

Liste des abréviations

AEE : Agence Européenne pour l'Environnement

AIEA : Agence Internationale de l'Energie Atomique

ANOVA : Analyse of variance

ANRH : Agence National des Ressources hydrauliques

Cd: Cadmium

CE : Conseil de l'Europe

CEE : Communauté Economique Européenne

Cu : Cuivre

DBO₅ : Demande Biologique en Oxygène en 5 jours

DCE : Directive Cadre de l'Eau

DCO: Demande Chimique en Oxygène

EPA: Entreprise Portuaire d'Arzew

FAO: Food and Agricultural Organization

GESAMP: Group of Expert on the Scientific Aspects of Marine Pollution

MES : Matières En Suspension

OIE: World Organization for Animal Health

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ONM: Office National Météorologie

PAM : Plan d'Action pour la Méditerranée

Pb : Plomb

PNUE : Programme des Nations Unis pour l'Environnement

REMPAC : Centre Régional de la Surveillance de la Méditerranée

RINBIO : Réseau Intégrateurs Biologiques

RNO : Réseau National d'Observation

SAA : Spectrophotométrie d'Absorption Atomique

UNEP : United Nations Environment Programme

USEPA : Agence de Protection de l'Environnement Américaine

Zn : Zinc

Liste des figures

Figure 1 : Source et cheminement de la pollution marine	05
Figure 2 : L'accumulation des polluants chimiques dans les maillons de la chaîne trophique	17
Figure 3 : Touffe de <i>l'Ulva lactuca</i>	21
Figure 4 : Aspect externe du thalle d' <i>Ulva lactuca</i>	22
Figure 5 <i>Corallina officinalis</i> dans son milieu naturel	23
Figure 6 : Aspect externe du thalle de <i>Corallina officinalis</i>	24
Figure 7 : Le littoral algérien	25
Figure 8 : Localisation de la zone d'étude	26
Figure 9 : Principaux rejets d'eaux usées dans le littoral oranais	27
Figure 10 : Vue panoramique de la ville d'Arzew	28
Figure 11 : Localisation des complexes et des unités industrielles	29
Figure 12 : Le réseau d'assainissement de la zone d'Arzew	30
Figure 13 : Structure générale du port d'Oran	31
Figure 14 : Vue panoramique du port d'Oran	31
Figure 15 : Localisation des sites de rejets urbains au niveau du port d'Oran	32
Figure 16 : Vue panoramique de Madagh	33
Figure 17 : Les rejets urbains et industriels au niveau de la zone d'étude	34
Figure 18 : Principales sources de la pollution industrielle des wilayas littorales	36
Figure 19 : Valeurs moyennes mensuelles des paramètres climatiques à Oran	39
Figure 20 : Variation des vents	40
Figure 21 : Circulation globale en Méditerranée	42
Figure 22 : Localisation géographique des sites d'échantillonnage	46
Figure 23 : Site d'échantillonnage d'Arzew	47
Figure 24 : Site d'échantillonnage au niveau du port d'Oran	47
Figure 25 : Site d'échantillonnage au niveau de Madagh	47
Figure 26 : Prélèvement d'échantillons d'eaux	48
Figure 27 : Fiche d'échantillonnages d'eaux	49
Figure 28 : Conservation d'échantillons d'eaux	51

Figure 29 : Mesure du pH à l'aide du pHmètre	55
Figure 30 : Mesure de la salinité	56
Figure 31 : Etapes de l'analyse de la demande chimique d'oxygène (DCO)	62
Figure 32 : Analyse de la Demande Biologique en Oxygène (DBO ₅)	65
Figure 33 : Analyse du phosphore total	66
Figure 34 : Le dosage des nitrites	68
Figure 35 : Les étapes du dosage de l'ammonium	70
Figure 36 : Le dosage des métaux lourds	71
Figure 37 : Fiche d'échantillonnage des algues	73
Figure 38 : Echantillonnage des algues	74
Figure 39 : Séchage des échantillons à l'air libre puis à l'étuve	76
Figure 40 : Broyage des algues séchées	76
Figure 41: Synthétique du protocole de minéralisation et du dosage des métaux lourds dans les algues	78
Figure 42 : Minéralisation des échantillons d'algue à l'aide d'un minéralisateur de type VLEP	79
Figure 43 : Dosage des métaux lourds chez les algues par le SAA	80
Figure 44 : Variations annuelles de la température des eaux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	85
Figure 45 : Variations saisonnières de la température des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	85
Figure 46 : Variations annuelles du pH des eaux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	86
Figure 47 : Variations saisonnières du pH des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	86
Figure 48 : Variations annuelles de l'oxygène dissous des eaux de rejets et eaux de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	87
Figure 49 : Variations saisonnières de l'oxygène dissous des eaux de rejets et eaux de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	87
Figure 50 : Variations annuelles de la salinité des eaux de rejets et eaux de mer provenant	88

d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 51 : Variations saisonnières de la salinité des eau de rejets et eaux de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 88

Figure 52 : Variations annuelles des teneurs en matières en suspension des eaux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 89

Figure 53: Variations saisonnières de la matière en suspension des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1),port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 90

Figure 54 : Variations annuelles de la demande chimique en oxygène des eaux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 90

Figure 55 : Variations saisonnières de la demande chimique en oxygène eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 91

Figure 56: Variations annuelles de la demande biochimique en oxygène des eaux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 91

Figure 57 : Variations saisonnières de la demande biochimique en oxygène eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 92

Figure 58 : Variations annuelles du rapport de biodégradabilité des eaux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 93

Figure 59 : Variations saisonnières du degré de la biodégradabilité des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 93

Figure 60 : Variations annuelles des teneurs en nitrites des eaux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 94

Figure 61 : Variations saisonnières des teneurs en nitrites des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 94

Figure 62: Variations annuelles des teneurs en nitrates des eaux de rejets et eaux de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 95

Figure 63 : Variations saisonnières des teneurs en nitrates des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 95

Figure 64 : Variations annuelles des teneurs en ammonium des eaux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 96

Figure 65 : Variations saisonnières des teneurs en ammonium des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 96

Figure 66 : Variations annuelles des teneurs en phosphore total des eaux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) 97

Figure 67 : Variations saisonnières des teneurs en phosphore total des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	97
Figure 68 : Synthèse des travaux réalisés sur l'évaluation de l'état de la pollution marine sur le littoral algérien entre 2001 et 2015	100
Figure 69 : Concentration des pollution au niveau d'Annaba	101
Figure 70 : La pollution au niveau du port d'Alger	102
Figure 71 : Pollution marine par les rejets dans le littoral oranais	103
Figure 72 : Concentration des polluants au Maroc	104
Figure 73 : Variations annuelles des teneurs en cadmium des eaux de rejets et eaux de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	105
Figure 74: : Variations saisonnières des teneurs en cadmium des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	106
Figure 75 : Variations annuelles des teneurs en des cuivre aux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	107
Figure 76 : : Variations saisonnières des teneurs en cuivre des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	107
Figure 77 : Variations annuelles des teneurs en des plomb aux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	108
Figure 78 : Variations saisonnières des teneurs en plomb des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	108
Figure 79 : Variations annuelles des teneurs en des plomb aux de rejets et eau de mer provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	109
Figure 80: Variations saisonnières des teneurs en zinc des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	109
Figure 81 : Résultats d'analyses du zinc, plomb et cuivre des effluents des wilayas de Tlemcen, d'Oran et Mostaganem	112
Figure 82 : Teneurs des métaux lourds au niveau d'Oran et Mostaganem	113
Figure 83: Teneurs moyennes du Zinc, Plomb et Cadmium des rejets des eaux usées et eau de mer du littoral ouest algérien	114
Figure 84 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des teneurs métalliques moyennes du cadmium mesurées dans les macro-algues vertes <i>Ulva lactuca</i> , provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	118
Figure 85 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations	118

métalliques moyennes du cuivre mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3).

Figure 86: Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations 119
métalliques moyennes du plomb mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*,
provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3).

Figure 87 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations 119
métalliques moyennes du zinc mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*,
provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 88 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations 122
métalliques moyennes du cadmium mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*,
provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 89 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations 122
métalliques moyennes du cuivre mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*,
provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 90 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations 123
métalliques moyennes du plomb mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*,
provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 91: Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des teneurs 123
métalliques moyennes du zinc mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*,
provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 92 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations 126
métalliques moyennes du cadmium mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*,
provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 93 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations 126
métalliques moyennes du cuivre mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*,
provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 94 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations 127
métalliques moyennes du plomb mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*,
provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 95 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations 127
métalliques moyennes du zinc mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*,
provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 96: Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations 130

métalliques moyennes du cadmium mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 97 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations 130

métalliques moyennes du cuivre mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 98 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations 131

métalliques moyennes du plomb mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 99: Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des teneurs 131

métalliques moyennes du zinc mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 100: Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations 132

($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca* et rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Figure 101: Variations des concentrations moyennes en éléments métalliques en 133

fonction des espèces *Ulva lactuca* et *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Liste des tableaux

Tableau 1: Origine et nature des différents types de pollution	06
Tableau 2: Classification périodique des éléments	09
Tableau 3 : Principaux groupes d'algues de la zone néritique en Algérie	20
Tableau 4: Les différents oueds et rejets déversant dans le secteur ouest	38
Tableau 5: Classification des eaux d'après leur pH	55
Tableau 6: Valeurs typiques de la DCO	61
Tableau 7: Facteur de conversion de la DBO ₅	64
Tableau 8: Conversion des teneurs en nitrates	69
Tableau 9: Echelle de biodégradabilité	86
Tableau 10: Evaluation de la qualité d'eau	99
Tableau 11 : Concentrations de la DCO DBO ₅ et MES en Tunisie	104
Tableau 12 : Résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des concentrations métalliques moyennes (µg/ g poids sec) mesurées dans les tissus des macro-algues <i>Ulva lactuca</i> et <i>Corallina officinalis</i> , provenant d'Arzew (S1), du port d'Oran (S2) et Madagh (S3)	134
Tableau 13 : Comparaison des résultats obtenus des concentrations métalliques avec ceux de littérature	141

TABLE DES MATIÈRES

Introduction générale	01
------------------------------------	----

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I. La pollution Marine

1. Sources de la pollution.....	05
2. Les différents types de la pollution marine.....	06
2-1 La pollution biologique.....	07
2-2 La pollution physique.....	07
2-3 La pollution chimique.....	08
2-3-1 Les éléments toxiques organiques.....	08
2.3.2 Les éléments toxiques inorganiques.....	08
A) Le Cadmium.....	09
B) Le cuivre.....	10
C) Le plomb.....	12
D) Le zinc.....	14
3. Devenir des polluants dans le milieu marin.....	16
3-1 La bioconcentration.....	16
3-2 La bioaccumulation.....	16
3-2 La bioamplification.....	17
4. La pollution dans la Méditerranée.....	18
5. La pollution en Algérie.....	18
6. Conséquence de la pollution.....	19
6-1 Conséquences sanitaires.....	19
6-2 Conséquences esthétiques.....	19
6-3 Conséquences économiques.....	19
7. Caractéristiques du matériel biologique étudié.....	17
7.1. Une chlorophycée : l'Ulve <i>Ulva lactuca</i>	21
7.2. Une rhodophycée : La Coralline <i>Corallina officinalis</i>	23

Chapitre II : Caractéristiques de la zone d'étude

I-Caractéristiques générale du littoral algérien

1. Description et localisation de la zone d'étude.....	26
2. Intérêt de choix de la zone d'étude.....	27
2.1. Arzew.....	28
2.2. Le port d'Oran.....	30
2.3. Madagh.....	33
3. Les conditions météorologiques.....	39

3.1. Climat.....	39
3.2. Régime du vent.....	40
3.3. Le réseau hydrologique.....	40
3.4. Les facteurs hydrodynamiques.....	41

Chapitre III : Matériel et méthodes

1. Choix des sites d'échantillonnage.....	43
2. Choix et intérêt des bioindicateurs ciblés.....	43
3. Choix de la famille polluante	45
4. Localisation géographique de la zone de prélèvement.....	45

Partie I : Suivi des caractéristiques physico-chimiques et métalliques des eaux côtières

I- Suivi des caractéristiques physico-chimiques et métalliques des eaux côtières

1. Echantillonnage de l'eau.....	48
1.1. Prélèvement.....	48
1.2. Conservation de l'échantillon.....	50
1.3. Précautions pour minimiser la contamination.....	51
2. Analyses et modes opératoires.....	52
2.1. Paramètres physicochimiques.....	52
2.1.1. Température.....	52
2.1.2. l'oxygène dissous.....	52
2.1.3. Le potentiel de l'hydrogène	54
2.1.4. La salinité.....	55
2.1.5. Matières En Suspension.....	56
2.1.6. La Demande Chimique en Oxygène (DCO).....	57
2.1.7. La Demande Biochimique en Oxygène (DBO ₅).....	63
2.1.8. Analyse du phosphore total.....	65
2.2.9. Les sels nutritifs.....	66
a). Dosage des nitrites.....	67
b). Dosage des nitrates.....	68
c). Dosage de l'ammonium.....	69
2.2. Analyses des métaux lourds.....	70

Partie II : Biodisponibilité et bioaccumulation des métaux lourds chez les macro-algues

II. Biodisponibilité et bioaccumulation des métaux lourds chez les macro-algues

1. Protocole d'échantillonnage.....	72
-------------------------------------	----

2. Précaution pour minimiser la contamination.....	72
3. Analyses au laboratoire.....	75
3.1. Préparation des échantillons.....	75
3.1.1. La pesée.....	75
3.1.2. Le séchage.....	75
3.1.3. Le broyage.....	76
3.2. Quantification des métaux.....	77
3.2.1. Minéralisation des échantillons.....	77
3.2.2. Principe du dosage des métaux lourds par le SAA.....	79
3.2.3. contrôler la justesse et la précision du protocole analytique	80
3.3. Détermination de la teneur en humidité.....	82
3.4. Analyses statistiques	83
3.4.1 Test ANOVA.....	83

Chapitre IV : Résultats et discussion

I. Résultats des caractéristiques physico-chimiques et métalliques des eaux	84
1. Qualité physico-chimiques des eaux	84
Discussion.....	98
2. Résultats des analyses de la pollution métallique des eaux	105
Discussion.....	110
II. Distribution des concentrations métalliques dans les macro-algues.....	116
1. L'ulve : <i>Ulva lactuca</i>	116
1.1 Variations inter-sites	116
1.2 Variations saisonnières.....	120
2. La coralline : <i>Corallina officinalis</i>	124
2.1 Variations inter-sites	124
2.2 Variations saisonnières.....	128
3. Variations des concentrations moyennes en éléments métalliques en fonction des sites Arzew, port d'Oran et Madagh.....	132
4. Variations des concentrations moyennes en élément métalliques en fonction des espèces <i>Ulva lactuca</i> et <i>Corallina officinalis</i>	133
5. Analyses de variance (ANOVA).....	134
Discussion.....	135
Conclusion générale.....	143
Références bibliographiques.....	147

Annexe

Introduction générale

Introduction générale

Considéré au passé comme une capacité illimitée d'accumulation de tous types rejets, le milieu marin montre aujourd'hui un tout autre aspect, c'est le cas notamment des milieux semi fermés et fermes (ports, et certains baies et golfs), qui représentent le réceptacle de la majorité de tous les eaux usées domestiques et industrielles, ce qui fait de ces derniers le foyer de nombreux polluants.

la véritable et l'importante pollution vient du fait que la Méditerranée est le réceptacle final d'une quantité considérable d'effluents industriels et domestiques d'origine accidentelle ou chronique, pélagique ou tellurique. Elle est une mer à accident, à agressions ponctuelles qui affectent un écosystème fermé dont l'eau ne se renouvelle que tous les siècles **(Bousquet, 2003)**.

L'étude de l'interaction entre les contaminants et les barrières biologiques est d'un intérêt considérable pour la compréhension des phénomènes éco-toxicologiques et l'interprétation de la bioaccumulation et des transferts à travers les chaines trophiques. La biodisponibilité des contaminants dépend de nombreux facteurs physiques (granulométrie du sédiment et teneur en matière organique du sédiment et des particules en suspension etc...), chimiques (solubilité et réactivité des composés), biologiques (organismes pélagiques ou benthiques utilisés, mode de contamination etc...). **(Borgmann, 2000)**.

En effet contrairement à d'autres polluants, comme les hydrocarbures, dérivés du pétrole, et aux déchets qui envahissent l'environnement, les éléments métalliques s'accumulent sournoisement pour finir par atteindre des seuils toxiques.

D'un autre côté, les problèmes associés à la contamination par les éléments métalliques ont été tout d'abord mis en évidence dans les pays industriellement avancés en raison de leurs déversements industriels plus importants, et spécialement à la suite d'accidents dus à une pollution par le mercure et le cadmium en Suède et au Japon ; cependant bien que le niveau des activités industrielles soit relativement moins élevé dans des régions moins développées comme l'Afrique, on y observe néanmoins une prise

de conscience croissante de la nécessité de gérer rationnellement les ressources aquatiques et notamment de maîtriser les déversements de déchets dans l'environnement **(Biney et al; 2005)**.

Les métaux lourds tels que le cadmium, le plomb, le zinc, le cuivre ou leurs composés ont été largement utilisés par diverses industries de la métallurgie, des mines et de la chimie **(Hamidi et al., 2008)**. La présence de ces métaux lourds affectent de nombreux processus métaboliques ou de développement dans tous les organismes vivants **(Pribyl et al., 2008)** en raison de sa toxicité, de sa non biodégradabilité, bioaccumulation et persistance dans la nature **(Bayhan et al., 2001, Grimes,2003; Boutiba et al.,2003,Villaescusaa et al. 2004; Ahluwalia et Goyal 2007; Bahadir et al. 2007; Garg et al. 2007; Pérez-Marín et al. 2007; Bulut et Baysal 2006; Dermeche et al., 2006 ; Kamala-Kannan et al. 2008; Vilar et al. 2008; Wang et Fowler 2008; Pathak et al. 2009; Bhatnagar et Minocha 2010; Farooq et al. 2010; Pahlavanzadeha et al. 2010; Grimes et al., 2010; Remili et al., 2010. Rouane Hacenne, 2012)**.

De nombreux ions métalliques sont essentiels comme oligo-éléments (Cu, Zn) mais à des concentrations plus élevées, ils deviennent toxiques **(Yoshida et al., 2006)** à la faune et la flore aquatiques, même à des concentrations relativement faibles. Certains d'entre eux sont susceptibles d'être assimilés, stockés et concentrés par des organismes **(Mohan et Singh 2002)**.

Caractérisé par un grand trafic maritime et par une agglomération d'unités industrielles importantes, le littoral ouest algérien n'échappe pas à cette forme de pollution qui constitue un danger imminent.

A cet égard, Le présent travail s'inscrit dans une démarche de recherche du *Laboratoire Réseaux de Surveillance Environnementale (LRSE)*, et qui a pour objectif :

- ✓ D'établir un bilan de la qualité des rejets d'eaux usées et leurs impacts sur le milieu marin en utilisant une approche multi-marqueurs basée sur le suivi des paramètres physico-chimiques et métalliques.

✓ Cette étude consiste à sélectionner les organismes vivants « *Ulva lactuca* et *Corallina officinallis* » dans l'utilisation comme model expérimental dont le but d'évaluer les conditions environnementales des sites d'études.

✓ Analysé la bioaccumulation de quatre métaux lourds Cd, Cu, Pb et Zn dans les tissus des macro-algues marines « *Ulva lactuca* et *Corallina officinallis* » durant quatre saisons dans trois sites d'études choisis selon un gradient de pollution croissant sur la partie du littoral ouest algérien Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3).

L'objectif général de cette thèse s'articule autour des axes suivants :

Un premier chapitre synthétisera une approche sur la pollution marine et la présentation des caractéristiques générales des espèces bioindicatrices, l'ulve et la coralline.

Le deuxième chapitre est consacré à la présentation des caractéristiques de la zone d'étude

Le troisième chapitre constituera le fond même de cette étude relative au choix du matériel biologique ainsi que le protocole analytique, qui repose sur la mesure des paramètres physicochimiques des eaux (T°, pH, Oxygène dissous, Salinité, MES, DCO, DBO, Phosphore total, et sels nutritifs) et métallique (Cd, Cu, Pb, Zn). Ainsi que le dosage des métaux lourds dans tissus des macro-algues marines : l'ulve et la coralline.

Le quatrième chapitre regroupe l'ensemble des résultats et leurs interprétations. Dans la première partie sont présentés les résultats des caractéristiques physicochimiques et métalliques des eaux usées et eau de mer. Dans la deuxième partie, sont présentés les résultats de biodisponibilité et bioaccumulation des métaux lourds chez les macro-algues vertes *Ulva lactuca* et rouges *Corallina officinallis*.

En dernier lieu, une conclusion générale succédera à cette synthèse comportant des recommandations et des perspectives.

Chapitre I :

Synthèse bibliographique

Introduction :

L'augmentation de jours en jours de volumes des rejets industriels et urbains sans traitement préalable dans le milieu marin qui est en plus soumis à différents pressions anthropiques a des conséquences très graves, voire dangereuses non seulement sur la vie marine mais aussi sur la santé humaine et l'environnement de façon générale.

I- La Pollution Marine :

La pollution est un problème d'actualité ; elle affecte pratiquement tous les écosystèmes y compris l'environnement marin. Elle présente aussi un risque pour la santé humaine et cause des mortalités pour les espèces.

Polluer signifie: «souiller». Actuellement, ce verbe a pris le sens de «dégrader un milieu», qu'il soit naturel, urbain ou agricole. C'est donc un dommage causé par l'homme à son environnement et à lui-même (**Barre, 2005**).

La pollution marine résulte de tous les produits rejetés dans les mers et les océans. Cette pollution arrive dans le milieu marin par le vecteur des voies fluviales, des vents, de l'air en basse altitude ou est directement rejetée à la mer.

80 % des pollutions marines sont d'origine terrestre et anthropique (**PNUE/PAM, 2004**). Ce sont les eaux usées domestiques, les plastiques, les rejets industriels, les pesticides et les engrais agricoles.

Selon l'Organisation Internationale des Nations Unies, la notion de « pollution marine » englobe celle de pollution de l'eau, mais aussi celle des sédiments marins, et plus généralement toutes les atteintes aux écosystèmes marins causées par des rejets de substances nuisibles et leurs impacts, quelles que soient leurs natures ou quantités.

Le terme de pollution marine fait l'objet d'une définition, reconnue par l'ensemble de la communauté scientifique internationale (**GESAMP, 1990**), comme étant *"l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans le milieu marin (y compris les estuaires) occasionnant des effets néfastes tels que des nuisances envers les ressources biologiques, des risques pour la santé de l'homme, des entraves aux activités maritimes (y compris la pêche), une altération de la qualité de l'eau de mer du point de vue de son utilisation et une dégradation des valeurs d'agrément"*.

1) Source de la pollution : (Cf. Figure 1)

La production et les émissions de polluants sont souvent dérivées des activités humaines, telles que l'agriculture (les fertilisants, pesticides et produits agrochimiques), l'industrie (les métaux lourds, les éléments traces et les composés organiques), l'urbanisme (agents pathogènes, substances organiques, métaux lourds et éléments traces contenus dans les eaux usées), le tourisme (détritus plastiques sur les côtes) etc..... **(Larno, 2001).**

- ✓ Les retombés atmosphériques.
- ✓ Le ruissellement.
- ✓ Les rejets par les émissaires.
- ✓ Les rejets directs.

