: Effects of individual metals. III: Accumulation of metals, Mar. Biol. 64 (1981) 229–304 and 311–316.
- [45] El-Sikaily, A., Khaled, A., El-Nemr, A., 2004. Heavy metals monitoring using bivalves from Mediterranean Sea and Red Sea.Environmental Monitoring and Assessment 98, 41–58.

ملخص

و هذا العمل يقدم تقييم جودة الساحل الجزائري في ضلعين الساحلية المجاورة، وهي هنين و بني صاف، اختيرت إطلاقات كبيرة من المواقع. وأعقب ذلك إجراء مقارنة بين حالة سواحلنا مع تلك المناطق الساحلية للبحر المتوسط. وقد اتبعت الدراسة موسميا عام 2011-2012 عن طريق قياس المعلمات الفيزيائية الهيدرولوجية (الرقم الهيدرولوجي ودرجة الحرارة والعكارة والملوحة)، واستخدام حس البحر "حس *Ulva*" *Enteromorpha linza* الطحالب الحمراء: *corallinacées* "كورالينا *officinaalis*" والرخويات *ferruginea* الرضفة" كما المؤشرات الحيوية الكمية الملوثات المعدنية (الكاديوم، الرصاص، النحاس، والزنك). اتخذت حصاد- المؤشرات الحيوية وعينات مياه البحر في كل موسم في ثلاث محطات بني صاف S1. هنين S2. هنين S3، تتميز تصريف النفايات والمياه الصناعية والمياه المالحة التصريف من التثبيت الأخير من هنين تحلية المياه. وأظهرت تراكيز المعادن في مياه البحر اختلافات كبيرة اعتمادا على محطة والجبايات المواسم، مما يؤدي إلى ظهور تلوث الكاديوم، الرصاص، النحاس، والزنك. وقد انعكس هذا أيضا في *Ulva* بما في ذلك الرصاص (*Enteromorpha linza*) الزنك (S1، S2)، والمرجانية الزنك (S1، S2) من سنوات من محطة S1 (بني صاف) و S2 (Honaine) - الشاطئ) باستثناء النحاس، الرخوي في حين أن *ferruginea* الرضفة" من مدينة هنين S3 قدم أكثر من مستويات عالية من الرصاص مقارنة بما كان عليه من بني صاف، وتجاوز معايير مقبولة.

كلمات البحث: المؤشرات الحيوية، المعادن، الرخويات، حس البحر، هنين، بني صاف.

Résumé

Ce travail apporte une évaluation de la qualité du littoral Algérien dans deux côtes portuaires voisines, à savoir Honaine et Béni-Saf, choisies comme importants sites de rejets. Ceci a été suivi par une comparaison de l'état de nos côtes avec celles des zones côtières méditerranéennes. L'étude a été suivie saisonnièrement de l'année 2011 à 2012 par la mesure des paramètres physico-chimiques hydrologiques (pH, Température, turbidité et salinité), et l'utilisation de la laitue de mer « *Ulva lactuca* », l'enteromorphe « *Enteromorpha linza* », l'algue rouge : corallinacées « *Corallina officinaalis* » et le mollusque « *Patella ferruginea* » comme bio-marqueurs quantitatifs des contaminants métalliques (Cd, Pb, Cu, et Zn). La récolte des bio-indicateurs ainsi les prélèvements d'eau de mer ont été effectués chaque saison dans trois stations Béni-Saf S1 ; Honaine S2 ; Honaine S3, caractérisées par des rejets d'eaux usées et industrielles et des rejets salins issus de l'installation récente du dessalement à Honaine. Les concentrations métalliques dans l'eau de mer ont montré des variations significatives selon les stations et les saisons de prélèvements, donnant lieu à l'apparition d'une pollution en Cd, Pb, Cu, et le Zn. Ceci s'est manifestée également chez les ulves notamment en plomb (S1), enteromorphe en zinc (S1, S2), et la coralline en zinc (S1, S2) dans la station S1 (Béni-Saf) et S2 (Honaine-plage) à l'exception du cuivre, Alors que le mollusque « *Patella ferruginea* » de la ville d'Honaine S3 a présenté des teneurs en plomb plus fortes comparées à celui de Béni-Saf, dépassant ainsi les normes tolérables.

Mots clés : Bio-indicateurs, Métal, *Ulva*, *Enteromorpha*, *Corallina*, *Patella*, Honaine, Béni-Saf.

Summary:

This work provides an assessment of the quality of the Algerian coast in two neighboring port ribs, namely Honaine and Béni-Saf, chosen as significant releases of sites. This was followed by a comparison of the state of our coasts with those of the Mediterranean coastal zones. The study was followed seasonally the year 2011-2012 by the extent of hydrologic physicochemical parameters (pH, temperature, turbidity and salinity), and the use of sea lettuce " *Ulva lactuca* " Enteromorpha " *Enteromorpha linza* " red algae: corallinacées " *Corallina officinaalis* " and mollusc " *Patella ferruginea* " as quantitative biomarkers metal contaminants (Cd, Pb, Cu, and Zn). The harvesting of bio-indicators and the sea water samples were taken each season in three stations Béni-Saf S1; Honaine S2; Honaine S3, characterized by discharges of waste and industrial water and saline discharges from the recent installation of desalination Honaine. The metal concentrations in seawater showed significant variations depending on the station and levies seasons, leading to the appearance of pollution of Cd, Pb, Cu, and Zn. This was also reflected in *Ulva* including lead (S1), enteromorpha zinc (S1, S2), and zinc coralline (S1, S2) of years the station S1 (Béni-Saf) and S2 (Honaine- beach) with the exception of copper, the mollusk While " *Patella ferruginea* " of the city of Honaine S3 introduced more high lead levels compared to that of Beni Saf, exceeding the tolerable standards.

Keywords: Bioindicators, Metal, *Ulva*, *Enteromorpha*, *Corallina*, *Patella*, Honaine, Béni-Saf.