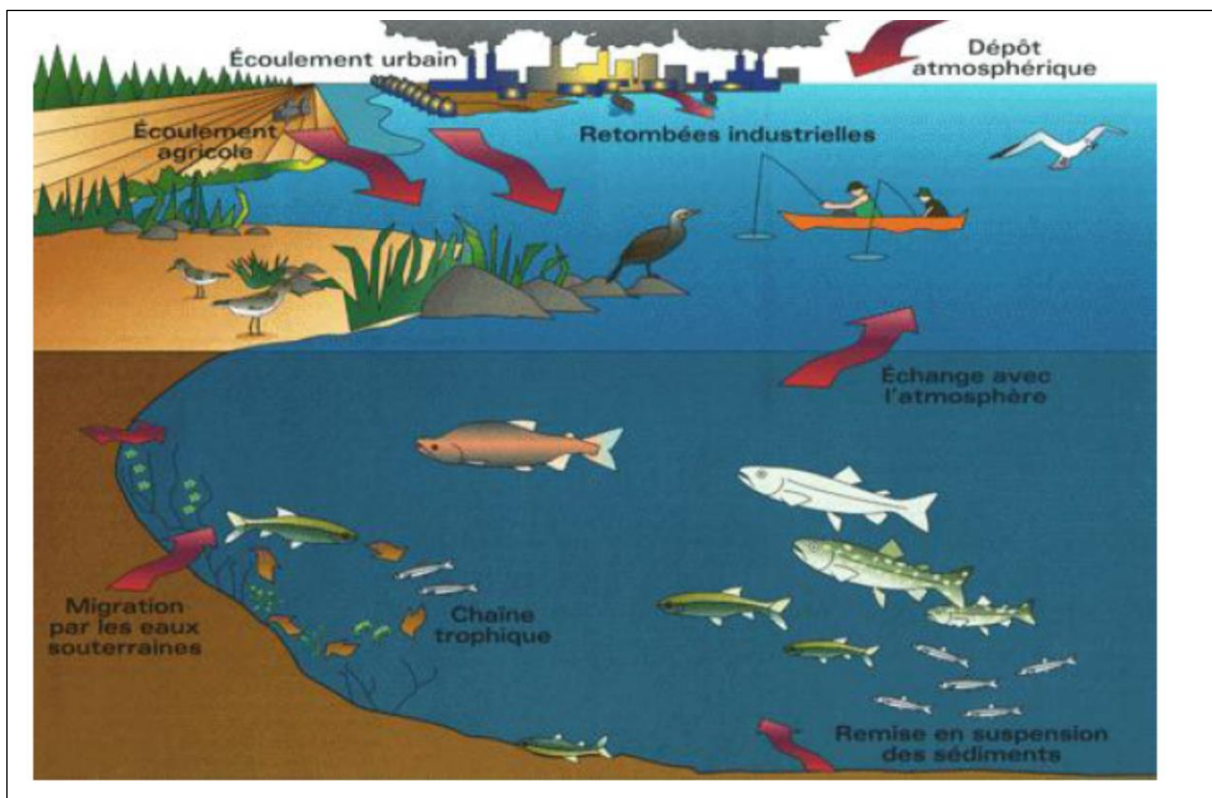


Figure1 : Source et cheminement de la pollution marine (USEPA, 2006)

2) Les différents types de pollution marine :

Les milieux aquatiques sont donc susceptibles d'être affectés par un éventail très large de pollutions qui peuvent être classés en trois grandes familles : physique, chimique et biologique (Cf. Tableau 1). A la lecture de cette liste (non exhaustive), il apparaît que ces contaminations se caractérisent par une grande diversité à tous les niveaux :

- **La nature** des polluants impliqués (organiques ou inorganiques) qui définit leur mode d'action respectif ainsi que leur capacité à persister dans le milieu (bioaccumulation).
- **Leur origine** apports directs (*via* rejets urbains et industriels) ou indirects par (ruissellement, infiltrations ou retombées des polluants atmosphériques).

Tableau 1: Origine et nature des différents types de pollution (**Chouteau, 2004**)

Type de pollution	Nature	Origines
Physiques	Rejet d'eau chaude	Centrales thermiques, nucléaires
	MES	Rejets urbains, érosion des sols
Chimique	Matières organiques	Effluents domestiques, agricoles, agro alimentations
	Fertilisants (nitrates, phosphates)	Agricultures, lessives
	Métaux	Industries, agriculture, déchets
	Pesticides (herbicides, fongicides, insecticides ...)	Industries, agriculture
	Organochlorés (PCB, solvant)	Industries
	Composés organique de synthèse	Industries
	Détergents	Effluents domestiques
Biologique	Hydrocarbures	Industries pétrolières, transports
	Bactéries, virus, champignons...	Effluents urbains, agricoles

2-1) La pollution biologique :

Cette pollution peut résulter du rejet dans les eaux continentales ou littorales d'une grande variété de substances organiques fermentescibles d'origines diverses (effluents urbains, matières fécales, industrie, élevages,...) et se traduit par une forte contamination bactériologique. Elle soulève, dans bien des cas, de redoutables problèmes d'hygiène publique: qualité des eaux potables, salubrité des plages, qui ne sont pas limitées aux seuls pays du tiers monde. Cette extension incessante de la pollution microbiologie des eaux continentales et littorales a pour conséquence une recrudescence une d'affections pathogènes (colibacilles, hépatites, virus entériques...), **(Vincent, 2006)**.

Il peut s'agir de pollution par des micro-organismes (bactéries, virus, champignons) qui peuvent proliférer à leur arrivée dans le milieu marin, même s'il est vrai qu'il s'agit d'un milieu qui ne favorise pas la vie de la plupart des agents pathogènes.

Il peut également s'agir de l'introduction d'une espèce marine dans une zone où elle est normalement absente et dans laquelle elle a un impact non négligeable **(Gravez et Bernard, 2006)**.

La Méditerranée constitue l'une des régions du monde où le pourcentage d'espèces introduites par apport aux espèces indigènes est le plus élevé introductions **(Bousquet, 2003)**.

Ceci s'explique en partie par l'importance du commerce maritime mondiale qui passe par ses eaux, par les pratiques de l'aquaculture et par la législation très laxiste, sinon inexistante, des pays méditerranéens en matière de prévention des introductions **(Bousquet, 2003)**.

2-2) La pollution physique :

On parle de pollution physique lorsque le milieu marin est modifié dans sa structure physique par divers facteurs. Il peut s'agir d'un rejet d'eau douce qui fera baisser la salinité d'un lieu (par une centrale hydroélectrique), d'un rejet d'eau réchauffée ou refroidie (par une centrale électrique ou usine de regazéification de gaz liquide), d'un rejet liquide ou solide de substances modifiant la turbidité du milieu (boue, limon, macro déchets....), d'une source de radioactivité **(Gravez et Bernard, 2006)**.

2-3) La pollution chimique :

La pollution chimique est due au déversement de substances chimiques telles que les hydrocarbures, les détergent, les biocides (pesticides), métaux lourds, elle constitue une véritable menace pour la santé.

2-3-1) Les éléments toxiques organiques :

Les micro-polluants d'origine organique sont extrêmement nombreux et variés, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. Ils proviennent de l'utilisation domestique, des rejets industriels et des eaux de ruissellement sur les terres agricoles, sur le réseau routier etc.... Parmi ces composés chimiques toxiques très persistants et qui ont une grande lipophilicité, on peut citer : *les hydrocarbures polycycliques aromatiques, les alkylphénols, chlorophénols, phtalates et les résidus pharmaceutiques actifs.*

Certains composés ont un pouvoir de perturber le système endocrinien tel que les hydrocarbures polycycliques aromatiques et les alkylphénols **(Belgiorno et al, 2007)**.

En effet, plusieurs environnements aquatiques ont été pollués par ces composés en plus des autres substances pharmaceutiques dont la principale source est les eaux usées **(Kimura et al., 2004)**. Il s'est avéré que les stations d'épuration sont des sources potentielles de ces produits toxiques **(Belgioro et al., 2007)**. Cependant, en raison de la faible solubilité de ces éléments organiques, on les retrouvera concentrés dans les boues plutôt que dans les eaux résiduaires **(FAO, 2003)**.

2-3-2) Les éléments toxiques inorganiques (Les métaux) :

Ce sont des métaux de forte masse atomique toxiques, à l'état élémentaire ou combiné, à partir d'une concentration minime. Ils sont présents normalement dans le milieu marin en faible dose. Ces métaux sont très employés depuis le début de l'ère industrielle et ils s'accumulent dans la mer. Les plus dangereux et les plus répandus sont les métaux lourds : le mercure, le plomb, le cadmium, le chrome, le zinc, le cuivre, le nickel, l'argent, (Cf. Tableau 2).

I A										VIII A							
1 H										2 He							
II A								III A	IV A	V A	VI A	VII A					
3 Li	4 Be							5 B	6 C	7 N	8 O	9 F	10 Ne				
11 Na	12 Mg							13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar				
		III B	IV B	V B	VI B	VII B	VIII B	VIII B	VIII B	IB	II B						
19 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr
37 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe
55 Cs	56 Ba	*	72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At	86 Rn
87 Fr	88 Ra	**	104 Rf	105 Db	106 Sg	107 Bh	108 Hs	109 Mt	110 Ds	111 Rg	112 Cn	113 Uut	114 Fl	115 Uup	116 Lv	117 Uus	118 Uuo
* Lanthanides	57 La	58 Ce	59 Pr	60 Nd	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb	71 Lu		
** Actinides	89 Ac	90 Th	91 Pa	92 U	93 Np	94 Pu	95 Am	96 Cm	97 Bk	98 Cf	99 Es	100 Fm	101 Md	102 No	103 Lr		

Définition:

Le cadmium est un élément métallique de symbole **Cd**, blanc brillant, malléable et ductile, de numéro atomique 48. C'est un élément de transition appartenant au groupe 12 (ou IIB) de la classification périodique. Il fond à 321 °C, bout à 765 °C, à une densité de 8,64, et sa masse atomique est égale à 112,40.

Le cadmium a été découvert en 1817 par le pharmacien Friedrich Stromeyer, il constata que certains échantillons d'oxyde de zinc dissous dans un acide donnaient un précipité jaune avec l'oxygène sulfuré, il isola le métal de ce sulfure et lui donna le nom de cadmium (**Djouadi, 1992**).

Ressources naturelles :

Le cadmium est un métal qui se trouve dans la nature sous formes de traces (1 à 250 $\mu\text{g/Kg}$).

La concentration moyenne de croûte terrestre est de l'ordre de 0.18 ppm (**Baboch et Stotsky G, 1978**). Ses niveaux dans les sols se rapprochent de 0.01-1.80 ppm et en moyenne de 0.06-0.40 ppm.

Les concentrations en cadmium dans l'hydrosphère s'évaluent à 0.07-1.02 ppb, en moyenne entre 0.10-0.50 ppb dans les eaux douces (**Trevors et al 1986**). Les principales sources de cadmium dans l'environnement résultent d'activités telles que l'extraction des métaux non ferreux : essentiellement le zinc, le cuivre, et le plomb auxquels le cadmium est très souvent associé sous formes de sulfure (**Meena et al., 2008**).

Utilisations :

Le cadmium est un polluant lié à plusieurs processus industriels modernes, c'est l'un des métaux les plus toxiques non essentiel dans l'environnement, en plus il se produit sur la région agricole comme contaminant des engrais phosphoreux et en boue d'épuration qui est également utilisé pour la fertilisation (**Prankel et al., 2004**).

Activités biologiques :

Le cadmium n'a aucune fonction biologique reconnue pour les cellules, il est extrêmement toxique même à faible concentration.

Le cadmium en milieu marin :

Le cadmium est un élément rencontré en milieu aquatique sous diverses formes physiques (dissoute, colloïdale, particulaire) et chimiques (minérale ou organique). Un ensemble de variables physicochimiques du milieu (pH, salinité, potentiel redox, caractéristiques sédimentologiques, nature géochimique des particules, concentration en chlorures) gouvernent les transformations du cadmium dans l'environnement (**Gonzalez et al., 1999 ; Chiffoleau et al., 2001**). L'ion libre du cadmium se trouve majoritairement dans le milieu. Ainsi, à pH = 8, la quasi-totalité du cadmium est présent sous forme Cd²⁺. Plus la salinité augmente, plus la concentration en Cd²⁺ diminue.

Les concentrations en cadmium dans les eaux de surface de la méditerranée sont inférieures à 0,5-12 mg/l (**Cossa, 1987**).

B)-Le cuivre :

Définition :

Le cuivre est un élément chimique métallique de couleur rouge-brun, de symbole **Cu** et de numéro atomique 29.

Le cuivre est métal rouge bleuâtre, ductile et malléable possédant une excellente conductivité électrique et thermique, c'est aussi un oligo-élément essentiel entrant dans la constitution de diverses enzymes. C'est un élément de transition. Il extrait surtout de différents minerais (oxyde, carbonate, sulfate), dont le plus employé est la pyrite cuivreuse S_2FeCu (Iddir, 1983).

Ressources naturelles :

Moyennement abondant dans la croûte terrestre, le cuivre est inégalement réparti à la surface du globe et la plupart des gisements sont situés dans l'hémisphère sud.

On trouve du cuivre dans les laves basaltiques, le dépôt le plus important étant situé au Chili, dans les Andes, sous forme de porphyre de cuivre. Les principales sources de cuivre sont la chalcopryrite et la bornite, sulfures doubles de cuivre et de fer. D'autres minéraux importants, la chalcosite et la covellite, sont des sulfures de cuivre que l'on trouve dans les États de l'Arizona et du Nevada, aux États-Unis, ainsi qu'en Cornouailles, en Angleterre. L'énargite, arséniate sulfureux de cuivre, est présente dans différentes parties des États-Unis. L'azurite, carbonate naturel de cuivre, existe en France et en Australie ; la malachite, autre carbonate naturel de cuivre, se trouve dans les monts Oural. Le cuivre existe également dans la tétraédrite, sulfure d'antimoine, de cuivre et d'autres métaux, ainsi que dans la chrysocolle, silicate hydraté de cuivre. À Cuba, on trouve l'oxyde de cuivre appelé cuprite.

Propriétés :

Le cuivre pur est très malléable et ductile. C'est un excellent conducteur d'électricité. Le cuivre présente également une importante conductibilité calorifique. Il n'est attaqué que par les acides oxydants, tels que l'acide sulfurique à chaud et l'acide nitrique et présent donc une résistance convenable à la corrosion. La masse atomique du cuivre est égale à 63,546 ; il fond vers 1080 °C, bout vers 2565 °C et sa densité est de 8,9.

Utilisations :

On utilise surtout le cuivre pour sa conductivité électrique, la plus importante de tous les métaux industriels. Ainsi, on l'emploie pour fabriquer des dispositifs électriques, tels que les câbles, les fils ou les appareillages électriques. Le cuivre est un métal très employé à cause de ses propriétés physiques et de sa conductibilité électrique et thermique. Il est utilisé dans la métallurgie, dans la fabrication des alliages de Bronze (avec Etain), de Laiton (avec le zinc) ou de joaillerie (avec l'or et l'argent). Il est très largement utilisé dans la fabrication de matériels

électriques (fils, enroulements de moteurs, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobiles (**Casas, 2005**).

Activités biologiques :

Chez les êtres vivants, le cuivre est répandu. Il joue un rôle catalytique important : 100 ml de sang humain contiennent 100 à 120 microgrammes de cuivre. Le corps entier d'un adulte renferme 100 à 150 mg de cuivre (**Iddir, 1983**).

Le cuivre dans milieu marin :

La contamination des sols est due principalement aux scories d'extraction et de broyage des minerais de cuivre, les boues des usines de traitement des eaux usées, les déchets de la galvanoplastie, l'industrie du fer et de l'acier. Dans les eaux, le Cuivre provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68 %), de la contamination par le sulfate de Cuivre (13 %) et des rejets d'eaux usées qui contiennent encore du cuivre, même après traitement (**Casas, 2005**).

La viticulture, principale monoculture dans la région méditerranéenne constitue une source potentielle de pollution métallique. Divers fongicides à base de cuivre sont, par exemple, largement utilisés pour protéger la vigne. De surcroît, en zone Méditerranéenne, l'importance du ruissellement et de l'érosion sont susceptibles d'accroître les transferts vers les eaux superficielles des produits phytosanitaires issus du traitement de la vigne, le cuivre inclus. Par conséquent, ce métal, connu pour son effet fongicide sur les végétaux, se retrouve présent dans l'écosystème aquatique récepteur et peut être à l'origine de perturbations au niveau des populations phytoplanctoniques (**Casas, 2005**).

C)- Le plomb :

Définition

Le plomb est un élément chimique métallique de symbole **Pb** et de nombre atomique 82. Il existe sous trois formes essentielles: le Plomb dissous, le plomb colloïdal et le Plomb particulaire:

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

Aussi, le plomb présente une forte affinité pour la matière particulaire. A peine 10 % du Plomb se trouve sous cette forme dans l'océan. L'adsorption du plomb sur la matière particulaire est fonction du pH et augmente avec ce dernier (Casas, 2005).

Ressources naturelles :

La dispersion du plomb dans l'environnement par l'activité humaine existe depuis plus de 5 000 ans, et les effets toxiques de ce métal sur l'homme se sont fait sentir dès l'antiquité. Le saturnisme chez la classe au pouvoir a même été suggéré comme une des causes de la chute de l'Empire romain. Depuis, la mobilisation contre la présence du Plomb dans l'environnement n'a cessé d'augmenter (Nriagu, 1983).

Dans l'air, les émissions de plomb provenant de poussières volcaniques véhiculées par le vent sont reconnues d'importance mineure. Les rejets atmosphériques sont principalement anthropiques (Cossa et al., 2003).

Propriétés :

Les doses létales du plomb, sous la forme de sel minéral, sont souvent supérieures à sa limite de solubilité dans l'eau de mer, c'est à dire 4 mg.l⁻¹. Le Plomb inorganique peut donc être considéré comme toxique (concentration létale de 1 à 10 mg/l) ou modérément toxique (concentration létale de 10 à 100 mg/l) (Casas, 2005).

Des effets sur la croissance de certaines espèces phytoplanctoniques ont été enregistrés à partir de 0,5 µg.l⁻¹. Les Invertébrés marins aux stades embryonnaires sont plus sensibles que les adultes, il existe une perturbation du métabolisme des autres métaux divalents: notamment le Calcium, le Magnésium et le Cuivre (Marchand et Kantin, 1997).

Enfin, le saturnisme désigne l'ensemble des manifestations de l'intoxication humaine par le plomb. Ses principaux organes cibles sont le système nerveux, les reins et le sang. Cette maladie se caractérise par une anémie et une perturbation du métabolisme par compétition avec les ions Ca²⁺ (Casas, 2005).

Utilisations :

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

de z ou d'autres métaux. Le principal minéral du plomb est la Galène (PbS) très souvent associé à la Blende et à la Pyrite (**Chiffolleau et al., 2001**).

L'utilisation du Plomb est directement liée à la métallurgie. Avec deux pics notables: sous l'empire romain pour la production de la monnaie, les canalisations et la vaisselle ; et pendant la révolution industrielle pour l'industrie, l'imprimerie, les peintures et les carburants automobiles. Cette dernière utilisation qui consistait à ajouter du plomb à l'essence comme antidétonant est, aujourd'hui, prohibée (**Miquel, 2001**).

Activités biologiques :

Dans les premiers temps de la cinétique de bioaccumulation, la pénétration du Plomb dans les cellules est linéaire en fonction du temps et directement proportionnelle à sa concentration dans l'eau. L'excrétion du Plomb est quant à elle proportionnelle à la concentration interne dans l'organisme (**Schulz-Baldes, 1974**).

Il est bien connu sous quelles formes (ions, complexes) le Plomb est absorbé. Cependant, il est clair que la forme dissoute du contaminant dans le milieu est primordiale et influence le taux de capture (**Mikac et al., 1996**).

Le plomb dans le milieu marin :

Les doses létales du plomb, sous la forme de sel minéral, sont souvent supérieures à sa limite de solubilité dans l'eau de mer, c'est à dire 4 mg.l⁻¹. Le Plomb inorganique peut donc être considéré comme toxique (concentration létale de 1 à 10 mg/l) ou modérément toxique (concentration létale de 10 à 100 mg/l) (**Casas, 2005**).

Des effets sur la croissance de certaines espèces phytoplanctoniques ont été enregistrés à partir de 0,5 µg.l⁻¹. Les Invertébrés marins aux stades embryonnaires sont plus sensibles que les adultes.

D)-Le zinc :



Définition :

Le zinc tire son nom du mot allemand " ZINK " qui lui a été donné par confusion avec l'étain " ZINN " (**Iddir, 1983**). Le zinc est un élément chimique métallique bleuâtre, de symbole **Zn** et de numéro atomique 30. Le Zinc est un oligo-élément nécessaire au métabolisme

des êtres vivants, essentiel pour de nombreux métallo enzymes et les facteurs de transcription qui sont impliqués dans divers processus cellulaires tels que l'expression des gènes, transduction du signal, la transcription et la réplication (**Gunnar et al, 2007**).

Ressources naturelles :

Le zinc est assez abondant dans la croûte terrestre. On ne le trouve pas à l'état libre dans la nature, mais sous forme d'oxyde de zinc (ZnO) dans la zincite, sous forme de silicate de zinc (2ZnO , SiO_2 , H_2O) dans l'hémimorphite, de carbonate de zinc (ZnCO_3) dans la smithsonite, d'oxyde mixte de zinc et de fer ($\text{Zn}(\text{FeO}_2)\text{O}_2$) dans la franklinite, et de sulfure de zinc (ZnS) dans la blende.

Propriétés :

Le zinc pur est un métal cristallin, insoluble dans l'eau (chaude ou froide) et soluble dans l'alcool, les acides et les bases. Il est réducteur et amphotère (il a un comportement acide ou basique selon la nature du milieu dans lequel il se trouve). Il est extrêmement cassant aux températures ordinaires, mais devient malléable et ductile entre 100°C et 150°C , et peut être laminé en feuilles. Le zinc ne réagit pas à l'air sec ; il se corrode à l'air humide, lorsque le pH est compris entre 5 et 13, en se recouvrant d'un film de carbonate basique qui le protège d'une corrosion ultérieure (phénomène de passivation). Les halogènes réagissent peu avec le zinc à froid. En absence d'oxydant, le zinc est attaqué par les acides à une vitesse qui dépend de sa pureté. La masse atomique du zinc est de 65,38 ; il fond vers 420°C , bout vers 907°C ; sa densité est égale à 7,14.

Utilisations :

Le zinc est utilisé pour la couverture des bâtiments, la chimie de caoutchouc, il est contenu dans certaines peintures antisalissure (**Benmansour, 2009**). Il entre dans la composition de divers alliages (laiton, bronze, alliages légers). Il est utilisé dans la construction immobilière, les équipements pour l'automobile, les chemins de fer et dans la fabrication de produits laminés ou formés. Il constitue un intermédiaire dans la fabrication d'autres composés et sert d'agent réducteur en chimie organique et de réactif en chimie analytique (**Belabed, 2010**).

Activités biologiques :

Nous savons aujourd'hui que toutes les formes de vie sur la terre ont évolué en présence de concentrations naturelles en zinc. En raison de sa disponibilité pour les organismes vivants

(biodisponibilité) et de ses caractéristiques, le zinc a été utilisé par la nature pour jouer un rôle spécifique dans diverses réactions biologiques. Le zinc est par conséquent un élément essentiel pour toute forme de vie, depuis le plus petit micro-organisme jusqu'à l'être humain.

Le zinc en milieu marin :

Le zinc est un micronutriment essentiel à la vie d'un grand nombre d'organismes, mais toxique à plus forte dose (**NEFF, 2002**). Son accumulation est régulée par de nombreuses espèces aquatiques telles que les Annélides, les Mollusques, les Crustacés, les Poissons et les Mammifères (**Chong et Wang, 2001**). Dans l'eau, le zinc est présent sous forme hydratée (M^{2+}), complexée par des ligands (**Gilbin, 2001**). Selon **Asso (1982)**, le zinc à une concentration comprise entre 10 et 40 $\mu\text{g/l}$ s'avère néfaste sur la vie des organismes marins.

3) Devenir des polluants dans le milieu marin :

La pollution peut avoir des répercussions à toutes les échelles trophiques, des producteurs primaires aux consommateurs supérieurs et, par conséquent, affecter le fonctionnement des écosystèmes. Les contaminants chimiques peuvent avoir des effets en cascade sur la croissance et la reproduction des organismes, entraînant des changements dans l'organisation biologique supérieure, chez les populations et les communautés (**Amiard-Triquet et Amiard, 2008**).

3 -1) La bioconcentration :

Le milieu marin, biotope particulièrement riche, est caractérisé à la fois par une remarquable stabilité de ses propriétés fondamentales et une grande variabilité de ses micro constituants. L'eau de mer contient en solution des combinaisons de tous les éléments chimiques mais seulement certains d'entre eux, au nombre de douze, ont des concentrations égales ou supérieures au mg/l . Ces douze éléments majeurs interviennent pour 99,4 % en masse du total de la croûte terrestre (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, H, P et Mn par ordre d'abondance).

La bioconcentration est définie comme le processus par lequel une substance se trouve présente dans un organisme vivant à une concentration supérieure à celle de son milieu aquatique environnant.

3 -2) La bioaccumulation :

La dernière phase de la circulation d'un polluant dans la biosphère est constituée par la

contamination des êtres vivants et, parfois, par la bioaccumulation dans l'organisme de ces derniers.

De nombreux êtres vivants, sinon tous, peuvent accumuler dans leur organisme, à des degrés divers, toute substance peu ou pas biodégradable

Ces substances vont se concentrer le long des divers maillons de la chaîne trophique, (Cf. Figure 2). Les concentrations maximales se trouvent chez les grands prédateurs (Poissons, Mammifères marins, Homme) ou chez les Mollusques filtreurs comme les moules (**Boutiba, 2004**).

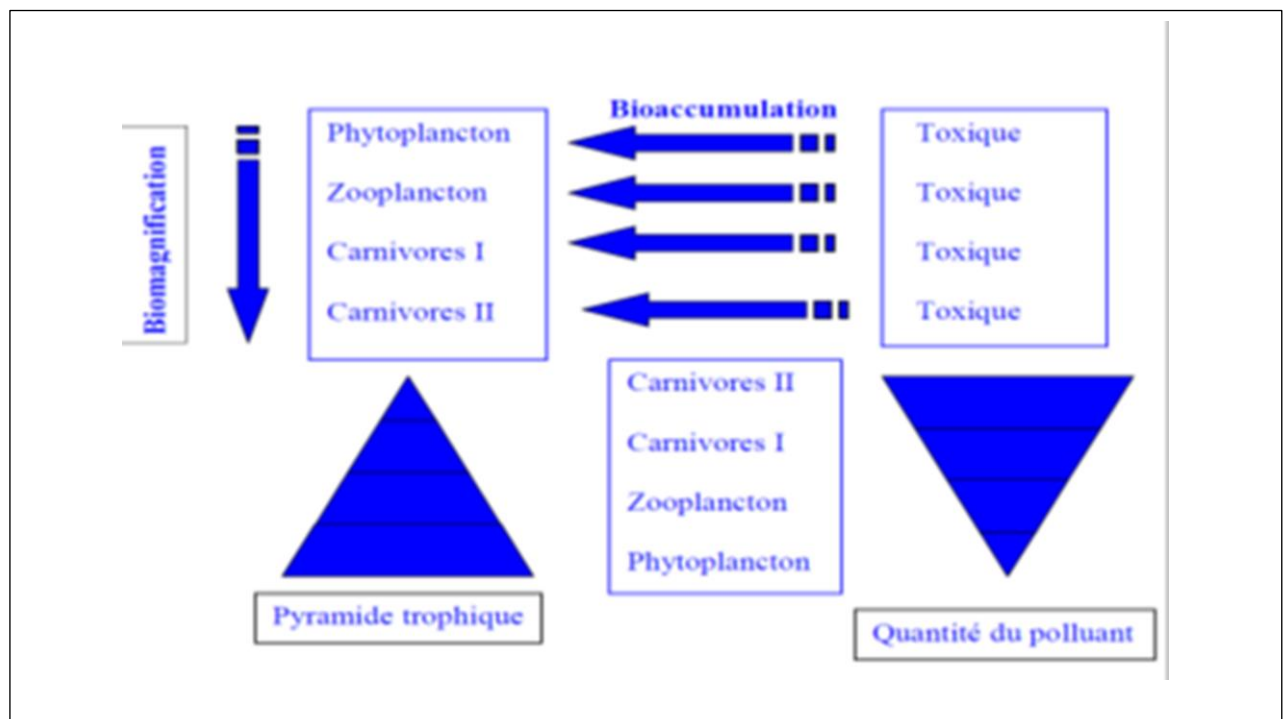


Figure 2 : L'accumulation des polluants chimiques dans les maillons de la chaîne trophique (**Ramade, 1979**).

3-3) La bioamplification :

Elle correspond au processus selon lequel la concentration d'un composé chimique dans un organisme est supérieure à celle de la proie qu'il consomme (**Gobas & Morrison, 2000**). Chaque chaîne trophique sera le site d'un processus d'accroissement de la concentration des polluants persistants dans la biomasse au fur et à mesure que l'on remonte les divers niveaux de la pyramide écologique.

4) La pollution dans la Méditerranéen :

La Méditerranée a toujours été un carrefour de civilisations et de cultures, actuellement Elle est l'une des mers les plus polluées du monde, de plus, elle est sillonnée par 50% de circulation maritime mondiale **(Bousquet, 2003)**.

Les principaux problèmes de la pollution dans le milieu Méditerranéen c'est son caractère semi-fermé, ainsi que leur faible profondeur qui limite considérablement les échanges des courants avec l'atlantique voisin et ne permet pas le renouvellement complet de l'eau qu'une fois tous les soixante-dix ans seulement.

En effet, la Méditerranée représente 30% du transport maritime mondiale, elle connaît à elle seule 1/5 des accidents pétroliers mondiaux. La Méditerranée est la première destination touristique au monde (30% du tourisme mondiale) **(P.N.U.E. 2004)**.

La plupart des zones côtières de la Méditerranée abritent des industries chimiques et extractives qui produisent des quantités significatives de déchets industriels (par exemple des métaux lourds, des substances dangereuses et des polluants organiques persistants) susceptibles de gagner directement ou indirectement (c'est-à-dire via les rivières et les eaux de ruissellement) les milieux marins de la Méditerranée **(AEE, 1999)**.

La pollution par les métaux et les hydrocarbures présentent des dangers certains pour la Méditerranée à court et à long terme **(DONNIERS, 2007)**.

5) La pollution en Algérie :

En Algérie, les endroits où les problèmes de déchets industriels existent, sont les villes côtières et industrielles à l'image de Skikda, Annaba et Jijel dans l'Est. Au centre on trouve l'axe Alger-Oued Smar, Rouiba-Reghaia et Béjaia. A l'ouest, Oran-Arzew, Ghazaouet et Mostaganem **(UNEP, 2001)**.

Les côtes algériennes étaient considérés comme étant les plus poissonneuses au niveau de la Méditerranée, le rendement de la pêche à diminuer de près de 80% ces deux dernières années.

C'est la première conséquence de la pollution marine **(C.N.R.S., 2005)**. 17 station d'épurations des eaux usées urbaines aient été construites dans la zone côtière algérienne, 5 seulement fonctionnent normalement ce qui représente environ 25 % de capacité de traitement totale **(A.E.E, 2006)**.

6) Conséquences de la pollution :

Les conséquences d'une pollution peuvent être classées en trois catégories principales :

6-1) conséquences sanitaires :

L'impact de la pollution dépend de l'état de santé de la personne et de la concentration des polluants, la durée de l'exposition et de l'importance des efforts physiques réalisés, ces quatre facteurs sont très importants dans l'évaluation précise de risques sanitaires liés à la pollution chez un individu **(Khelil, 2007)**. Les personnes qui se baignent dans les eaux polluées par les déversements d'égouts sont souvent atteintes de troubles gastro-intestinaux, d'otites, d'infections des yeux et de la peau et de troubles respiratoires **(Bourahla et Daffalah, 2007)**. Les épidémies de choléra et l'hépatite virale fréquentes parmi les populations vivant sur les côtes font à chaque fois de nombreux cas de létalité. **(Hebbar, 2005)**.

6-2) conséquences esthétiques :

Elles perturbent l'image d'un milieu (par exemple, des bouteilles plastiques ou de goudrons rejetés sur une plage). Aussi les marées noires ayant une incidence sur le tourisme **(Gaujaus, 1995)**.

6-3) conséquences économiques :

Les pertes économiques pour les pêcheries commerciales de certaines régions ou la pêche et la culture marines ont dûes être limitées ou abandonnées pour des raisons de santé publique ou encore les stocks de poissons se sont réduits par suite de la destruction des habitats ou des frayères. La baisse de la qualité et la réduction des quantités des produits halieutiques des pays en développements, **(Hebbar, 2005)**.

7) Caractéristiques du matériel biologique étudié :

Les algues sont constitués soit par des organismes unicellulaires (algues phytoplanctoniques) soit par des organismes pluricellulaires, souvent de grande taille, aussi dénommés algues macrophytiques ou macrophytes pourvues de cystes qui interviennent dans leurs divers processus reproducteurs.

Les algues sont appelées thallophytes quand leurs organismes sont pluricellulaires et ne présentent pas d'organes différenciés (racines, tiges ou feuilles). Le thalle étant un appareil végétatif ne présentant pas de tissus conducteurs ou vaisseaux. Ce sont des végétaux essentiellement aquatiques, très ubiquistes: on en trouve tant en eau douce qu'en eau de mer.

La classification biologique des grandes algues se base sur le pigment surnuméraire qui accompagne la chlorophylle.

On distingue ainsi quatre grandes classes, chacune d'entre elles comportant plusieurs familles dont certaines ont un intérêt commercial ou sont bien connues du public:

- Rhodophycées ou algues rouges.
- Chlorophycées ou algues vertes.
- Phéophycées ou algues brunes.

Dans les eaux de la zone littorale s'observe en milieu benthique une zonation en profondeur de ces dernières, les divers groupes taxonomiques présentant des différences dans leurs exigences écologiques relativement aux facteurs abiotiques, **(Ramade, 2000)**.

Les premiers inventaires des algues marines benthiques de l'Algérie proviennent d'observations datant du 19^e siècle, **(M.A.T.E 2002)**.

L'inventaire des algues marines des côtes algériennes (Cf. Tableau 3) 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.

Tableau 3 : Principaux groupes d'algues de la zone néritique en Algérie **(M.A.T.E 2002)**.

<i>Division</i>	<i>Famille</i>	<i>Nombre d'espèce</i>
RHODOPHYTES	Bangiphyceae	10
	Floridophyceae	304
CHROMOPHYTES	Fucophyceae	97
	Xantophyceae	02
CHLOROPHYTES	Chlorophyceae	03
	Ulvophyceae	79
Total	495	

7-1) Une Chlorophycées : l'Ulve *Ulva lactuca* (Linné ,1753) :**Figure 3 : Touffe de l'*Ulva lactuca*****Rang taxonomique**

Règne :	Plantae
Embranchement :	Chlorophyta
Classe :	Ulvophyceae
Ordre :	Ulvales
Famille :	Ulvaceae
Genre :	<i>Ulva</i>

***Ulva lactuca* (Linné, 1753)**

Ulva lactuca est une algue verte foliacée d'un vert brillant ou jaune clair, qui vit fixée par un très petit disque de fixation, surmonté d'un stipe très court. Elle est formée d'un thalle mince et aplati, souvent lobé, ne comportant que deux couches de cellules, possédant chacune un seul chloroplaste. Elle peut atteindre 1 mètre de longueur dans les eaux riches en matières organiques (Gayral, 1975).

L'Ulve pousse généralement au niveau de l'étage médio littoral supérieur à l'infra littoral, jusqu'à 10 mètres de profondeur. Cela lui permet de bénéficier d'un bon éclairage. Elle a une grande tolérance à la pollution et aux apports anthropiques, d'où une présence dans les

ports, dans les zones de ruissellement d'eau douce, les flaques etc... Sa durée de vie est de quelques mois, mais on en trouve toute l'année, car ces individus se renouvellent, surtout au printemps et en été. Elle est considérée comme envahissante. Au départ, on a un sporophyte mature qui après une méiose donne des sporocystes. Ceux-ci libèrent des zoospores, qui à leur tour subissent une mitose et donnent des gamétophytes, qui après une méiose donneront des gamétocystes qui vont libérer des gamètes qui évolueront en passant par une syngamie pour donner le zygote qui par mitose donnera un sporophyte mature (Gayral, 1975).

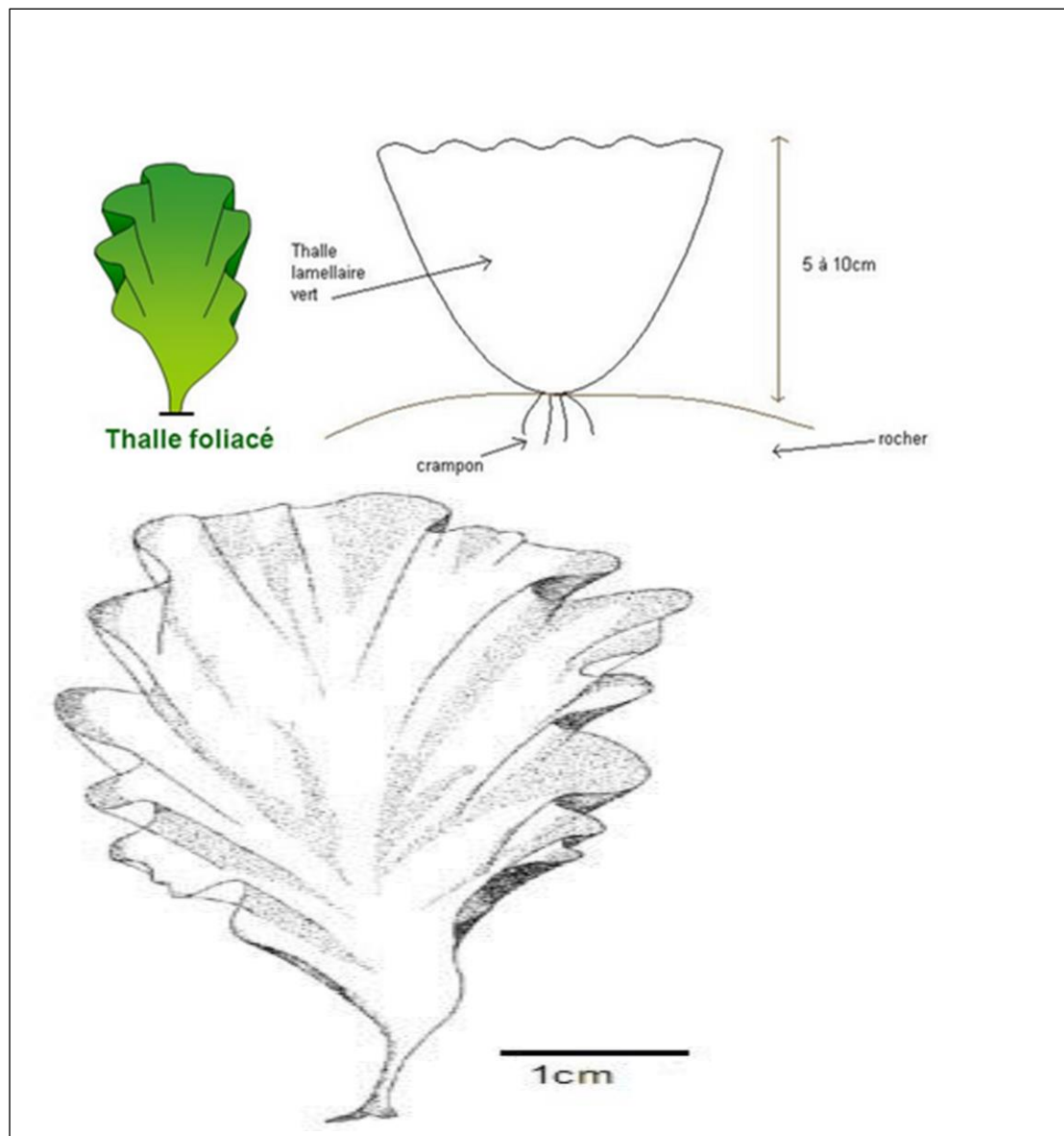


Figure 4 : Aspect externe du thalle d'*Ulva lactuca*

7-2) Une Rhodophycée : La coralline *Corallina officinalis* (Linné, 1758) :

Figure 5 : *Corallina officinalis* dans son milieu naturel

Rang taxonomique :

Règne : Plantae
Embranchement : Rhodophyta
Classe : Rhodophyceae
Ordre : Corallinales
Famille : Corallinaceae
Genre : *Corallina*

***Corallina officinalis* (Linné, 1758)**

Les Corallines sont des rhodophycées, eucaryotes, en majorité des algues marines, avec plus de 564 espèces qui se trouvent sur les bords de mer à travers le monde. *Corallina officinalis* est une algue calcifiée qui pousse dans les zones basses et moyennes littorales, sur les côtes rocheuses. Les frondes de *Corallina officinalis* poussent en touffes qui se développent à partir d'une base. Ils sont segmentés, et ramifiés pour fournir la flexibilité dans l'eau de mer.

Corallina officinalis fournit un habitat pour de nombreux petits animaux qui se nourrissent de micro-organismes logés dans ses touffes denses. Sa taille varie de 1 à 12 cm de

hauteur. Cette algue ne tolère pas l'effet desséchant de l'air et devient blanche en s'exposant au soleil (Gayral, 1975)

Après la fécondation, les spores diploïdes sont libérées et se développent dans un tétra sporophyte. Chaque tétra sporophyte contient des tétrasporanges.

Chaque tétrasporangium contient quatre spores. A maturité, la méiose se produit dans le tétrasporangium et tétraspores haploïdes sont libérées. Celles-ci croissent en plants mâles et femelles.

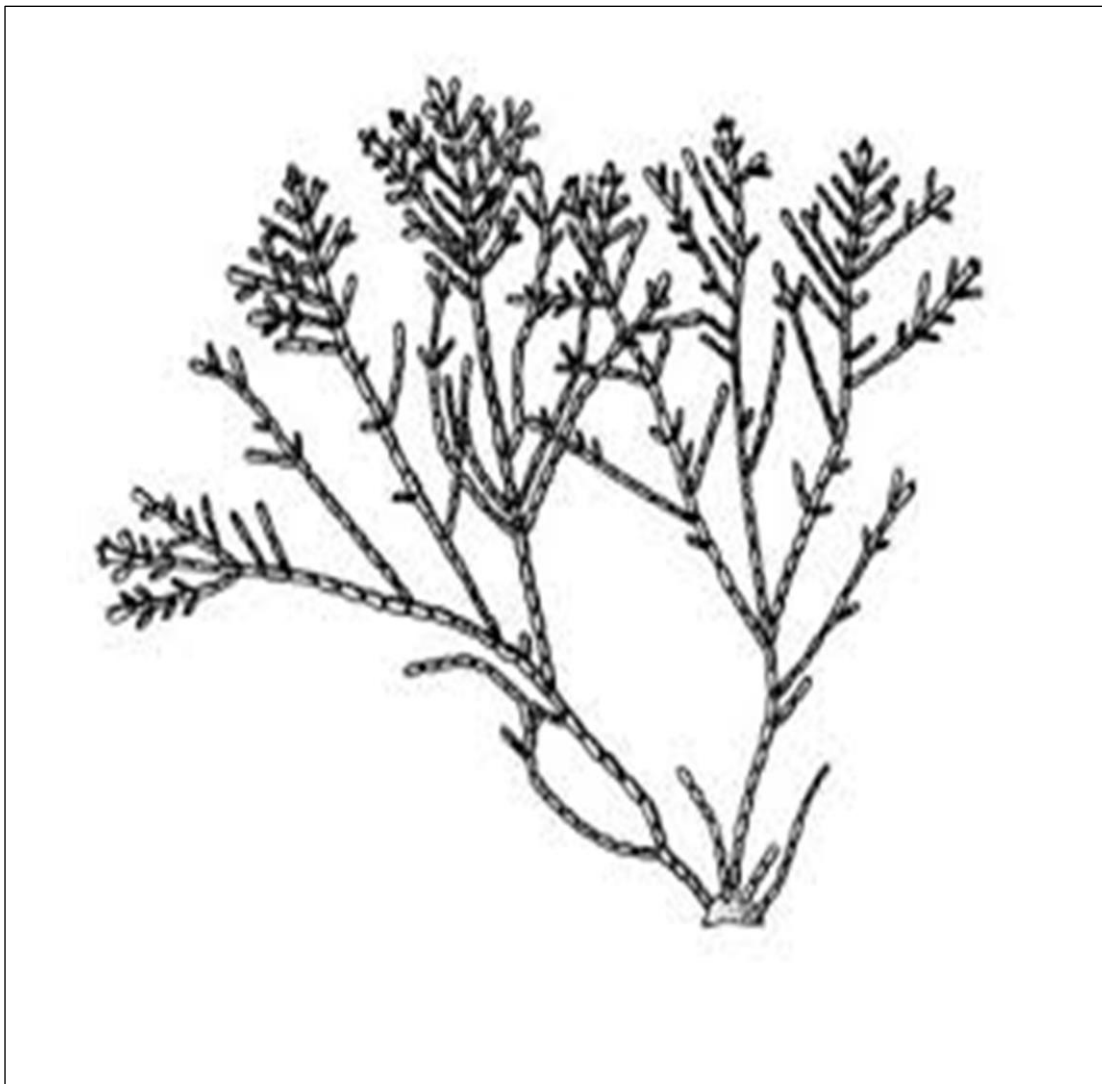


Figure 6 : Aspect externe du thalle de *Corallina officinalis*

Chapitre II :

Caractéristiques de la zone d'étude

Introduction :

Les zones côtières sont le lieu d'activités nécessitant des eaux de bonne qualité physico-chimique : usages récréatifs, aquaculture et pêche. Ces zones sont sous l'influence directe des eaux d'oueds et des eaux usées, par où transitent les apports des bassins versants, rejets urbains et industriels. Ces rejets entraînent, lorsque le renouvellement des masses d'eau est faible par rapport aux quantités rejetées, des dégradations notables de la qualité des eaux et des écosystèmes marins, (Kerfouf et Remili, 2013).

I- Caractéristiques général du littoral algérien :

L'Algérie dispose un littoral d'environ 1622 Km (MATE, 2013) de la frontière algéro-marocaine à l'Ouest à la frontière algéro-tunisienne à l'Est, (Cf. Figure 7). Ce littoral est caractérisé par un plateau continental réduit à l'exception dans la région de Ghazaouet (Wilaya de Tlemcen) à l'extrême ouest et la région de Kala (Wilaya de Taraf) à l'extrême Est.

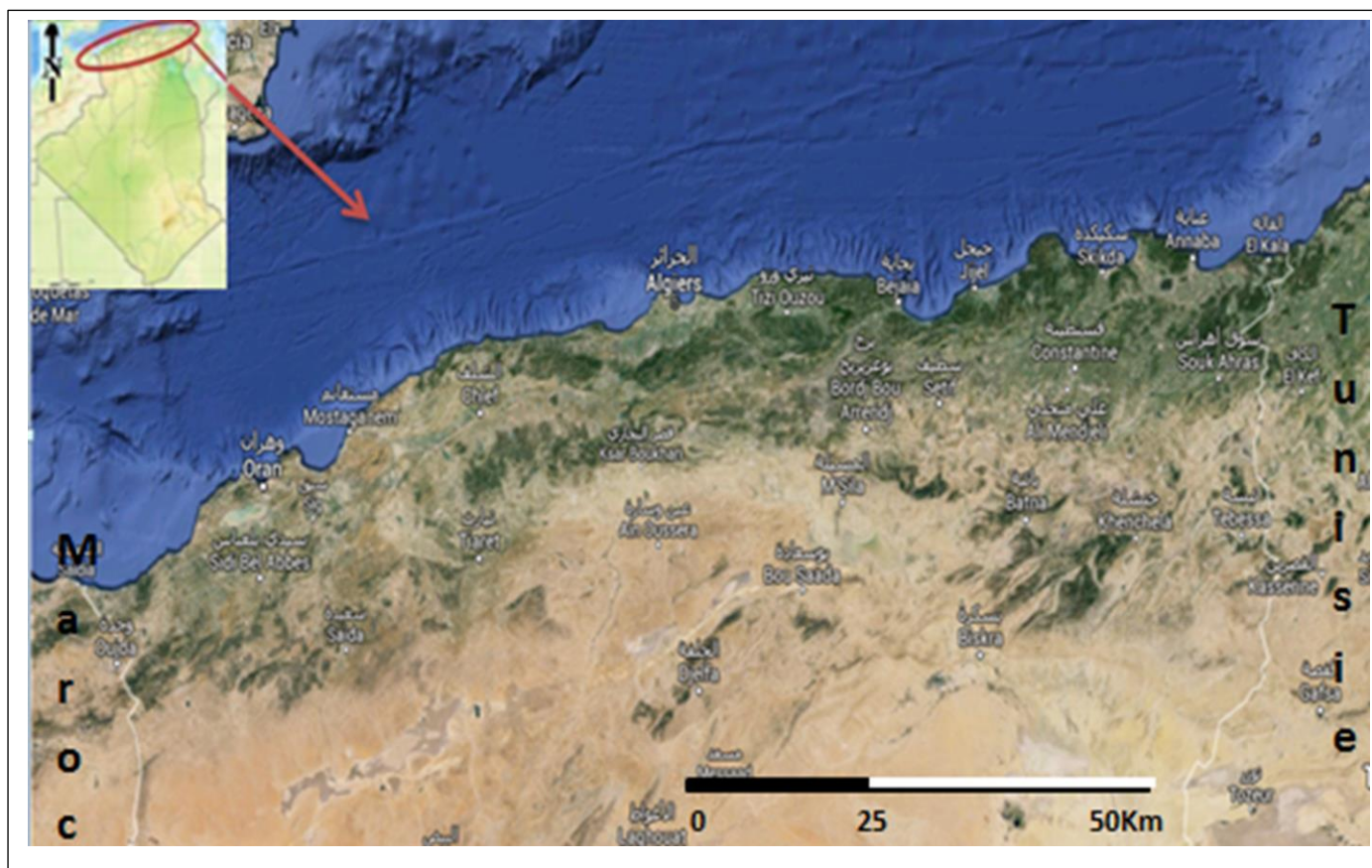


Figure 7 : Le littoral algérien

1) Description et localisation de la zone d'étude :

Le littoral occidental algérien a intéressé beaucoup de scientifiques selon le thème préoccupé (Cf. Figure 08), c'est ainsi que nous retrouvons des travaux effectués dans les domaines se rapportant à la biologie, Bactériologie, Ecologie, Sédimentologie, Benthos, Paramètres physico-chimiques...etc.

Le littoral occidental algérien est aujourd'hui est de plus en plus agressé de nos jours par diverses formes de nuisances : activités industrielles, tourisme intensif et urbanisation massive, avec comme corollaire une ampleur sans cesse croissante d'une pollution d'origine domestique. La frange côtière subit un accroissement des rejets d'eaux usées sans aucun traitement, à l'origine d'une contamination biologique (**REMILI *et al.*, 2006**) et physico-chimique des eaux marines (**KERFOUF *et al.*, 2010-b**).

Cette frange côtière subit une expansion démographique galopante accompagnée d'une urbanisation anarchique, et d'intenses activités portuaires associées à diverses activités industrielles, qui ne sont pas sans conséquences sur l'environnement côtier.

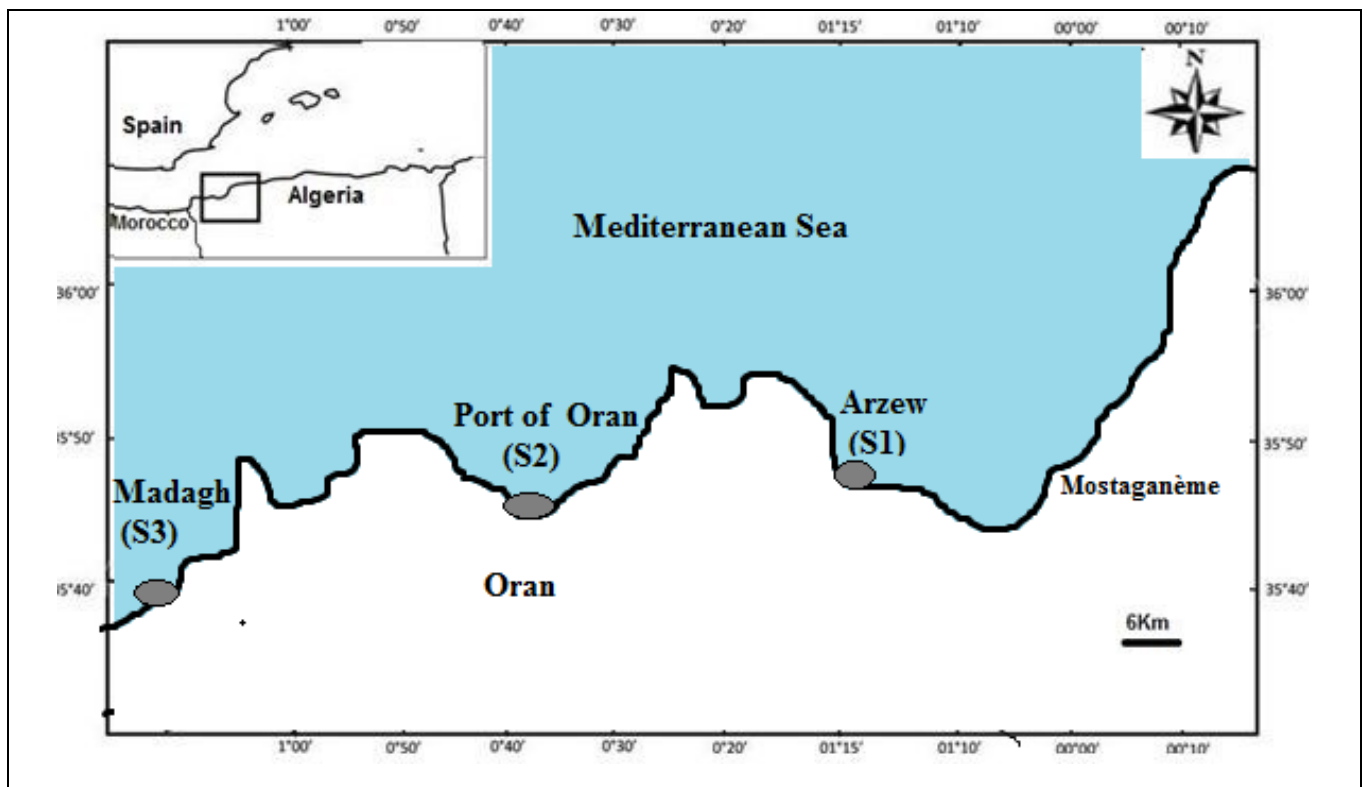


Figure 8 : Localisation de la zone d'étude

2) Intérêt de choix de la zone d'étude :

La zone côtière oranaise constitue le réceptacle de plusieurs types de pollution « Les eaux usées », ces eaux sont chargées de matières organiques, matières en suspension, détergents et des huiles lubrifiantes ; génèrent des pollutions organiques et chimiques ; cette situation est aggravée par l'absence de traitement des eaux. (**Houma et al., 2004 (a) ; LEM,1998**). Malgré la présence de deux stations d'épuration dans cette zone « El karma et Cap Falcon » (Cf. Figure 9).

L'industrie localisée dans la ville d'Oran et ses environs est très diversifiée (textile, cuir, industries chimiques et pétrochimiques...), mais ce sont les industries agroalimentaires (huileries, laiteries, fromageries...) qui prédominent (**Boutiba et al., 2003**). Toutes ces activités sont à l'origine de la production d'environ 24 935 m³/jour d'eau polluée, soit 26,3 % des eaux rejetées. Les eaux usées domestiques sont évaluées à environ 69 704 m³/jour, soit 73,7 % du total évacué.

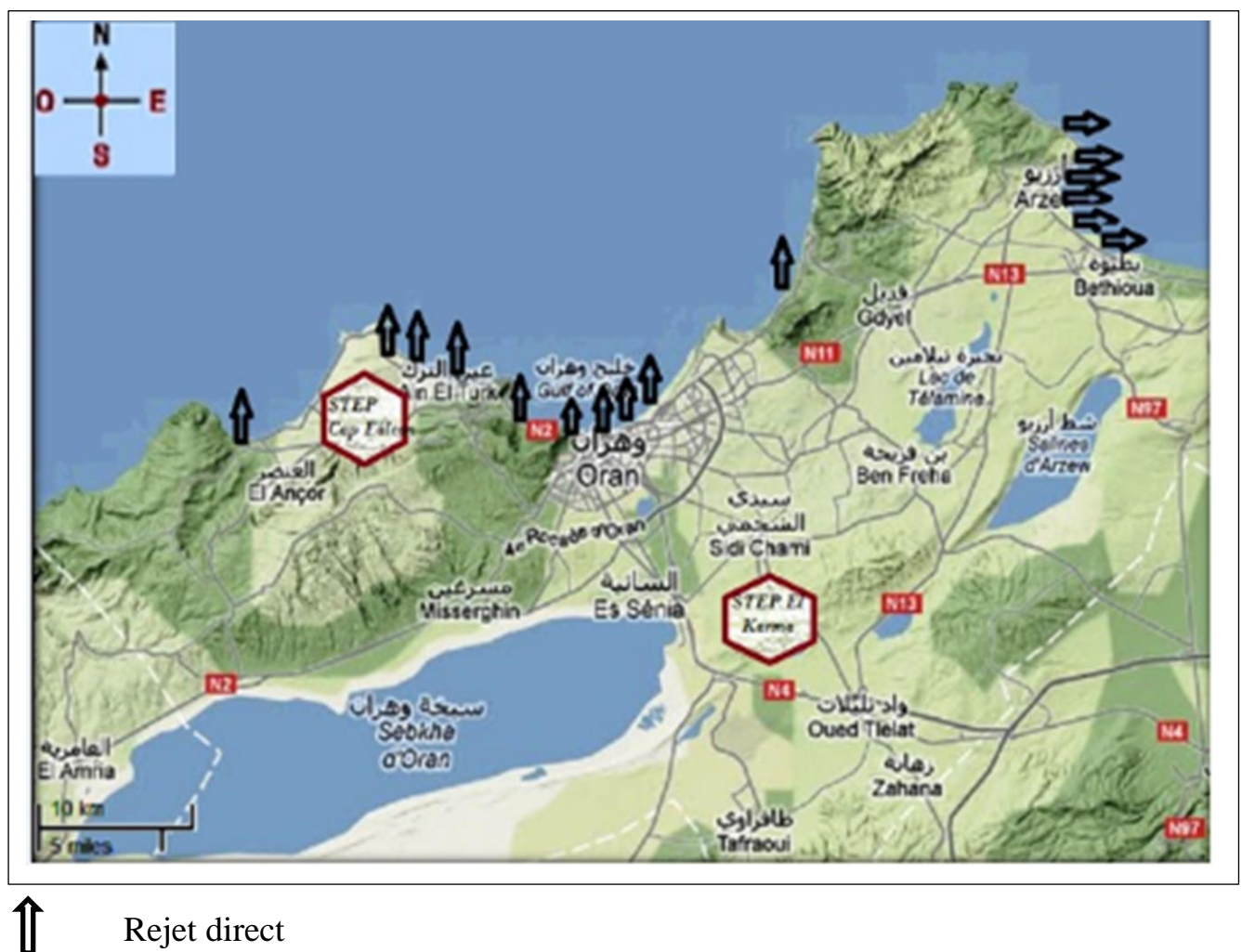


Figure 9 : Principaux rejets d'eaux usées dans le littoral oranais

*_ Parmi les sites choisis :

2.1) Arzew :

C'est une zone urbano-industrielle située à l'extrême Est de la wilaya d'Oran sur une linéaire de 22 km (Cf. Figure 10).



Figure 10 : Vue panoramique de la ville d'Arzew

La zone industrielle d'Arzew s'étend sur environ 12 km le long de la baie d'Arzew et comprend sur une superficie de 2500 ha des unités industrielles de production à caractère : *Pétrolier* telle que Raffinerie et Naftec, *Gazier* comme : GNL1- GNL2 - GNL4- ENGI, Hélios -GP1Z- et *Chimique* : Fertiale-Groupe Asmidal, Méthanol, Fertilge, (Cf. Figure 11).

Les fortes teneurs en hydrocarbures totaux mesurées dans l'eau témoignent d'une contamination permanente du port d'Arzew (trafic maritime intense, eaux usées industrielles raffinerie, GNL Méthanol, GPL, usine d'ammoniac). C'est le cas, aussi, des hydrocarbures polyaromatiques qui révèlent de forts taux avec des écarts très remarquables, témoignant de la diversité des sources de pollution pétrolière.

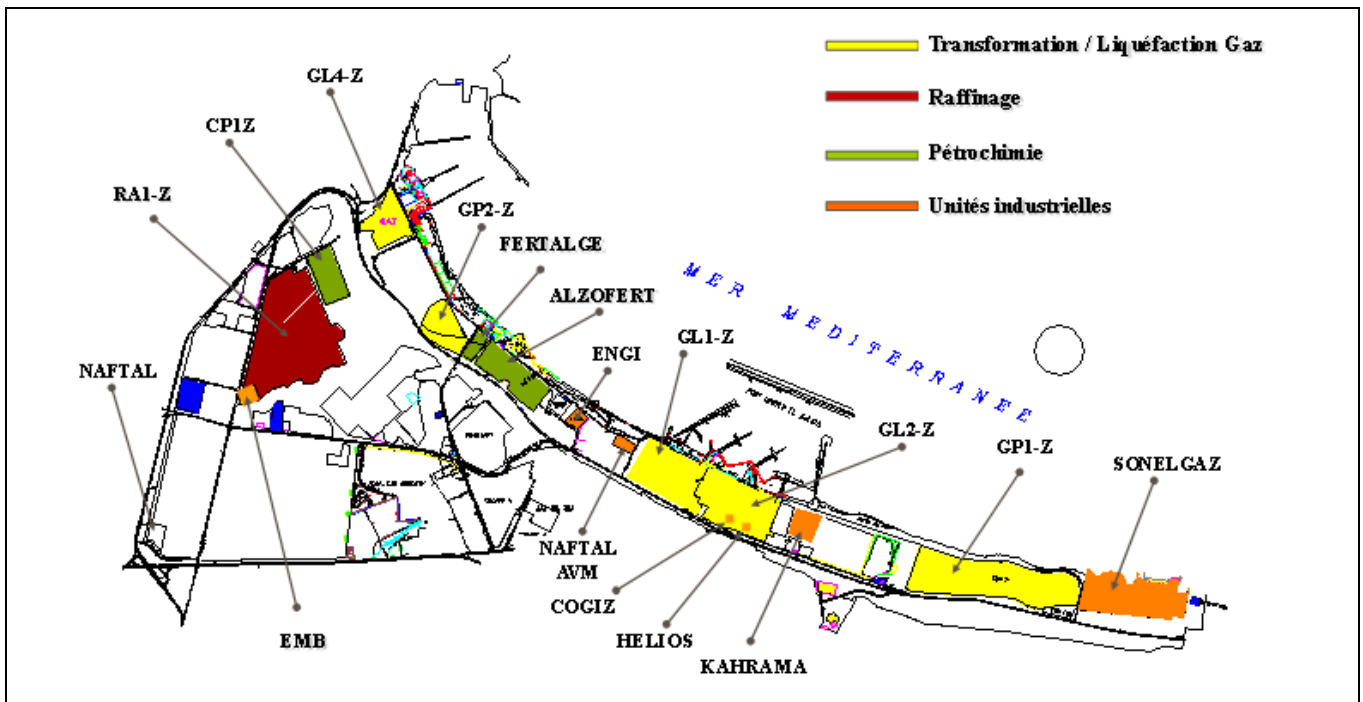


Figure 11 : Localisation des complexes et des unités industriels (EPA 2014)

Le golf d'Arzew constitue le récepteur naturel des eaux pluviales et usées de la région comprenant la commune de Béthioua, d'Arzew et d'Ain El Bia, (Cf. Figure 12).

La zone industrielle d'Arzew est traversée par six exutoires à savoir :

- L'Oued el Mouhgon
- Collecteur Ouest
- L'Oued Tasmanit
- L'Oued Errahi
- Collecteur Bethioua
- L'Oued El Mallah

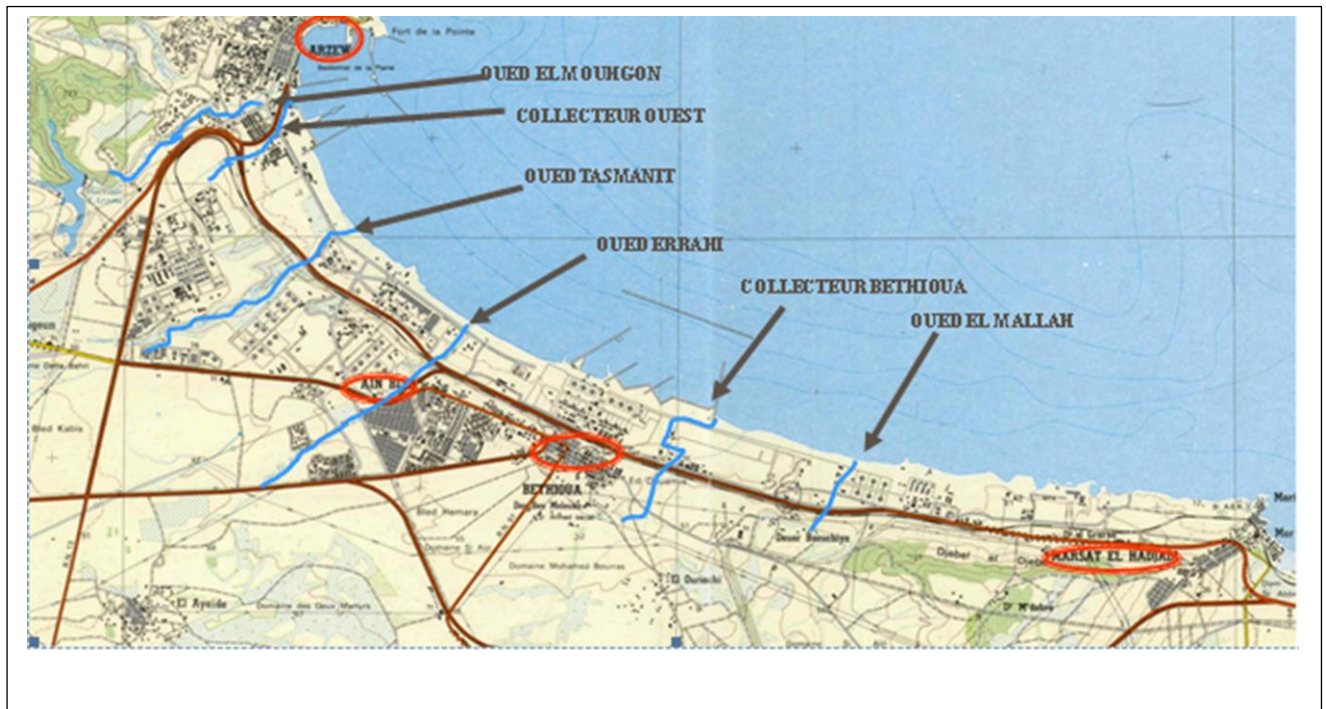


Figure 12 : Le réseau d'assainissement de la zone d'Arzew (EPA 2014)

Les sources de la pollution marine sont au niveau du port de la zone d'Arzew :

- Rejets telluriques d'origine industrielle ou des eaux d'évacuation des villes.
- Accident maritime, lavage des citernes, des eaux de ballast par les pétroliers ou autres navires.
- Rejets industriels de raffinage de pétrole.

2.2) Le port d'Oran :

Le port d'Oran est à vocation mixte : commerciale ainsi qu'un grand port de pêche. Il occupe la partie centrale de la baie d'Oran. Ce port comprend 8 bassins d'une superficie totale de 122 ha et une imposante digue artificielle de 3300 Km de longueur (Cf. Figure 13), le port d'Oran est le premier à accès maritime à grande profondeur.

Sa position géographique :

Latitude nord : **35 °43° Nord**

Longitude ouest : **00° 38° Ouest**

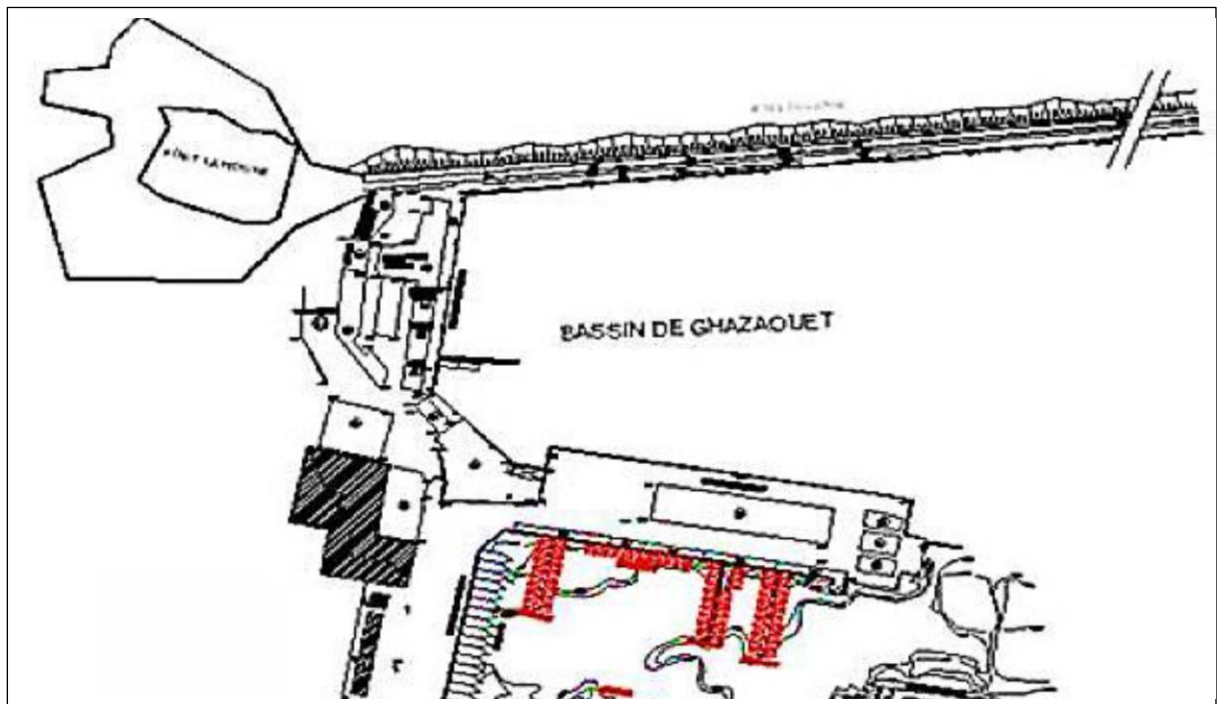


Figure 13 : Structure général du port d'Oran (EGPPO, 2006)



Figure 14 : Vue panoramique du port d'Oran

Au niveau du port d'Oran il y'a des points important de rejets. On dénombre onze émissaires urbains, (Cf. Figure 15). Huit se déversent dans le port même, mais sont de faible importance. Les trois principaux débouchent à l'extérieur du port.

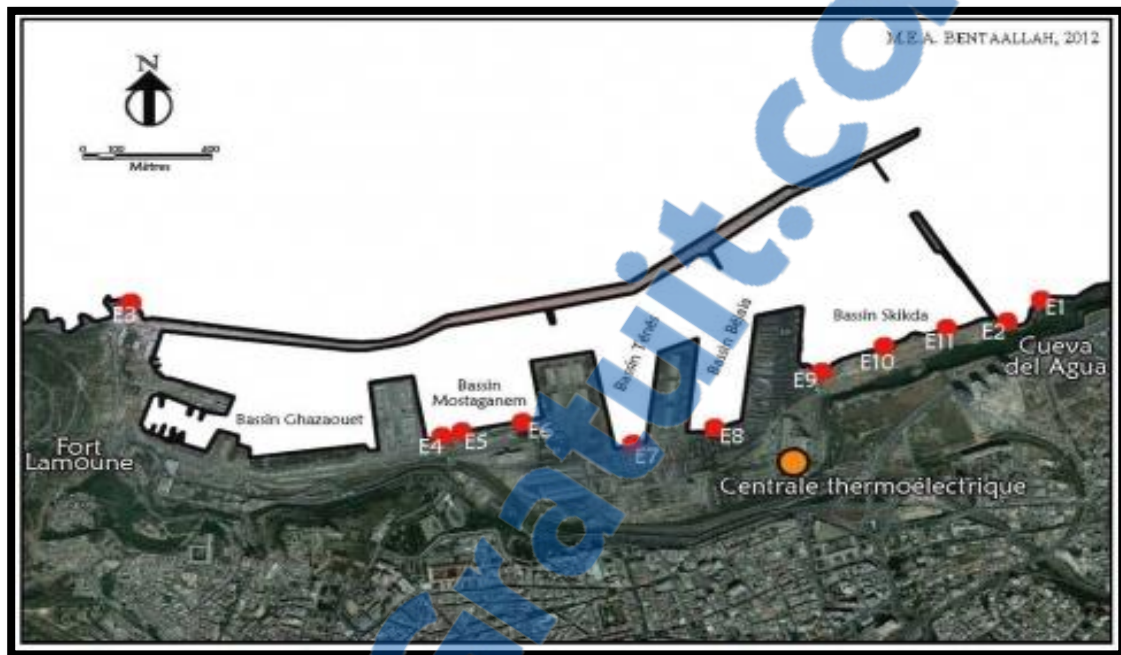


Figure 15 : Localisation des sites de rejets urbains au niveau du port d'Oran
(Remili et Kerfouf, 2010)

- ✓ *Les émissaires des Genêts* à l'Est du port qui reçoivent tous les affluents domestiques, les ruissellements pluviaux et effluents d'activités industrielles (artisanales) de la région et de la ville d'Oran (le quartier de Seddikia et le centre-ville).
- ✓ *L'émissaire du Fort Lamoune* à l'Ouest du port, haut de 2,70 m et large de 2,50 m ; il reçoit les mêmes affluents de la région ouest, prend son départ au niveau de l'ADE du ravin de Ras El Ain et déverse au Fort Lamoune **(Benghali, 2006)** .
- ✓ *L'émissaire de Cueva del Agua* se trouve à proximité de la passe du port d'Oran. C'est le collecteur de ceinture du centre-ville et d'Oran-est (E1). À lui seul, en effet, il évacuerait 80 % environ des rejets oranais (selon une communication orale des services d'assainissement de la Direction d'hydraulique d'Oran).

2.3) Madagh :

Madagh est réputée pour son cadre idyllique (Cf. Figure 16), une belle anse bordée d'une forêt sauvage et la montagne. Un petit ruisseau sépare les deux plages. Il sert aussi de séparation administrative entre la wilaya d'Oran et la wilaya d'Aïn Témouchent. Au large, dessinant leurs contours déchiquetés, on peut voir les Îles Habibas.

Dernièrement, avec l'augmentation du nombre de vacanciers chaque été, un grand projet d'aménagement a vu le jour à Madagh 2, qui dépend de la Wilaya de Aïn Temouchent, les travaux d'aménagement d'un port de plaisance et d'un abri de pêche ont débuté.



Figure 16 : Vue panoramique du Madagh

La population littorale augmente considérablement en période estivale. La densité de la population littorale est également importante : en 1998, elle était de 280.9 hab/km² pour une moyenne nationale de 12.2 hab/km², soit un facteur de près de 23. La population du domaine exclusivement littorale présente une densité très élevée, soit près de 800 hab/km², très loin de la moyenne nationale.

Cette forte pression humaine, qui le plus souvent s'explique par des considérations socio-économiques, génère de fortes pollutions multiformes (organique, chimique, thermique, bactérienne...) qui ont nécessairement un impact sur l'organisation de la vie macrobenthique en zone côtière, (Cf. Figure 17).

L'industrie algérienne dominée par les activités pétrochimique, chimique, sidérurgique et aujourd'hui agroalimentaire s'est concentrée dans la bande littorale où l'on recense plus de 50 % des unités industrielles nationales. La zone algéroise concentre à elle seule 38 % des unités industrielles du pays.

Le Cadastre des déchets réalisé par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) met en évidence la présence en zone littorale de 786 unités industrielles, 21 zones d'activités, 13 zones industrielles, 14 sablières, 27 carrières et 91 industries à risque.

Les zones côtières les plus affectées par la pollution hydrique, sont adjacentes aux grandes métropoles (Alger, Oran, Annaba) ou bien voisines des complexes industrialo-portuaires (Ghazaouet, Mostaganem, Arzew, Béjaia, Skikda). Ces zones sont le réceptacle de diverses sources de pollution, (Cf. Figure 18).



Rejet Urbain Arzew



Rejet industriel Arzew



Zone industrielle d'Arzew



Rejet Les Andalouses



Rejet Ain El turck



Cueva Del Agua



Rejet des déchets (Port d'Oran)



Port d'Oran



Madagh

Figure 17 : Les rejets industriels et urbains au niveau la zone d'étude

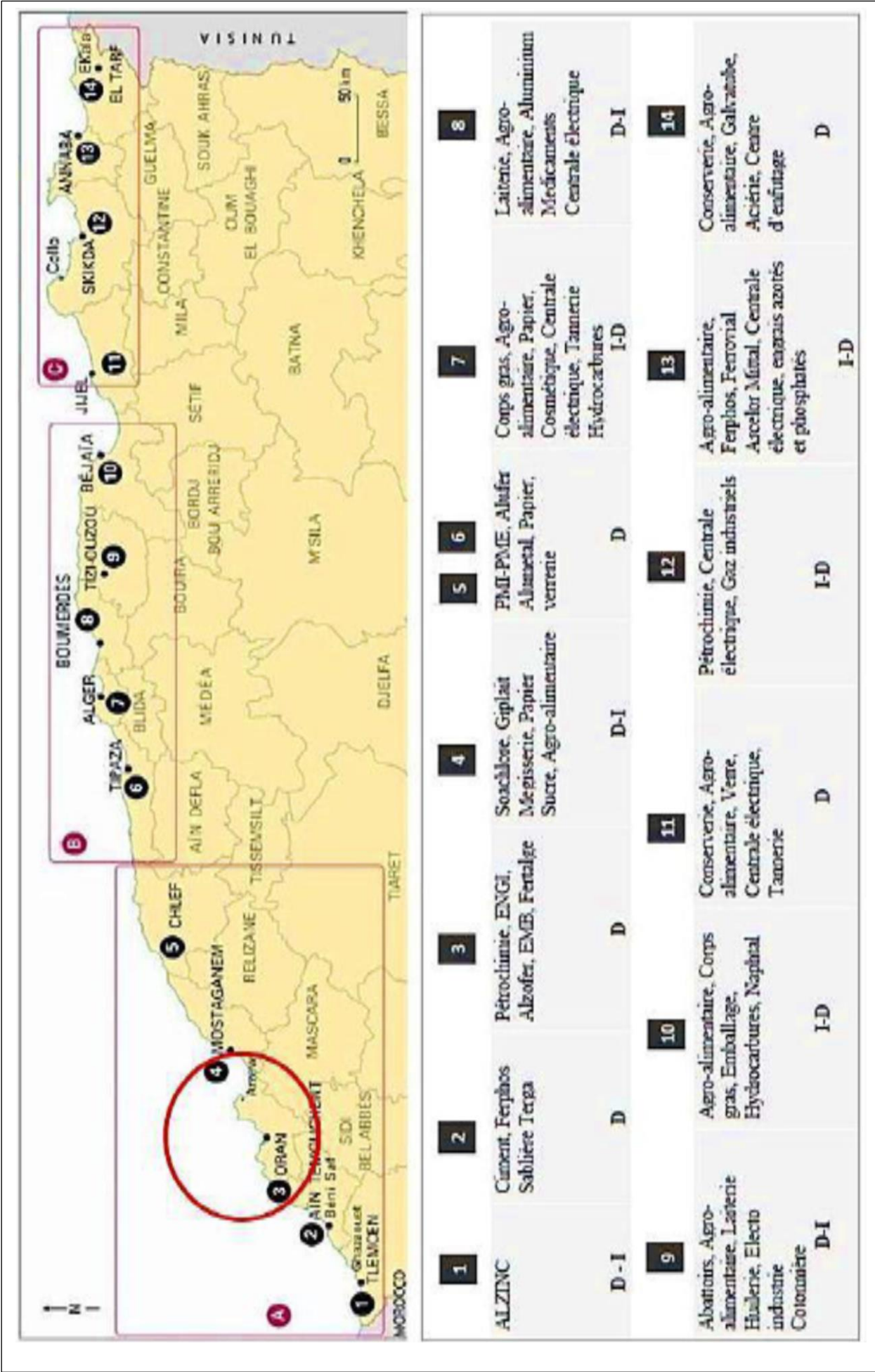


Figure 18 : Principales sources de la pollution industrielle des wilayas littorales (D : Domestique - I : Industrielle). (GRIMES, 2010)

Les eaux usées sont l'une des causes majeures si ce n'est la plus importante source de dégradation de l'écosystème marin côtier algérien, (Cf. Tableau 04). Ces eaux usées chargées pour l'essentiel de matières organiques, de matières en suspension, de détergents et des huiles lubrifiantes génèrent des pollutions organiques et chimiques. Cette situation est aggravée par le déficit en traitement des eaux avant leur rejet en mer dans la plupart des cas. La quasi-totalité des stations d'épuration sont soit inopérantes ou fonctionnant par intermittence ou partiellement. Le déficit du prétraitement dans les entreprises et l'absence de prise en charge que pose l'élimination des boues d'épuration compliquent la situation.

Tableau 4 : Les différents oueds et rejets déversant dans le secteur Ouest (**Grimes, 2010**)

<i>Oran</i>	<i>Golfe</i>	- Les rejets de 3 ports (Mers-El Kebir, d'Oran et de Kristel),
		- Les rejets industriels des 375 unités industrielles de la ville d'Oran, des 108 unités de la zone industrielle d'Es Senia et des 29 unités de la zone industrielle de Hassi Ameur
		- Les rejets domestiques de la ville d'Oran essentiellement chargées en matière organique et en détergents
		- Rejets R1 et R2 à l'extérieur Ouest du port d'Oran (d'origine domestique),
	<i>Port</i>	- Rejets R3, R4 et R5 au bassin de Ghazaouet (d'origine domestique et industrielle),
		- Rejet R6 au bassin de Mostaganem (d'origine industrielle),
		- Rejet R7 au bassin de Ténés,
		- Rejets R8 et R9 au bassin de Béjaïa
		- Rejet R9 bis au bassin de Skikda
<i>Arzew</i>	<i>Golfe</i>	- Oued Chellif ; Oued Mahgoun
		- Rejets des eaux usées urbaines de la ville d'Arzew
		- Rejets de Bethioua et de Mostaganem,
	<i>Port d'Arzew</i>	- Rejets industriels (industries pétrochimiques) et ceux de la centrale thermique
		- Rejets du port pétrolier d'Arzew,
		- Rejets du port gazier de Bethioua
		- Rejets R1, R2, R3 et R4 au Bassin 1 (eaux usées domestiques),
		Rejet R5 situé au niveau de l'oued Mahgoun (eaux domestiques et de l'hôpital),
	<i>Port de Bethioua</i>	- Rejet R6 (bassin3) draine les déchets de l'usine de liquéfaction,
		- Rejet R7 (à l'extérieur du port) provient de la raffinerie et METHANOL,
		- Rejet R8 (à l'extérieur du port) provient de l'usine d'ammoniac (SONATRACH).
		- Rejet R1 à l'intérieur du port (eaux domestiques et pluviales),
		- Rejet R2 à l'extérieur du port (eaux domestiques, pluviales et surtout industrielles)

3) Les conditions météorologiques :

3.1) Climat :

Le facteur climatique influe directement sur les ressources hydriques, La couverture végétale, La population...etc. Du fait de sa proximité de la mer Méditerranée. Le climat de la région est de type méditerranéen, chaud l'été et doux l'hiver, avec une saison sèche très marquée de la mi-juin et à la mi-septembre, alors que les mois d'octobre à décembre sont les plus arrosés (BOURAS *et al.*, 2007).

Par la répartition des pluies entre les mois humides, l'année 2009 (précipitations de 295 mm ; température moyenne de 18,7 °C – ONM, 20012) se distingue sensiblement des conditions climatiques moyennes de l'Ouest algérien, dont elle reste cependant globalement assez représentative, (Cf. Figure 19).

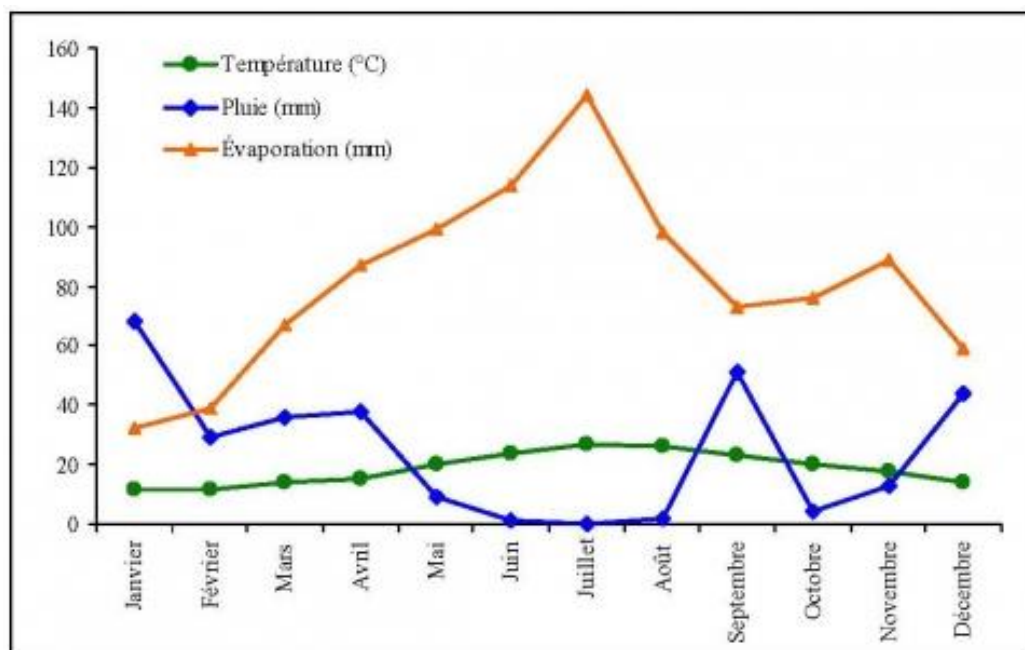


Figure 19 : Valeurs moyennes mensuelles des paramètres climatiques à Oran

(ONM, 2008).

3.2) Régime du vent :

Les caractéristiques des vents du littoral occidental algérien sont : des vents soufflent d'Ouest, Sud- Ouest, (Cf. Figure 20).

Au mois de décembre prévalent les vents Sud-Ouest de 7h à 18h : les vents Ouest et Sud à 13h. Les mêmes remarques peuvent être notées pour les mois de janvier, novembre, mars, avril et mai. Néanmoins pour les trois derniers mois, on enregistre des vents Nord-Est (**Ghodbani, 2001**).

Selon **Bouras (2007)**, les mois de sécheresse sont les mois à prédominance des vents Nord-Est. Il existe, par ailleurs, des vents chauds (Sirocco) provenant du Sud et Sud-Ouest. Ce sont des vents chauds et secs de 09 à 16 jours par an.

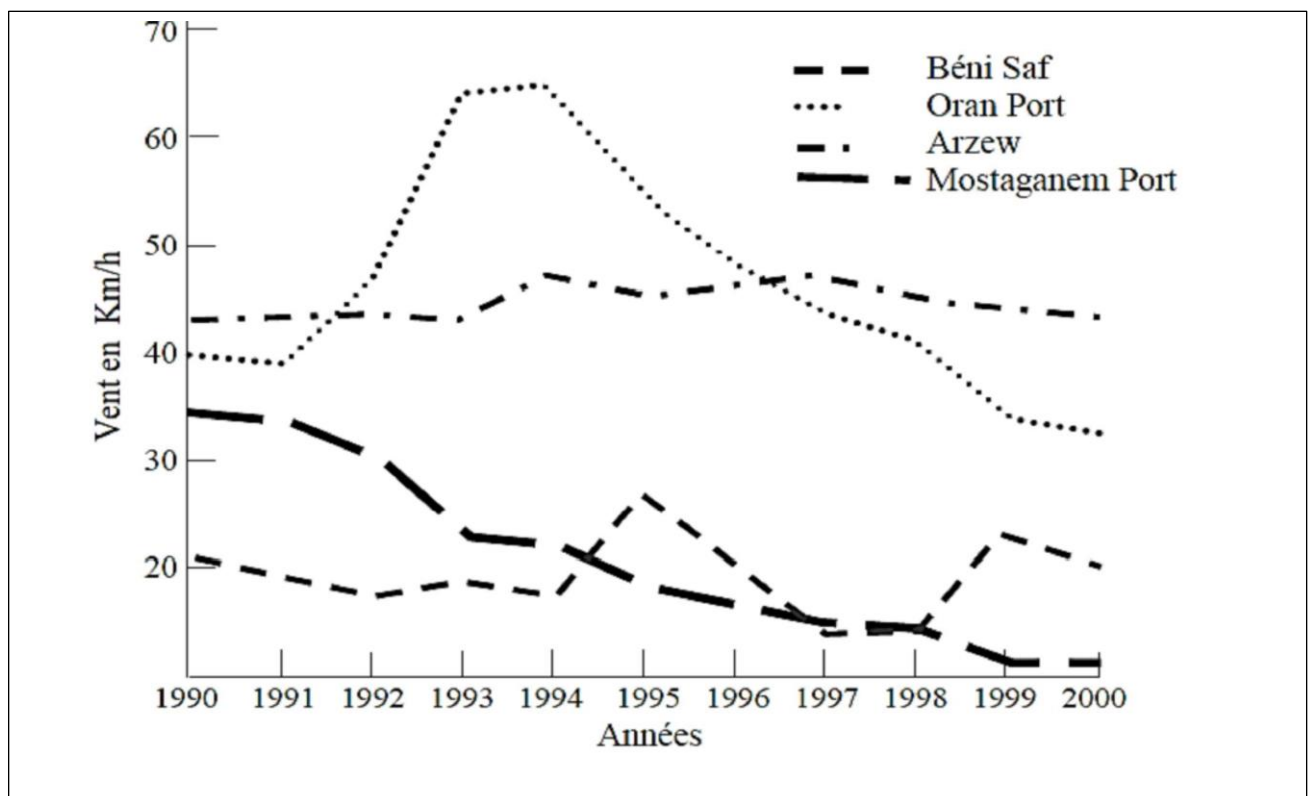


Figure 20 : Variation des vents (Bouras et al., 2007)

3.3) Le réseau hydrographique :

La question de l'approvisionnement en eau a toujours joué un rôle capital car les eaux dont la ville dispose ont toujours été de quantité insuffisante, et sont souvent très chargées de sel. En raison du faible taux de précipitation, les ressources souterraines n'offrent pas à la ville

un moyen d'approvisionnement suffisant. En 2002, la wilaya d'Oran est parmi celles d'Algérie qui comptent le moins de forages. Seuls 18 forages en exploitation sont inventoriés.

La wilaya d'Oran est également équipée de plusieurs usines de dessalement et prévoit la construction d'une unité à Magtaa d'une capacité de 500 000 m³/jour.

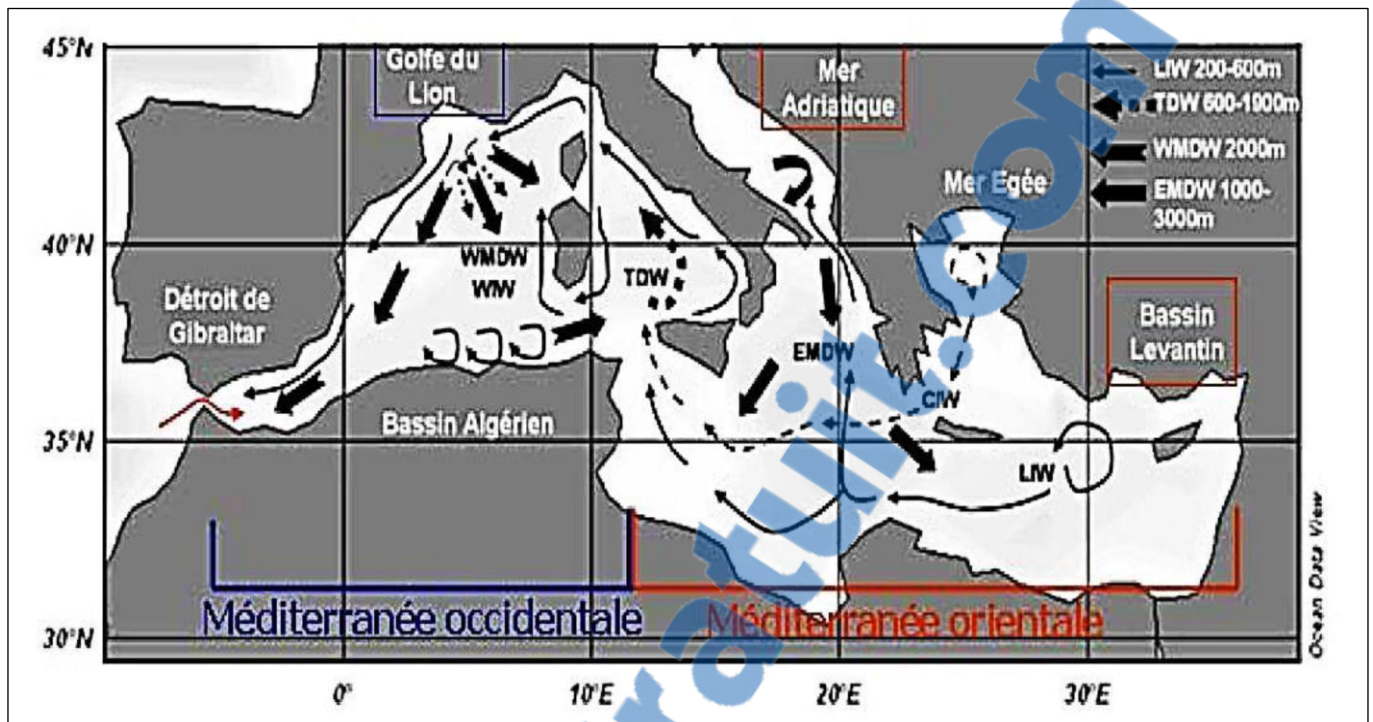
La grande Sebkha au sud d'Oran, dans le bassin hydrographique d'oranie Chott Chergui, est soumise à la Convention de Ramsar. Elle est alimentée par un réseau hydrographique complexe venant du Murdjajo au nord et du Tessala au sud. Ce réseau hydrographique fait l'objet de tractations entre les partisans du développement des riches plaines agricoles environnantes d'une part et les défenseurs de l'écosystème d'autre part.

La partie septentrionale de la Sebkha a tiré profit de l'expansion et du développement de la ville d'Oran et de son activité industrielle. Celle-ci est maintenant la source d'une pollution importante qui accentue la salinisation de la Sebkha. La partie méridionale est au contraire faiblement exploitée et les infrastructures y sont peu développées.

3. 4) Les facteurs hydrodynamiques :

La géographie de l'Algérie fait du littoral algérien une zone fortement influencée par les facteurs hydrologiques du bassin méditerranéen (**Boutiba, 1992**). Le bassin algérien constitue une zone clé pour la circulation générale dans la Méditerranée occidentale (**Puillat et al., 2002**),

Les eaux levantines intermédiaires (LIW- Levantine Intermediate Water), caractérisées par un maximum de température (13,2-14 °C) et de salinité (38,5) entre 200 et 1000m (Cf. Figure 21), circulent alors vers l'Ouest le long des côtes algériennes mais sans aucune orientation d'Est en Ouest et constituent une part importante du flux d'eaux méditerranéennes sortant en profondeur à Gibraltar (**BOUTIBA, 1992**).




 Eau Atlantique modifiée de surface (MAW)

Figure 21 : Circulation globale en Méditerranée. (Millot, 1987 in Ait Ameer, 2007).

LIW : eau levantine intermédiaire ; **TDW** : eau dense tyrrhénienne ; **WMDW** : eau profonde du bassin Ouest Méditerranéen ; **EMDW** : eau profonde du bassin Est Méditerranéen

Chapitre III :

Matériel et méthodes

*Choix et description du matériel
biologique, et du matériel analytique*

Introduction :

Cette partie, a pour objectif avoir une variété de mesures et une évaluation sur l'état de la pollution du littoral ouest algérien, ce qui nous a conduits à réaliser plusieurs prélèvements de deux matrices eaux (eaux de rejets et eau de mer) et les macro-algues (*Ulva lactuca* et *corallina officinalis*) dans différents endroits le long du littoral et effectuer différents analyses.

1) Choix des sites d'échantillonnage :

Le choix des sites d'échantillonnage se repose ,d'une part, sur la qualité du site en fonction de la proximité et l'éloignement de source de pollution et , d'une autre part , sur la facilité et l'abondance des deux espèces macro-algales bioindicatrices (Ulva et Corallina), afin de pouvoir disposer d'un lot en provenance du même site pendant toute la durée de ce travail sans risque d'épuiser la ressource.

La zone d'étude s'étend sur le littoral ouest algérien, depuis le port d'Arzew jusqu'au Madegh. Les sites de prélèvement, ont été ciblés selon le gradient de pollution, sont localisés comme suit :

- ❖ **Site 1(S1) : Arzew** (35°50'38"N, 0°18'15.40"W), Cette zone est caractérisée par la présence des activités industrielles ce qui provoque une augmentation des rejets industriels et des eaux déversées en mer par les navires effectuant les opérations de chargements et déchargements au niveau du port d'Arzew sans aucun traitement préalable. Ce type de pollution influence la qualité des eaux marines en provoquant la dégradation des écosystèmes littoraux, (Cf. Figure 23).
- ❖ **Site 2 (S2) : Le port d'Oran** (35°42'31.0,7"N, 0°38'26.76"W) , qui est un grand port mixte (pêche, commerce et plaisance), est également caractérisé par la présence des deux plus grands émissaires d'eaux usées de la ville, (Cf. Figure 24).
- ❖ **Site 3 (S3) : Madagh** (35°37' 53 "N, 0°1° 04' 01"W) qui est considéré comme site touristiques, est éloigné de toute les activités anthropiques (industries, activités urbaines), (Cf. Figure 25).

2) Choix et intérêt des bioindicateurs ciblés :

L'étude des perturbations éco-biologiques peut être utilisée avec un profit pour caractériser la nature et le degré d'altération du milieu et des organismes, d'où le concept d'indicateur biologique qui s'impose. De ce constat, il nous est apparu intéressant de choisir deux espèces de la côte occidentale algérienne qui sont réputés d'être de bons bioindicateurs et qui varient entre eux dans la physiologie, l'habitat. Ainsi, les espèces cibles d'organismes marins choisis lors de notre étude sont les suivants :

- ✓ Une chlorophycée : l'Ulve (*Ulva lactuca*)
- ✓ Une Rhodophycée : la coralline (*Corallina officinallis*)

Ces deux espèces sont des bioindicatrices idéaux qui répondent à plusieurs critères de sélection. Ils sont :

- Déjà employées durant l'Antiquité pour l'amendement des terres, les algues n'ont jamais cessé d'être utilisées pendant l'histoire, de nombreuses gravures représentent cette activité. Placées à la base du règne végétal, les algues constituent un ensemble important d'organismes vivants, tant du point de vue de la place qu'elles occupent dans l'évolution de notre monde (**Funahashi et al, 2001**).
- Abondantes, facile à identifier, présentes tout le long d'année.
- En milieu aquatique, les algues sont connues par leur capacité à fixer et accumuler les éléments naturellement présents dans l'eau de mer, mais aussi les polluants tels que les métaux lourds y compris les contaminants étudiés (Pb, Zn, Cu, Cd,).
- Réagissent aux variations de la qualité de l'eau et peuvent donc être utilisées pour le contrôle biologique de l'eutrophisation.
- Utilisés en industrie et en alimentation humaine et animal, les algues ont souvent suscitées la curiosité des scientifiques par leur manne qui n'a pas encore révélé toutes ses richesses. les utilisations des algues marines sont très diverses et leurs importance augmente continuellement.
- Elles résistent assez bien aux manipulations de laboratoire, tout en étant assez sensibles à divers niveaux de pollution.

- Présentent plusieurs avantages intrinsèques : elles sont benthiques, et ainsi peuvent servir à caractériser les conditions environnementales intégrées à un lieu, pendant une période (**Chopin, 1996**).
- Il est généralement facile d'en cueillir des quantités suffisantes dans divers habitats.
- En outre, peu d'étude sont effectuées au sein de notre laboratoire Réseaux de Surveillance Environnementale *LRSE*.

3) Le choix de la famille de polluante :

Le choix des métaux lourds a été motivé par leur grande persistance dans l'environnement, leur faculté à s'accumuler dans les tissus adipeux des organismes vivants et à se propager le long de la chaîne trophique, en plus de leur toxicité potentielle pour les écosystèmes et la santé humaine, qui constitue une préoccupation mondiale (**WHO, 2004 ; PNUE, 2004 ; CE, 2011**).

Ainsi les contaminants ciblés dans notre travail, le Plomb (Pb), le Zinc (Zn), le Cadmium (Cd) et le Cuivre (Cu) font l'objet d'un suivi dans plusieurs programmes de surveillance du milieu marin (**QUASIMEM, 1999 ; OSPAR, 2000 ; RINBIO, 2001 ; RNO, 2004**).

Ils présentent un danger potentiel pour le consommateur de produits de la mer en raison de leur concentration dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique.

Le cuivre, le Zinc sont des métaux essentiels, indispensables au déroulement des processus biologiques, mais ils deviennent toxiques au-delà d'un certain seuil (**Miquel, 2001**). En revanche, le plomb et le Cadmium ne sont pas nécessaires à la vie des organismes et sont toxiques même à de très faibles doses (**Chiffolleau et al. 2001**).

4) Localisation géographique de la zone de prélèvement :

Notre zone de prélèvement s'étale sur une frange du littoral entre Le golf d'Arzew jusqu'à Madagh (Cf. Figure 22), c'est une zone très large et vaste et contient plusieurs rejets urbains et industriels qui se déversent directement en mer et qui influent sur la vie marine notamment « La Biodiversité marine » de cette zone.

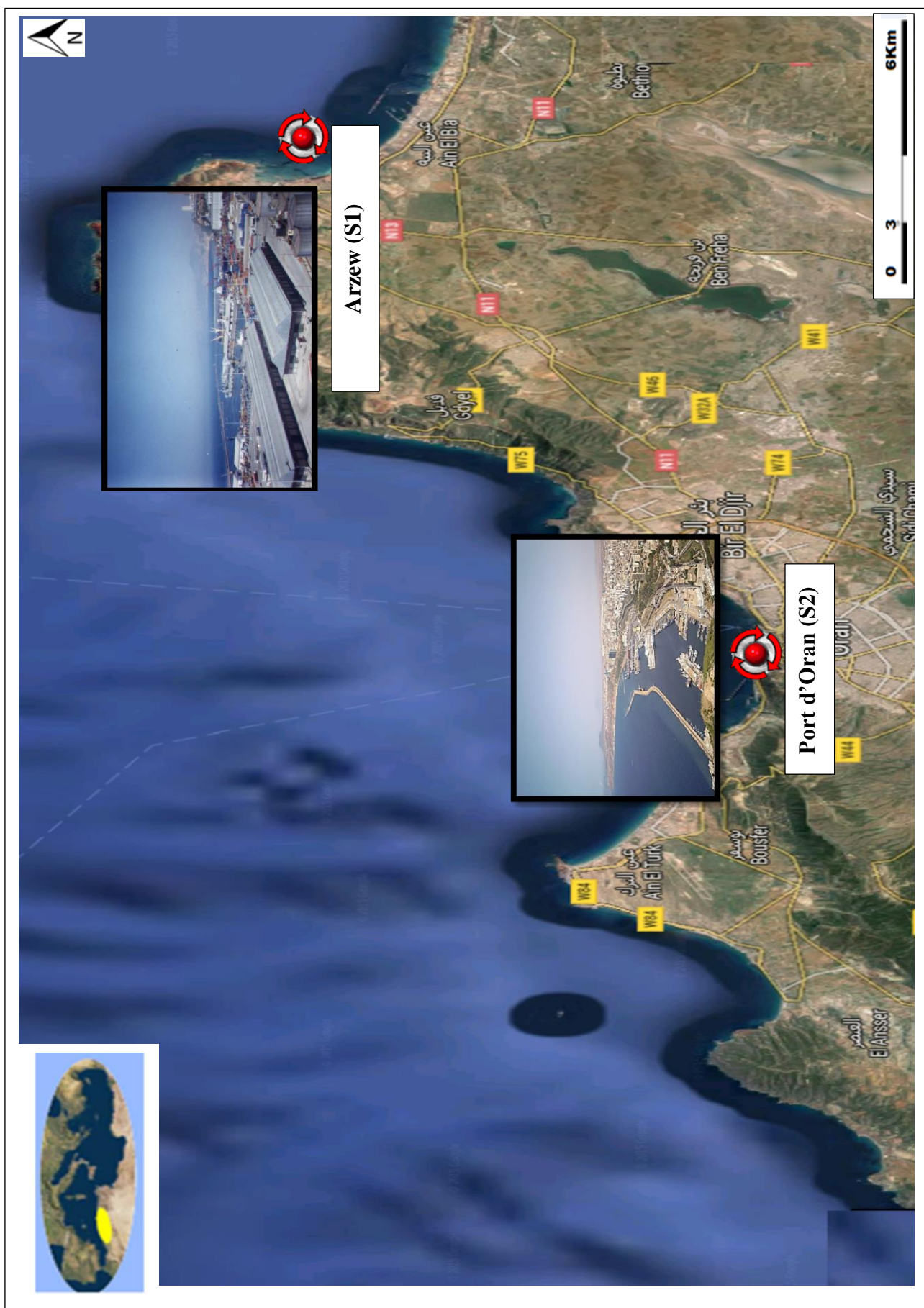


Figure 22 : Localisation géographique des sites d'échantillonnage

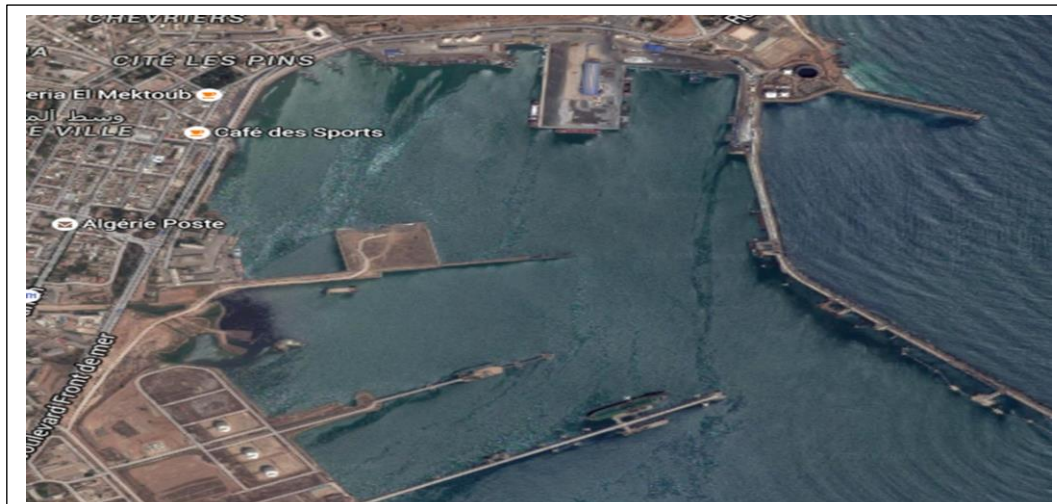


Figure 23 : Site d'échantillonnage au niveau d'Arzew (Google Maps 2015)

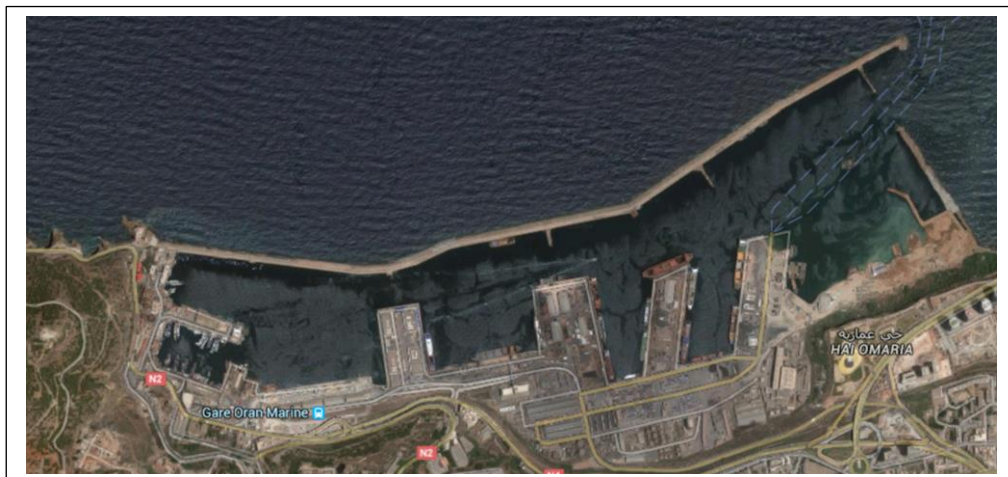


Figure 24 : Site d'échantillonnage au niveau du port d'Oran (Google Maps 2015)



Figure 25 : Site d'échantillonnage au niveau du Madagh (Google Maps 2015)

Partie 1:

*Suivi des caractéristiques physico-
chimiques et métalliques des eaux côtières*

I- Suivi des caractéristiques physico-chimiques et métalliques des eaux côtières :

1) Echantillonnage de l'eau:

1.1) Prélèvement :

L'échantillonnage des eaux côtières a été effectué sur un cycle annuel à raison d'une fois par saison (Mai (Printemps) Août (Eté) Octobre (Automne) Février (Hiver)) durant l'année 2014-2015, (Cf. Figure 26).

Les prélèvements des échantillons d'eaux, suivant leurs usages, ont été réalisés selon les recommandations des organismes internationaux (OIE, 2001 et OMS, 2004).



Figure 26 : Prélèvement d'échantillons d'eaux

Lors de chaque prélèvement, différentes données sont mentionnées sur une fiche d'échantillonnage, (Cf. Figure 27).



	Université d'Oran 1 Faculté des sciences de la nature et de la vie Département de Biologie Laboratoire Réseau de Surveillance Environnementale									
Date de prélèvement :										
Référence de station :										
Heure de prélèvement :										
Coordonnées :	Latitude : Longitude :									
Etat du temps :	Pluvieux <input type="checkbox"/> Nuageux <input type="checkbox"/> Ensoleillé <input type="checkbox"/>									
Etat de la mer :	Calme <input type="checkbox"/> Peu agitée <input type="checkbox"/> Agitée <input type="checkbox"/> Très agitée <input type="checkbox"/>									
Paramètres de qualité	<table border="0"> <tr> <td>Couleur :</td> <td>Odeur :</td> </tr> <tr> <td>Noir <input type="checkbox"/></td> <td>Forte <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>Marron <input type="checkbox"/></td> <td>Nauséabonde <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>_____</td> <td>_____</td> </tr> </table>		Couleur :	Odeur :	Noir <input type="checkbox"/>	Forte <input type="checkbox"/>	Marron <input type="checkbox"/>	Nauséabonde <input type="checkbox"/>	_____	_____
Couleur :	Odeur :									
Noir <input type="checkbox"/>	Forte <input type="checkbox"/>									
Marron <input type="checkbox"/>	Nauséabonde <input type="checkbox"/>									
_____	_____									
Paramètres physico-chimiques	Température (°C) : pH : Salinité : (PSU) Oxygène dissous : (mg/l)									
Autres :										

Figure 27 : Fiche d'échantillonnage d'eaux

La difficulté majeure pour obtenir un échantillon d'eau représentatif est due au manque d'homogénéité spatio-temporelle, de la masse d'eau considérée. Cette difficulté est particulièrement importante lors de l'analyse des eaux naturelles, intérieures ou côtières, à cause des quantités imprévisibles d'eaux de ruissellement, d'effluents urbains et industriels, dont la qualité peut varier selon les fluctuations de la qualité de l'effluent et les performances des stations de traitement des eaux. De plus, les différents types de circulation des eaux de réception ont une grande influence sur la dispersion et le transport des eaux déversées.

Les méthodes de référence pour l'étude de la pollution marine préparées par le PNUE (1975), la Directive 76/160 de la CEE (1976) et d'autres guides régionaux de surveillance comme le REMPAC (1985) recommandent que les échantillons soient prélevés à 15-30 cm en dessous du niveau de l'eau.

La méthode la plus simple pour prélever un échantillon consiste à tenir la bouteille stérile, près de sa base, de l'introduire sous la surface de l'eau, et retirer son bouchon afin de pouvoir la remplir d'eau à la profondeur désirée. La bouteille est poussée doucement dans l'eau pendant le remplissage pour éviter toute contamination de la main de la personne chargée de l'échantillonnage. (**Ministère des Approvisionnement et Services Canada, 1992**).

1.2) Conservation de l'échantillon :

Pour avoir des résultats analytiques significatifs, il est très important de connaître le devenir de l'échantillon entre le prélèvement et l'analyse. Le moyen le plus courant de conservation des échantillons d'eaux consiste à les garder dans une mallette isotherme de température comprise entre 0 et 4 °C jusqu'à leur arrivée au laboratoire dans le temps qui ne dépasse pas les 24 h, (Cf. Figure 28). (**Ministère des Approvisionnement et Services Canada, 1992**).



Figure 28 : Conservation d'échantillons d'eaux

Pour stabiliser un échantillon ou du moins, ralentir toutes réactions éventuelles, il n'existe pas de panacée. On recommande de prendre pour chaque analyse des précautions particulières et parfois d'ajouter des agents chimiques (Conservateurs) afin d'éviter certaines transformations lors du transport ou certaines interférences au moment de l'analyse au laboratoire.

1.3) Précautions pour minimiser la contamination :

Pour minimiser le risque de contamination ou la perte des déterminants pendant l'échantillonnage, le stockage ou analyse et éviter ainsi d'obtenir des données erronées un régime de Qualité Assurance (QA) a été appliqué à l'échantillon, et cet du tout premier contact jusqu'à la dernière mesure et le dernier dosage, ainsi qu'à la notification de données. Les techniques d'échantillonnage et de conservation des eaux échantillonnées étaient rigoureuses de manière à assurer que les échantillons prélevés et introduits dans les appareils d'analyses représentent bien la composition des eaux du site de prélèvement. Les récipients utilisés pour le prélèvement sont en général en verre opaque ou plastique, bien propre pour qu'il ne s'y produise aucune perte ou contamination, et étiquetés de façon à identifier l'échantillon à tout moment. **(Rouane Hacene, 2012).**

Les récipients contenant les prélèvements ont été maintenus bien fermés de façon à éviter toute contamination du milieu externe.

Toutes les analyses des eaux côtières ont été réalisées au niveau du laboratoire *ANRH* « Agence National des Ressources Hydrauliques ».

2) Analyses et modes opératoires:

2.1) Paramètres physico-chimiques :

La qualité des eaux côtières marines des sites étudiés a été évaluée par la détermination des paramètres physico-chimiques (température, pH, salinité, oxygène dissous, Demande Biochimique en oxygène (DBO), Demande Chimique en Oxygène (DCO), Matières en Suspension (MES), Phosphore total et éléments nutritifs (nitrites, nitrates, ammonium) selon les méthodes décrites par **Aminot et Chaussepied (1983)** et **Rodier (1996)**.

2.1.1) Température (°C) :

C'est une caractéristique physique importante, elle joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la détermination du pH pour la connaissance de l'origine de l'eau des mélanges éventuels. Sa mesure est nécessaire pour accéder à la détermination du champ de densité et des courants (**Rodier, 1997**). D'une façon générale, la température des eaux superficielles est influencée par la température de l'air et ceci d'autant plus que leur origine est moins profonde.

Par sa contribution à la détermination de la densité des eaux, sa mesure est nécessaire à la détermination de la stratification verticale, la valeur de saturation des gaz dissous (en particulier l'oxygène) et la circulation océanique (**Aminot & Kérouel, 2004**).

Mode opératoire :

La prise de la température des échantillons est effectuée *in situ* par l'utilisation d'un thermomètre. Nous avons plongé le thermomètre dans les flacons, après la lecture de la température, nous avons enregistré les valeurs de la température dans la fiche d'échantillonnage

2.1.2) L'Oxygène dissous :

L'oxygène moléculaire dissous est un paramètre important du milieu qui gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques. La

concentration en oxygène dissous est la résultante des facteurs physiques (température, échange air-mer et la salinité), chimiques (oxydation chimique) et biologiques (photosynthèse, respiration et régénération), **(Rodier, 2005)**.

La teneur en oxygène dissous peut subir des variations importantes. Elle dépend de la température et de la salinité de l'eau, de la pression et de la température de l'air. Le déficit en oxygène est évalué par la teneur en matière oxydable.

Dans les eaux de surface l'oxygène joue un rôle fondamental dans le maintien de la vie aquatique et dans les phénomènes d'auto-épuration. Par exemple, quand la température augmente, la solubilité de l'oxygène diminue et les bactéries plus nombreuses consomment plus d'oxygène, d'où la diminution de la teneur en oxygène dissous.

La concentration de l'oxygène de l'eau est sous influence des processus biologiques.

Mode opératoire :

Lors de l'échantillonnage, remplir complètement avec de l'eau à analyser un flacon en verre de 125 ml à col rodé. Ajouter rapidement à l'aide d'une pipette plongeant sous la surface du liquide :

* 1 ml de sulfate de manganèse

* 1 ml d'iodure de potassium

- Reboucher sans emprisonner de bulles d'air et agiter quand le précipité est formé.
- Au laboratoire, introduire de la même manière 2 ml d'acide sulfurique dilué à $\frac{1}{2}$ et agiter, quand tout le précipité s'est dissout, prélever 100 ml de la solution et le mettre dans un erlenmeyer.
- Verser le thiosulfate jusqu'à l'obtention d'une couleur jaune claire, puis ajouter 5 ml d'indicateur à l'emploi d'amidon ce qui conduit à l'obtention d'une couleur violet foncée.
- Continuer le titrage par le thiosulfate jusqu'à la décoloration complète. Le volume de thiosulfate nécessaire à la décoloration indique la quantité d'oxygène dissous présente dans l'échantillon.

Expression des résultats:

Les résultats sont exprimés en mg/l.

2.1.3) Le potentiel de l'hydrogène (*pH*) :

C'est un paramètre chimique caractérisant l'acidité ou la basicité d'un milieu. Il résulte de la composition ionique de l'eau, et essentiellement de la présence des carbonates issus de l'échange de dioxyde de carbone (CO₂) à l'interface air-mer, ainsi que de la dissolution du calcaire (**Aminot & Kérouel, 2004**).

En théorie, le *pH* est défini comme le cologarithme décimal de l'activité de l'ion H⁺ (Cf. Tableau 05). Le *pH* dépend de la teneur en dioxyde de carbone; c'est à dire une modification de CO₂ (Respiration, photosynthèse, échange air- océan) entraînera donc une modification du *pH*. (**Ramade, 2000**).

En plus des processus physiques, chimiques, biologiques, l'accumulation de matières organiques d'origine continentale et la contamination par des rejets urbains ou industriels contribuent à la modification du pH naturel.

En l'absence d'influences externes, le pH est le reflet des équilibres entre les espèces chimiques majeures du milieu, mais il est également l'indicateur de certaines pollutions directes ou indirectes (**Aminot & Kérouel, 2004**).

Mode opératoire : (Cf. Figure 29).

- Allumer et laisser chauffer l'appareil
- Appuyer sur la touche "M" marcher
- Appuyer sur la touche "pH"
- Régler la température à la température ambiante
- Régler l'étalonnage de l'électrode à 0,96 de la touche (dU/d pH)/UN
- Entrer l'électrode dans la solution d'étalon à pH = 7
- Rincer avec l'eau distillée
- Le même travail avec les deux solutions d'étalons à pH = 4 et pH = 9
- Rincer toujours avec l'eau distillée
- Passer l'échantillon et écrire le résultat

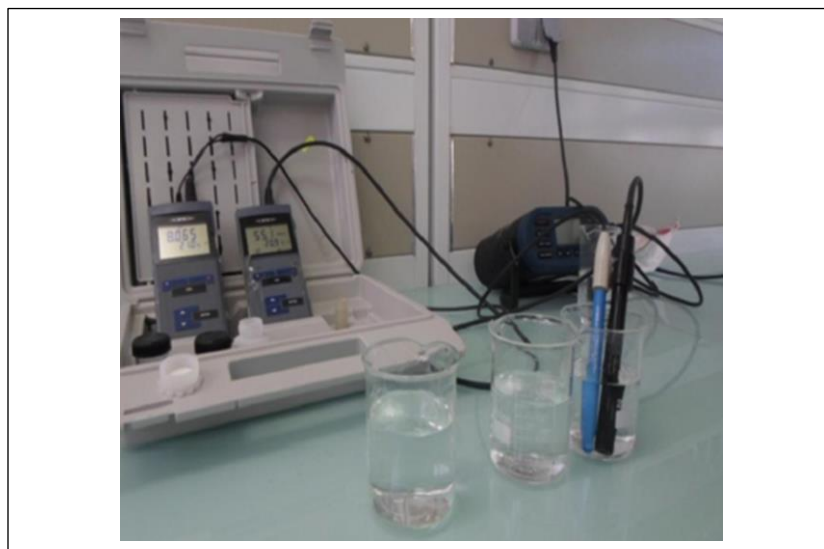


Figure 29 : Mesure du pH à l'aide d'un pH mètre

Tableau 5: Classification des eaux d'après leur pH

pH<5	Acidité forte =>Présence d'acides minéraux ou organique dans les eaux naturelles
pH=7	pH neutre
7< pH <8	Neutralité approchée =>majorité des eaux de surface
5.5< pH <8	Majorité des eaux souterraines
pH=8	Alcalinité forte, évaporation intense

2.1.4) La salinité :

La salinité est importante dans le milieu marin, par son influence sur la densité de l'eau de mer, elle permet de connaître la circulation océanique, d'identifier les masses d'eaux d'origines différentes et de suivre leurs mélanges au large comme à la côte ou dans les estuaires.

Elle correspond à la teneur en sels dissous de l'eau de mer peut être mesurée et exprimée de différentes manières suivant que l'on considère l'ensemble des corps ; ou seulement les sels dominants (**Rodier, 1996**).

Mode opératoire :

La mesure de la salinité dans l'eau est réalisée à l'aide d'un appareil électrométrique (Conductimètre). L'étalonnage étant réalisé et l'appareil ayant acquis son régime de marche, l'électrode est plongée dans la solution à mesurer. La lecture est effectuée après la stabilisation de la salinité ce qui peut prendre plusieurs minutes, (Cf. Figure 30).



Figure 30 : Mesure de la salinité

Expression des résultats:

Les résultats sont exprimés en (P.S.U).

2.1.5) Matières en suspension (MES) :

En plus des substances dissoutes, l'eau de mer contient des matières en suspension d'origines minérales ou organiques, vivantes ou détritiques, de nature biogénique, terrigène, éolienne ou météoriques. Les matières en suspension dans les eaux de mer sont donc de dimensions très variables. Elles comportent tous les composés ayant un diamètre supérieur à $0.45 \mu\text{m}$ et elles peuvent être un indice de pollution. Elles sont transportées au sein de la masse d'eau qu'elle soit douce, marine ou résiduaire (Aminot & Chausse-Pied, 1983).

Mode opératoire :

- Peser le filtre vide soit $M_{0(g)}$ masse trouvée ;

- Bien homogénéiser l'échantillon par agitation du flacon ;
- Filtrer un volume **V (ml)** d'eau usée sur le filtre;
- Faire sécher le filtre et son résidu dans une étuve à 105°C durant 24 heures;
- Mettre au dessiccateur ;
- Peser de nouveau; soit **M₁ (g)** la masse trouvée ;
- Calculer les **MES** avec la formule ci dessous.

Expression des résultats:

Ce sont les MES, elles s'expriment en mg/l. La concentration de la matière en suspension (MES) s'obtient donc par l'expression :

$$\text{MES (mg/l)} = (P2 - P1) / V$$

P1 : le poids du filtre avant filtration (mg).

P2 : le poids du filtre après la filtration et l'incubation dans l'étuve (mg).

V : volume d'eau de mer filtrée en litres (l).

2.1.6) La Demande Chimique en Oxygène (DCO) :

La dégradation des matières organiques (d'hydrates de carbone, de matières protéiques, d'acides aminés, de lipides et autres substances de réserves) déversées dans les cours d'eau entraîne une consommation de l'oxygène dissout dans l'eau. Cela se fait au détriment des organismes vivants et peut entraîner ainsi l'asphyxie du milieu.

La pollution par les matières organiques est provoquée par les rejets industriels (industries chimiques, pétrolières, agro-alimentaires, ...) et les rejets des populations urbaines. L'importance de cette pollution dans un effluent peut être évaluée par la demande chimique en oxygène (DCO).

Réactifs :

1) Acide sulfurique à 4 mol/l :

- Dans une fiole jaugée de 1000 ml, ajouter à 500 ml d'eau déminéralisée, 220 ml d'acide sulfurique (H₂SO₄) concentré (d= 1,84 g/L) ; ATTENTION : la réaction dégage de la chaleur,

- Laisser refroidir et diluer jusqu'au trait de jauge avec de l'eau déminéralisée.

2) Acide sulfurique et Sulfate d'argent :

- Ajouter 10 g de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) à 40 ml d'eau déminéralisée,
- Ajouter 960 ml d'acide sulfurique concentré,
- Agiter pour favoriser la dissolution et laisser reposer 1 à 2 jours.

3) Sel de Mohr à 0,12 mol/l :

Sulfate de fer (II) et d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$

- Dans une fiole jaugée de 1000 ml remplie de 200 ml d'eau déminéralisée, dissoudre 47 g de sulfate de fer (II) et d'ammonium hexa-hydraté,
- Ajouter 20 ml d'acide sulfurique concentré et laisser refroidir,
- Diluer avec l'eau distillée jusqu'au trait de jauge.

NB : Solution facilement oxydable, à titrer chaque jour

4) Titrage du sel de Mohr :

A effectuer chaque jour d'utilisation de la solution

- Diluer 10 ml de la solution de dichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) jusqu'à environ 100 ml avec de l'acide sulfurique à 4 mol/L et ajouter 2 à 3 gouttes de Féroïenne.
- Avec le réactif ci-préparé, titrer la **solution de sulfate de Fer (II) et d'ammonium** comme indiqué (le volume de Sulfate de fer et d'ammonium est appelé V_{SFA}).
- La concentration (C_{SFA} en mol/L) s'obtient par la formule suivante :

$$C_{\text{SFA}} = \frac{0,04 * 6 * 10}{V_{\text{SFA}} * 1} = \frac{2,4}{V_{\text{SFA}}}$$

5) Dichromate de Potassium $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ à 0.04 mol/l:

- Dissoudre 80 g de Sulfate de mercure (II) HgSO_4 dans 800ml d'eau,
- Ajouter **avec précaution**, 100ml d'acide sulfurique concentré et laisser refroidir,
- Sécher le Dichromate de potassium dans le four à 105°C pendant au moins 2 heures,
- Dissoudre dans cette solution 11,768 g du Dichromate de potassium séché,
- Transvaser le tout dans une fiole jaugée de 1000 ml puis compléter à l'eau déminéralisée.

NB: La solution est stable pendant au moins 1 mois.

6) Solution de contrôle (à 500 mgO₂/l) :

Hydrogénéphthalate de potassium KC₈H₅O₄ à 2.0824 mol/L

- Sécher la poudre d'Hydrogénéphthalate de potassium dans le four à 105°C,
- Dissoudre 0,4251 g d'Hydrogénéphthalate de potassium dans une fiole jaugée de 1000mL.

7) Solution indicatrice à la Féroïenne :

- Dissoudre 0,7 g de Sulfate de Fer (II) Hepta-hydraté (FeSO₄ ; 7 H₂O) dans de l'eau déminéralisée,
- Ajouter 1,5 g de Phénantroline - 1.10 mono-hydratée,
- Agiter jusqu'à dissolution,
- Diluer jusqu'au trait de jauge de 100ml.

Mode opératoire : (Cf. Figure 31).

Echantillon témoin :


Préparer le témoin de la même manière que les échantillons en utilisant 10 ml de la solution de contrôle Hydrogénéphthalate de potassium. La mesure de DCO doit être à 4 % près égale à 500 mgO₂/l.

Echantillon blanc :

Préparer le blanc de la même manière que les échantillons en utilisant 10 ml d'eau déminéralisée.

Echantillons à mesurer :

- Ajouter à l'échantillon, **5 ml de Dichromate de potassium** et quelques billes régulatrices d'ébullition et homogénéiser soigneusement.
- Ajouter lentement **15 ml de la solution sulfate d'argent/acide sulfurique** en agitant avec soin le tube avec un mouvement circulaire et en le refroidissant sous l'eau courante ou dans un bain de glace (de manière à éviter toute perte de substances organiques volatiles)
- Placer les tubes ainsi préparés dans le support du minéralisateur puis dans le bloc de chauffe,
- Installer les colonnes de refroidissement en vérifiant leur bonne jonction au niveau des cols rodés,

- Utiliser le programme n°1 (la température de travail est réglée à 200°C et le temps de chauffe à 2 heures), **fiche de programmation**  **N°1 : DCO /T°200/temps 2heures**
- Placer le sélecteur en arrière du bloc de contrôle (RAT).
- Appuyez sur « **START** » pour lancer la chauffe, (le décompte du temps démarre quand la température est atteinte).
- Une fois le temps écoulé, le bloc s'arrête automatiquement, un signal sonore retenti, pressez Stop.
- Laisser refroidir les tubes.
- Laver les projections sur les parois des colonnes de réfrigération ainsi que celle des tubes d'échantillon avec un petit volume d'eau distillée.
- Enlevez les colonnes réfrigérantes et extraire les tubes à l'aide du support,
- Diluez l'échantillon avec **75 ml d'eau distillée** et laisser refroidir à température ambiante.
- Titrez l'excès de Dichromate avec le Sulfate de Fer (II) d'ammonium en présence de 1 à 2 gouttes de Féroïen (pour les faibles concentrations la couleur doit virer du orange au rouge brique, pour les fortes concentrations la couleur vire du vert au rouge brique).

Expression des résultats:

La demande chimique en oxygène DCO est la demande en mg d'oxygène /litre est donnée par la formule de norme :

$$DCO \text{ mgO}_2/\text{L} = 8000 \times C \times (V_1 - V_2) / V_0$$

C : est la concentration en mol/L de la solution de Sulfate de Fer II et d'ammoniums calculés.

V₀ : est le volume consommé en ml de l'échantillon utilisé pour la détermination avant la dilution.

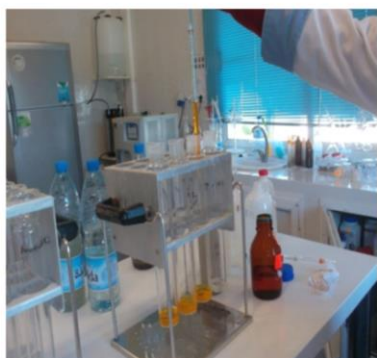
V₁ : est le volume consommé en ml de la solution FAS dans la titrations blanc.

V₂ : est le volume consommé en ml de la solution FAS dans la valorisation de l'échantillon.

Avec la valeur de la DCO (Cf. Tableau 6), contrairement à la valeur de la DBO5, les composées difficilement dégradables ou non dégradables biologiquement seront également mesurées.

Tableau 6 : Valeurs typiques de la DCO (**Bilfert et Perraud, 2001**)

DCO en mg/l	Type d'eaux usées /substrats
05...20	Eaux courantes
20...100	Eaux usées communales après épuration biologique
300...1000	Eaux usées communales non épurées
22000	Eaux d'infiltration de décharges



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Figure 31: Etapes de l'analyse de la demande chimique en oxygène

2.1.7) Demande biologique en oxygène (DBO₅) :

La DBO représente la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes pour assurer la minéralisation des matières organiques présentes dans l'eau, et cela dans des conditions expérimentales constantes. Sa valeur augmente lorsque la charge en matières organiques s'élève. La DBO₅ s'exprime conventionnellement, en milligrammes d'oxygène consommé pendant 5 jours à 20°C.

Réactifs:

Eau distillée

Tampon Phosphate :

Dissoudre dans 500 ml puis diluer à 1000 ml, les réactifs suivants :

- 8,5 g de dihydrogénophosphate de potassium (KH₂PO₄)
- 21,75 g de d'hydrogénophosphate de dipotassium anhydre (K₂HPO₄)
- 33,4 g d'hydrogénophosphate de disodium (Na₂HPO₄, 7H₂O)
- 1,7 g de chlorure d'ammonium (NH₄CL)
- 22,5 g/l Sulfate de magnésium (MgSO₄, 7 H₂O)
- 27,5 g/l Chlorure de calcium (CaCl₂)
- 0,25 g/l Chlorure de fer (III) hexahydraté (FeCl₃, 6 H₂O)

Mode opératoire : (Cf. Figure 32).

Pour la détermination de la DBO₅ on va suivre un protocole d'analyse qui commence en premier par la préparation des échantillons et le remplissage des bouteilles de mesures : (fiole) (selon la valeur attendue on sélectionne le volume de l'échantillon)

- Utiliser la feuille de calcul pour définir les volumes de prise d'essai selon la valeur attendue et les 3 dilutions à réaliser pour chaque échantillon
- On réalisera à chaque analyse, un échantillon témoin et un échantillon de contrôle.
- La mesure d'oxygène à **J0 et à J5** portera donc sur 8 flacons.
- Le volume d'eau de dilution à préparer est donné dans la feuille de calcul.

- Porter l'échantillon à 20°C,
- Remplir le flacon de dilution avec la prise d'essai, ajouter **2 ml d'ATU** Allyl-thio-uré par litre d'échantillon dilué et diluer avec l'eau de dilutionensemencée jusqu'au trait. Et mélanger doucement en limitant l'introduction d'air.
- Remplir les flacons d'incubation en limitant l'introduction de bulles d'air et les placer dans l'incubateur.
- Mesurer la teneur en oxygène du volume restant de la préparation dans le flacon de dilution, vous obtenez les valeurs de C0.
- Après 5 jours +- 4 heures, sortir les flacons d'incubation et mesurer les teneurs en oxygène, vous obtenez les valeurs C5.
- Renseigner la feuille de calcul pour obtenir les résultats.

Expression des résultats:

La demande biochimique en oxygène DBO s'exprime en mg ne /L est donnée par la formule de norme :

$$DBO_5 (mgO_2/L) = Valeur lue \times facteur$$

- Convertir la valeur trouvée de DBO₅ selon **le tableau 7**

Tableau 7 : Facteur de conversion de la DBO₅ en fonction du volume de prise

Volume d'échantillon	Valeur attendue	Facteur
450	0-40	1
365	0-80	2
250	0-200	5
160	0-400	10
97	0-800	20
43.5	0-2000	50

Remarque : Pour la mesure exactement de la saturation en oxygène nécessite une bonne homogénéisation de la quantité de l'échantillon.

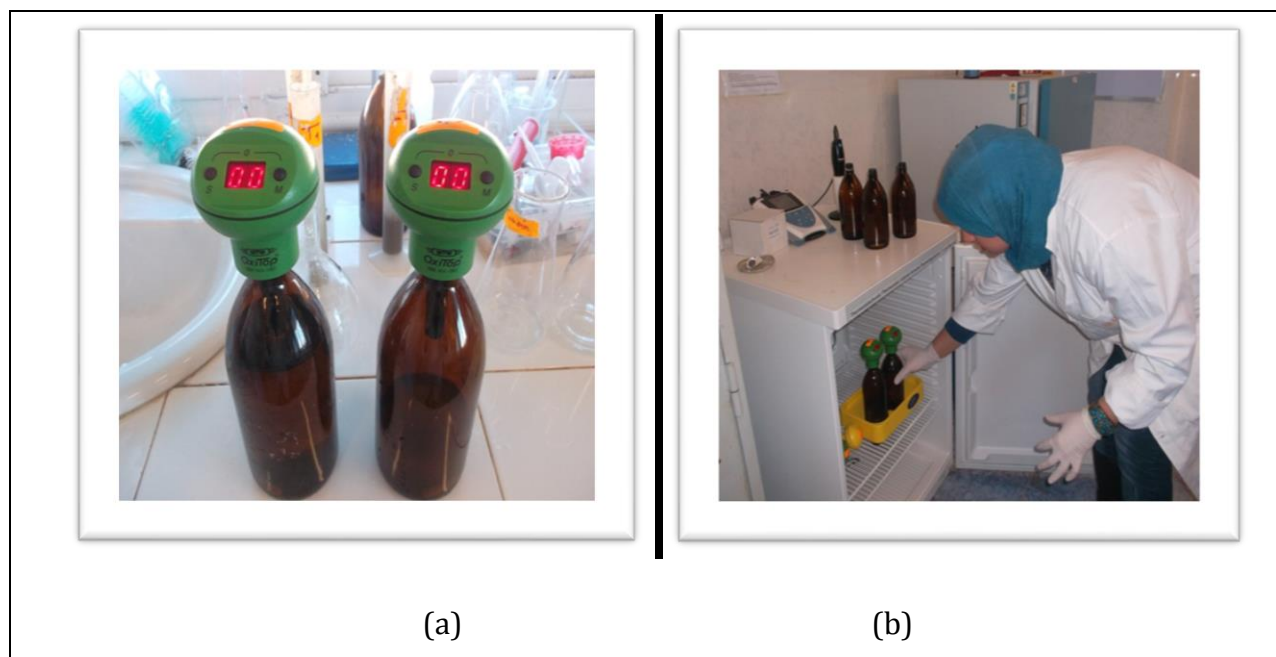


Figure 32: Analyse de la Demande Biologique en Oxygène

2.2.8) Analyse du Phosphore Total :

Le phosphore est une substance nutritive essentielle pour les organismes aquatiques. Comme il ne parvient naturellement qu'en petites quantités dans les eaux, les apports liés aux activités humaines conditionnent la croissance des plantes aquatiques (OFEFP, 2004).

Mode opératoire : (Cf. Figure 33)

- On prépare l'échantillon en le diluant 10 fois, puis ajouter 2 ml d'acide sulfurique et agiter doucement, et ensuite insérer 2 à 3 billes (régulateur d'ébullition) ;
- Chauffer dans le digesteur en surveillant, arrêter la chauffe à l'apparition des fumées blanches, et laisser refroidir à température ambiante ;
- Ajouter 0.5 ml d'acide nitrique (HNO_3) concentré au goutte à goutte tout en agitant avec précaution ; et chauffer de nouveau jusqu'à disparition des fumées rousses et laisser refroidir à température ambiante ;
- Ajouter 10 ml d'eau distillée en agitant avec précaution et chauffer jusqu'à apparition des fumées blanches. Laisser refroidir et ajouter 20 ml d'eau distillée tout en agitant avec précaution
- Ajuster le **pH entre 3 et 10** à l'aide de la soude (NaOH) goutte à goutte et tout doucement.

- Transférer le contenu des tubes dans des fioles jaugées de 50 ml et récupérer les eaux de rinçage; et puis ajouter 1 ml d'acide ascorbique attendue au moins 30 secondes puis ajouter 2 ml de molybdate et compléter le volume avec l'eau distillée à l'aide d'une pissette.
- Laisser reposer entre 10 et 30 minute pour lire l'absorbance à 880 nm au spectrophotomètre.



(a)



(b)

Figure 33 : Analyse du phosphore total

(a) La couleur rose obtenue après l'acidification par la soude

(b) Lecture par le spectrophotomètre

Expression des résultats:

Les résultats du phosphore total sont exprimés en mg/l

2.2.9) Les sels nutritifs :

L'analyse automatique consiste à réaliser automatiquement les différentes manipulations nécessaires à un dosage manuel : prélèvements, analyse et lecture (Rodier et *al.* 2005).

Dans notre étude, le dosage des sels nutritifs se fait par colorimétrie à flux continu sur chaîne automatisée « Auto- Analyser SAN PLUS » selon les protocoles définis par le fabricant (Skalar, 1998).

Le fonctionnement de l'appareil repose sur un principe dynamique simple, celui de l'analyse liquide en flux continu : Une veine liquide progresse, par l'intermédiaire d'une pompe péristaltique, en continu, ce qui autorise une polyvalence et une grande souplesse. Les réactions chimiques s'effectuent dans cette veine en progression. L'analyse des échantillons est réalisée par séquence, ce qui permet une grande cadence de travail.

a) Dosage des nitrites :

Les nitrites (NO_2^-) forment un diazoïque par l'action avec la sulfanilamide en milieu acide $\text{pH} < 2$.

Ce composé formera ensuite en présence de N-aphtylethylènediamine un composé azoïque de couleur rose absorbant la lumière à 540 nm (Skalar, 1998).

Mode opératoire :

Titration de solution de nitrite :

- Le nitrite est oxydé au moyen d'un excès de permanganate de potassium. L'excès d'oxydant est ensuite dosé par iodométrie :



- Ajouter 10 ml permanganate de potassium à 0,01N + 2 ml d'acide sulfurique au $\frac{1}{2}$ + 20 ml de solution de nitrite et agiter,
- Ajouter 5 ml d'iodure de potassium à 10%
- Soit V le volume de thiosulfates de sodium nécessaire pour l'échantillon et V0 le volume trouvé pour un témoin effectué avec de l'eau distillée, la concentration de nitrite en mg/l égale :

$$\text{Titre de thiosulfate de sodium} \times [(V_0 - V) \times 23000] / PE$$

- A partir de cette solution de nitrite, préparer une solution à 1 mg/l de NO_2^- .

Les étapes de l'analyse : (Cf. Figure 34).

- Si l'échantillon est coloré par des acides humiques, l'acidifier par l'acide sulfurique (1 ml/l d'acide sulfurique) et filtrer.
- Prélever 50 ml de l'échantillon, ajouter 1 ml de solution E.D.T.A. + 1 ml d'acide sulfanilique.
- Agiter et attendre 10 mn avant d'ajouter 1 ml d'alpha-naphtylamine + 1 ml de la solution de tampon acétate puis agiter et attendre 30 mn.
- Effectuer la mesure colorimétrique à 520 nm.
- La droite étalon est obtenue avec des étalons préparés à partir de la solution à 1 mg/l.
- Solutions étalons : prendre successivement 1, 2, 4, 6, 8, 10 ml de la solution à 1 mg/l de NO_2^- et compléter par de l'eau distillée à 50 ml pour obtenir des solutions étalons respectivement 0,02 ; 0,04 ; 0,08 ; 0,12 ; 0,16 et 0,20 mg/l de NO_2^-



Figure 34 : Le dosage des nitrites

b) Dosage des nitrates :

Les nitrates sont des ions minéraux nutritifs solubles dans l'eau, qui sont directement assimilable par les plantes. **(BLIEFERT et PERRAUD, 2001)**

Les ions nitrates sont réduits en ions nitrites par un réducteur qui en présence d'un tampon acide forme avec une amine aromatique un sel de diazonium. Celui-ci réagit avec

la N-(naphtyle-&)-éthylène diamine pour donner un colorant rouge violet qui est dosé par réflectométrie.

Mode opératoire:

- Suivre le manuel du réflectomètre. (si la programmation est effacée sinon choisir le numéro de programme).
- Appuyer sur la touche START du réflectomètre et plonger **absolument en même temps les deux zones réactionnelles** de la bandelette test 02 secondes dans l'échantillon préparé.
- Faire écouler **soigneusement** l'excédent de liquide sur le côté long de la bandelette sur du papier absorbant.
- 05 secondes environ avant la fin du temps de réaction, introduire la bandelette dans le compartiment de lecture jusqu'à la butée les zones réactionnelles étant tournées vers l'affichage.
- Le temps de réaction étant écoulé, lire sur l'affichage le résultat en **mg/L de NO₃²⁻**
- Convertir la valeur trouvée de NO₃⁻ selon le tableau 8.

Tableau 8 : Conversions des teneurs de nitrates:

Teneur cherchée =	Teneur donnée x	Facteur conversion
Mg/l de NO ₃ ⁻	mg/l de NO ₃ ⁻	0.226
mg/l de NO ₃ ⁻	mg/l de NO ₃ ⁻	4.43

c) Dosage de l'ammonium :

L'ion ammonium, NH₄⁺, est la forme réduite de l'azote. Il provient principalement de la décomposition des protéines naturelles contenues dans le phytoplancton et les micro-organismes. Il peut être aussi issu de l'apport d'effluents urbains épurés, de rejets industriels ou agricoles. Il se trouve dans les eaux naturelles à des concentrations qui peuvent varier de 0,1 à plus de 10 mg/l.

Le dosage de l'ammonium (NH₄⁺) est réalisé suivant la méthode de Koroleff (1969) (in Aminot et Chausse-Pied, 1983).

Mode opératoire : (Cf. Figure 35).

- Si l'échantillon est coloré par des acides humiques, il faut l'acidifier par de l'acide sulfurique (1ml d'acide sulfurique concentré) et filtrer.
- Mélanger 20 ml de l'échantillon + 2 ml réactif mélangé + hypochlorite à 2° Cl : 0,5ml, à ce moment la coloration bleue se développe.
- Laisser les flacons à l'obscurité pendant 1 heure 30 mn.
- Ce composé, en présence de phénol et d'un excès d'hypochlorite (milieu oxydant) donne lieu à la formation d'un bleu d'indophénol. La réaction est catalysée par le nitroprussiate de sodium. Le maximum d'absorption se fait à une longueur d'onde de 630 nm.

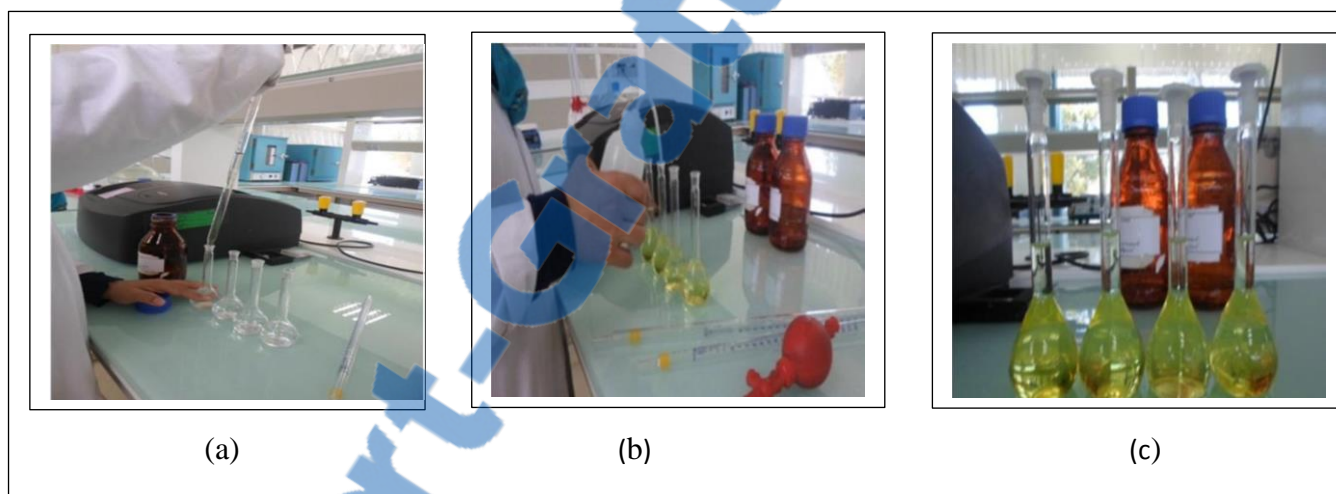


Figure 35 : Les étapes du dosage de l'ammonium

Expression des résultats:

Les résultats des sels nutritifs sont exprimés en mg/l.

2.2) Analyses des métaux lourds :

L'analyse des métaux traces dans le l'eau de mer implique (minéralisation) de la matrice par l'ajout de 1 ml de l'acide nitrique à l'eau préalablement filtrée et une détection par des méthodes spectrométriques aux instruments.

Mode opératoire : (Cf. Figure 36).

Le dosage des métaux lourds est effectué à l'aide d'un Spectrophotomètre d'Absorption Atomique à flamme munis d'un four à graphite de type PERKIN ELMER ANALYST-100-VERSION 1.10.

- Allumer l'appareil, choisir la méthode d'analyse (SAA ou four à graphite) dans notre cas, nous choisissons le spectrophotomètre d'Absorption atomique.
- Choisir les lampes à utiliser, dans notre cas, nous choisissons la lampe du Plomb, du Zinc et celle du Cadmium et du Cuivre.
- Définir le temps pour calculer la concentration des métaux à 0,3 sec.
- Définir le nombre de lecture à 3 lectures.
- Choisir le nombre des chiffres après la virgule. Nous avons choisi 3 chiffres.
- Ouvrir le bouchon d'acétylène et celui de l'air.
- Allumer la flamme.
- Standardiser par l'eau bi-distillée (standard = 0).
- Standardiser par les standards des métaux lourds à analyser. Dans notre cas, nous avons utilisé deux standards pour chaque métal (Pb = 2 et 4 ; Zn = 2 et 4 ; Cd = 2 et 4).
- Rincer par l'eau bi-distillée.
- A ce moment, la calibration est rétablie et la courbe d'étalonnage est tracée.
- Faire passer l'échantillon et enregistrer les résultats après la lecture.
- Si les résultats obtenus sont situés hors la courbe d'étalonnage $[C] \geq 5$, nous accédons à la dilution des échantillons.



Figure 36 : Dosage des métaux lourds par les spectrophotomètres d'absorption atomique

Partie 2:

Biodisponibilité et bioaccumulation des métaux lourds chez les macro-algues

II-Biodisponibilité et bioaccumulation des métaux lourds chez les macro-algues :

1) Protocole d'échantillonnage :

Pour réaliser l'état du lieu de la contamination des algues par les métaux traces et afin d'avoir une estimation des niveaux de cette contamination de manière représentative. Un échantillonnage adapté a été nécessaire.

L'échantillonnage des algues (*Ulva lactuca* et *Corallina officinalis*) a été effectué sur un cycle annuel à raison à une fois par saison (Mai (Printemps) Août (Eté) Octobre (Automne) Février (Hiver)) durant l'année 2014-2015, (Cf. Figure 38).

2) Précautions pour minimiser la contamination :

La récolte a été effectuée à l'aide d'une anse métallique qui permet un grattage intégrale jusqu'à la roche. Les algues ont été débarrassées de leurs épiphytes et des débris adhérant à leurs thalles, rincées sur place à l'eau de mer, puis placées dans des bacs en polypropylène jusqu'à leur arrivé au laboratoire.

La fiche si dessous montre les différentes conditions d'échantillonnage :



	Université d'Oran 1 Faculté des sciences de la nature et de la vie Département de Biologie Laboratoire Réseau de Surveillance Environnementale							
Date de prélèvement :								
Heure de prélèvement :								
Référence de station :								
Coordonnées :	Latitude : Longitude :							
Etat du temps :	Pluvieux <input type="checkbox"/> Nuageux <input type="checkbox"/>							
Etat de la mer :	Calme <input type="checkbox"/> Peu agitée <input type="checkbox"/> Agitée <input type="checkbox"/> Très agitée <input type="checkbox"/>							
Observations :								
<table border="1" style="width: 100%;"> <tr> <td>Nature de l'espèce :</td> <td>Nom de l'espèce :</td> </tr> <tr> <td>Poids humide (g):</td> <td>Poids sec (g):</td> </tr> <tr> <td>Teneur en matière sèche (%):</td> <td></td> </tr> </table>			Nature de l'espèce :	Nom de l'espèce :	Poids humide (g):	Poids sec (g):	Teneur en matière sèche (%):	
Nature de l'espèce :	Nom de l'espèce :							
Poids humide (g):	Poids sec (g):							
Teneur en matière sèche (%):								
Autres :								

Figure 37 : Fiche d'échantillonnage des algues



Figure 38 : Echantillonnage des algues
(a) et **(b)** les espèces étudiées dans leur milieu naturel
(c) et **(d)** Prélèvement des échantillons d'algues

3) Analyses au laboratoire :

3.1) Préparation des échantillons :

3.1.1) La pesée :

À leur arrivée au laboratoire, les algues marines sont à nouveau rincées à l'eau bi distillée, puis pesées à l'aide d'une balance de précision, afin de déterminer le poids frais et le poids sec après séchage.

3.1.2) Le séchage : (Cf. Figure 39).

Il est préférable de sécher les échantillons biologiques avant analyse. Dans le cas d'analyse des métaux traces ; cette opération améliore l'efficacité de la minéralisation acide en éliminant l'eau qui diluerait les réactifs dans le cas d'une minéralisation d'échantillon humide qui peut contenir plus de 80% d'eau. Par ailleurs, l'homogénéisation des échantillons secs est meilleure que celle des échantillons humides et améliore beaucoup la représentativité des faibles prises d'essai **(Chiffoleau, et al., 2003)**.

Le séchage peut être effectué dans une étuve ou par lyophilisation. Cette dernière, qui est réalisée à basse température, est plus pratique pour éviter la perte de certains produits volatils.

Les algues récoltées ont été séchées à l'air libre, puis à l'étuve, à une température de 60°C, pendant 48 heures.



Figure 39 : Séchage des échantillons à l'air libre puis à l'étuve

3.1.3) Le broyage :

Après le séchage, nous passons à l'étape suivante du protocole qui est le broyage.

Les échantillons sont broyés à l'aide d'un mortier afin d'obtenir une poudre homogène fine puis sont conservées au dessiccateur avant utilisation, (Cf. Figure 40).



Figure 40 : broyage des algues séchées

3.2) Quantification des métaux :

3.2.1) Minéralisation des échantillons :

Les métaux lourds sont extraits des espèces suite à une minéralisation qui consiste en une dégradation de la matière organique et à solubiliser les substances toxiques accumulées, en effet, les métaux organiquement liés sont transformés en ions métalliques libres par attaque acide (l'acide nitrique HNO_3) (**Perez et al., 2006**).

Des fractions aliquotes d'environ 1 g de poids sec sont digérées par 5ml d'acide perchlorique (HClO_4) à 80°C pendant 1 heure, ensuite après évaporation de cet acide nous ajoutons le mélange d'acide chlorhydrique (HCl) et d'acide nitrique (HNO_3) dans le rapport (3 :1) jusqu'à disparition totale du substrat. (**Kut et al., 1999 ; Kaimoussi, 2004**), (Cf. Figure 41).

La minéralisation a été effectuée au niveau du Laboratoire Réseau de Surveillance Environnementale (L.R.S.E) à l'aide d'un minéralisateur de type VELP pourvu d'une série de 6 tubes, (Cf. Figure 42).

Le minéralisât est récupéré (après refroidissement) et complète à 20 ml par l'eau bi distillée, le tout est mis dans un pilulier étiqueté (N°, espèce, date, ...etc.). Les piluliers contenant le minéralisât sont hermétiquement fermés et conservés à basse température (pour éviter toute perte ou évaporation) pour le dosage ultérieur au SAA.

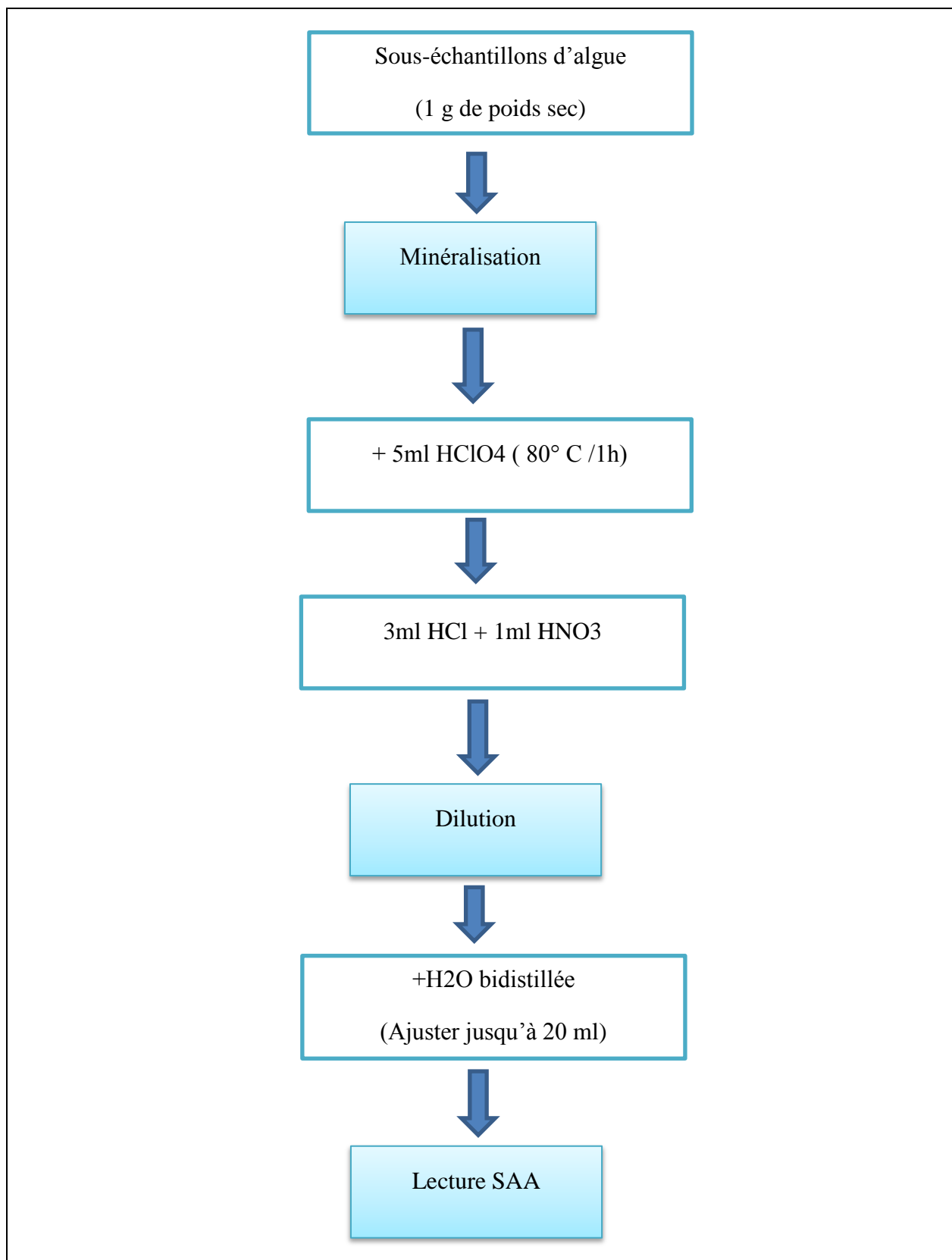


Figure 41 Synoptique du protocole de minéralisation et du dosage des métaux lourds dans les algues (**Kut et al ., 1999 et Kaimoussi. 2004**)



Figure 42 Minéralisation des échantillons d'algue à l'aide d'un minéralisateur de type VLEP

3.2.2) Principe du dosage des métaux lourds par SAA :

Compte tenu des gammes de concentration dans les organismes marins, la principale technique d'analyse permettant le dosage des métaux lourds autre que le mercure (As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, V, Zn) est la Spectrométrie d'Absorption Atomique (SAA). Sa sensibilité de détection s'étend du ppb (ng/g de poids sec) au ppm ($\mu\text{g/g}$ de poids sec). Ses atouts majeurs en tant que technique utilisée en routine sont : sa rapidité, sa simplicité et sa sélectivité. Son principe consiste à porter les éléments à leur état atomique sur le trajet même d'un rayon lumineux, et à effectuer simultanément une mesure de l'absorption des atomes formes à une longueur d'onde donnée.

La proportionnalité entre l'absorbance et la concentration permet de calculer les concentrations dans les échantillons. La formation d'atomes neutres peut être réalisée de deux manières différentes :

- Par vaporisation et atomisation dans une flamme (SAA flamme),
- Par pyrolyse et atomisation dans un four en graphite (SAA sans flamme ou Four).

Le premier procédé (SAA flamme) est moins sensible et est employé pour déterminer les concentrations en Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn dans la matière vivante. La seconde technique (SAA sans flamme) est utilisée pour le Cd dont les teneurs sont beaucoup plus faibles en règle générale (**Perez et al., 2007**).

Les dosages des métaux lourds dans les minéralisats des tissus des algues ont été réalisés au niveau du laboratoire du complexe gazier GL1/Z-Bethioua de la SONATRACH à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme munis d'un four a graphite de type PERKIN ELMER ANALYST-100 - VERSION 1.10 , (Cf. Figure 43).

L'étalonnage a été réalisé avec une gamme relative à la concentration des échantillons. Pour chaque métal à analyser, les échantillons standards sont préparés à partir des solutions mères.

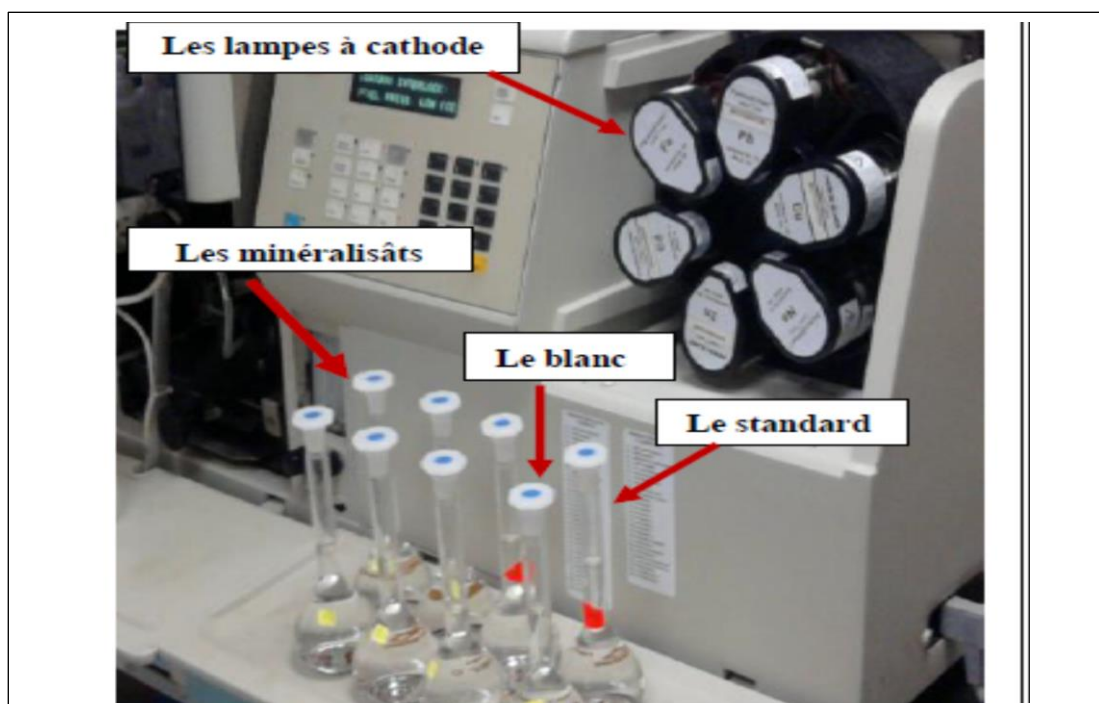


Figure 43 Le dosage des métaux lourds chez les algues par le SAA

3.2.3) Contrôle de la justesse et la précision du protocole analytique :

Un blanc de procédure a été mesuré pour chacune des séries d'échantillons et préparé simultanément, avec les mêmes acides que pour les échantillons eux-mêmes qui nous a permis de mettre en évidence la contamination de l'échantillon, et d'éliminer les erreurs de quantification.

Afin de s'assurer de l'exactitude et de la précision du protocole analytique nous avons intégré un matériel de référence de laboratoire, à raison d'au moins un échantillon par série d'échantillons préparés de manière identique.

Lors de notre protocole analytique la minéralisation des échantillons est accompagnée, d'une part, par celle des blancs, constitués de solutions contenant le réactif de minéralisation (acide nitrique) et subissant les mêmes conditions expérimentales que l'échantillon, et d'autre part, par des séries d'échantillons d'intercalibration sur un matériel biologique standard fournis par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (A.I.E.A) sous le code (SRM 392-AIEA) nous permettant, ainsi de définir les coefficients de variation pour chacun des métaux recherchés et de contrôler la justesse et la précision du protocole analytique.

Expression des résultats:

Les concentrations des métaux étudiés en $\mu\text{g/g}$ sont calculées en utilisant les équations 1 et 2 ou 2' (Chiffolleau et al., 2003).

$$\text{C poids sec (en } \mu\text{g/g)} = (\text{C}-\text{CB}) \times \text{V/P}$$

Eq.1

C : Concentration obtenue

CB : Concentration en élément mesurée dans le blanc (en $\mu\text{g/l}$)

P : Poids de l'échantillon de départ (prise d'essai en mg)

V : Volume final du minéralisât (en ml)

Eq.2

$$\text{C poids humide (en } \mu\text{g/g)} = \text{C poids sec (en } \mu\text{g/g)} \times \frac{\text{matière sèche en \%}}{100}$$

Rapport-gratuit.com

LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Eq.2'

$$\mathbf{C \text{ poids humide (en } \mu\text{g/g) = C poids sec (en } \mu\text{g/g) } \times (100\text{-humidité \%)} / 100}$$

Ainsi, la différence entre la valeur trouvée (V_t) et la valeur référence (V_r) est calculée et le Δ est défini comme suit:

$$\mathbf{\Delta = (V_t - V_r / V_r) \times 100}$$

Si $\Delta\% < 10$ aucune correction n'est apportée

Si $\Delta\% > 10$ la correction est obligatoire et s'effectue de la manière suivante :

$$\mathbf{V_c = V_t / (1 + \Delta / 100)}$$

V_t : valeur trouvée,

V_r : valeur référence,

V_c : valeur corrigée

3.3) Détermination de la teneur en humidité :

Nous avons jugé utile de déterminer la teneur en eau dans nos échantillons, car cela nous permet une bonne comparaison avec différentes valeurs fournies par la littérature.

La teneur en eau est défini comme étant le pourcentage d'eau contenu par unité pondérale d'échantillon frais.

Le protocole consiste à étuver 1 g de chaque échantillon frais à une température de 65° pendant 48 heures.

Après déshydratation, les échantillons sont pesés au gramme près.

La teneur en eau est déterminée de la manière suivante :

$$\mathbf{T \% = (P_f - P_s / P_f) \times 100}$$

Pf : poids frais de l'échantillon.

Ps: poids sec l'échantillon.

T% : pourcentage en eau dans l'échantillon considéré (teneur en eau).

La teneur en eau sur nos échantillons est de **68 %**.

3.4) Analyses statistiques :

Les résultats des différents paramètres sont représentées par la moyenne \pm erreur standard (moyenne \pm SE).

3.4.1) Test ANOVA :

Tous les paramètres mesurés chez les macro- -algues « Ulve et Coralline » ont été testés en utilisant l'analyse de variance (ANOVA) afin d'analyser les effets des facteurs "site" et "saison" et l'interaction entre les deux facteurs ("site x saisons").

Les différences significatives ont été établies au niveau $p < 0,05$ selon le test de Duncan pour la comparaison multiple entre les variations des moyennes annuelles et saisonnières des différents paramètres.

Chapitre IV:

Résultats et discussion

Introduction :

Après les analyses, il convient de présenter les résultats de telle façon qu'ils soient facilement exploitables pour déterminer le niveau de la pollution marine des différentes zones d'études du littoral ouest algérien. Il est également présenté, dans ce qui suit l'interprétation des résultats obtenus pour chaque paramètre analysé.

I-Résultats des caractéristiques physico-chimiques et métalliques des eaux :

1) Qualité physico-chimiques des eaux :

La totalité des facteurs abiotiques ou environnementaux appelés encore paramètres de qualité générale de l'eau ont été mesurés dans cette étude. Ils nous permettent d'identifier la nature des masses d'eaux dans les différents sites côtiers.

Au vu de nos résultats, il s'avère que la température de l'eau relevée aux différents sites d'études montre des variations liées principalement aux oscillations saisonnières de la température de l'air qui dépend du climat de type méditerranéen. En effet, les températures maximales des eaux usées $30^{\circ}\text{C} \pm 5,38$ sont enregistrées au niveau du port d'Arzew (S1) et port d'Oran (S2). Pour l'eau de mer la valeur maximale $29^{\circ}\text{C} \pm 6,02$ est enregistrée au niveau du port d'Arzew. Ces valeurs coïncident avec la saison d'été et les valeurs minimales $16^{\circ}\text{C} \pm 5,91$ au port d'Oran (S2) et $17^{\circ}\text{C} \pm 6,27$ au niveau (S3) sont enregistrées pendant la saison hivernale, (Cf. Figure 44 et 45).

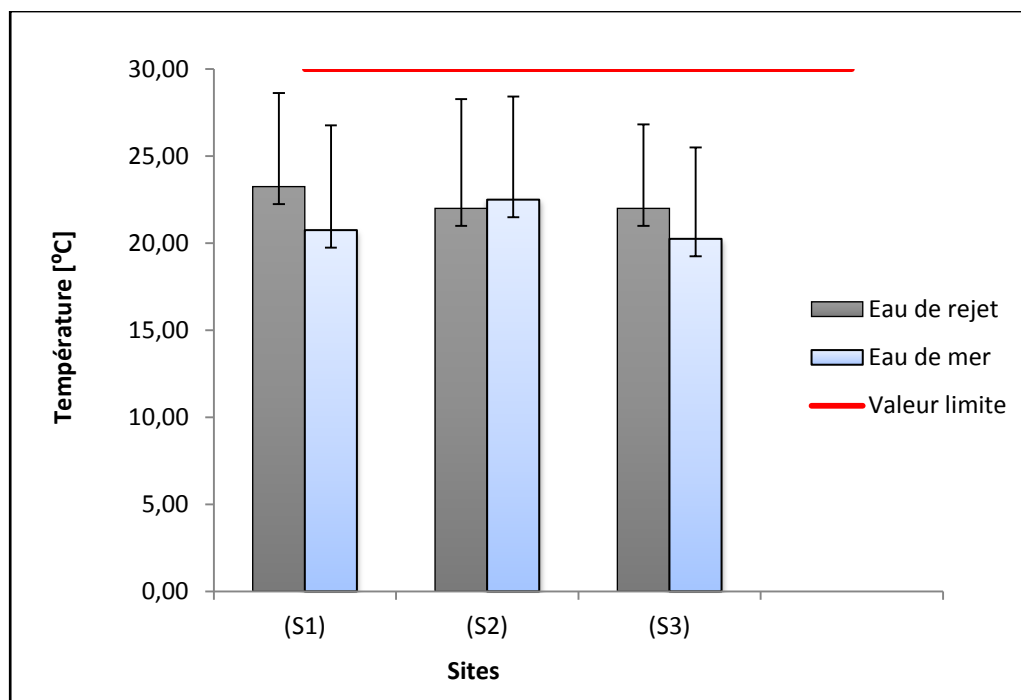


Figure 44 : Variations annuelles de la température des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

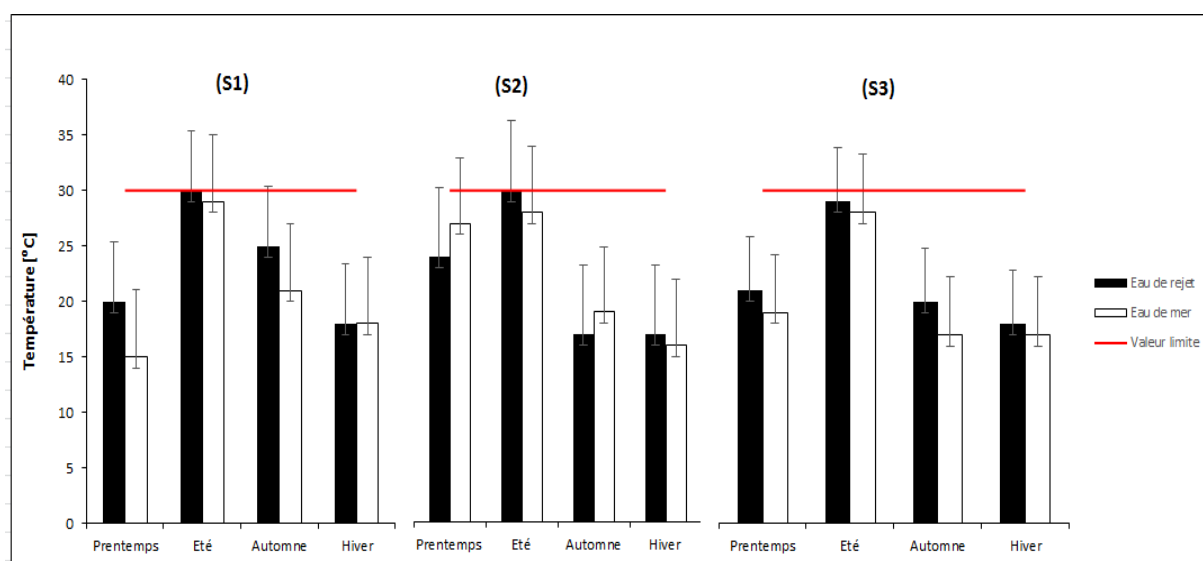


Figure 45 : Variations saisonnières de la température des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Les valeurs des moyennes saisonnières du pH des eaux varient entre $7,02 \pm 0,03$, valeur minimale de l'eau de mer enregistrée à Madagh (S3) et $8,6 \pm 0,54$, valeur maximale enregistrée dans l'effluent du port d'Arzew (S1). Les mesures du pH relevées dans les trois sites indiquent un milieu récepteur possédant un équilibre en

système de gaz carbonique (CO_2) analogue à celui de l'océan mondial et dont le potentiel d'hydrogène fluctue autour de 6.88 et 8.89, (Cf. Figure 46 et 47).

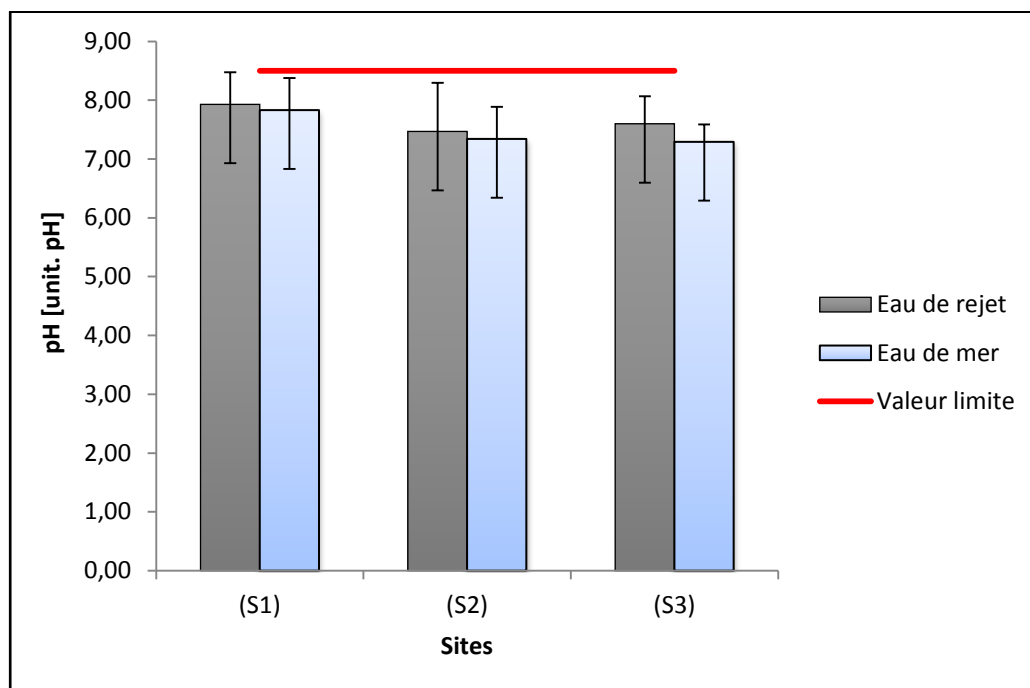


Figure 46 Variations annuelles du pH des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

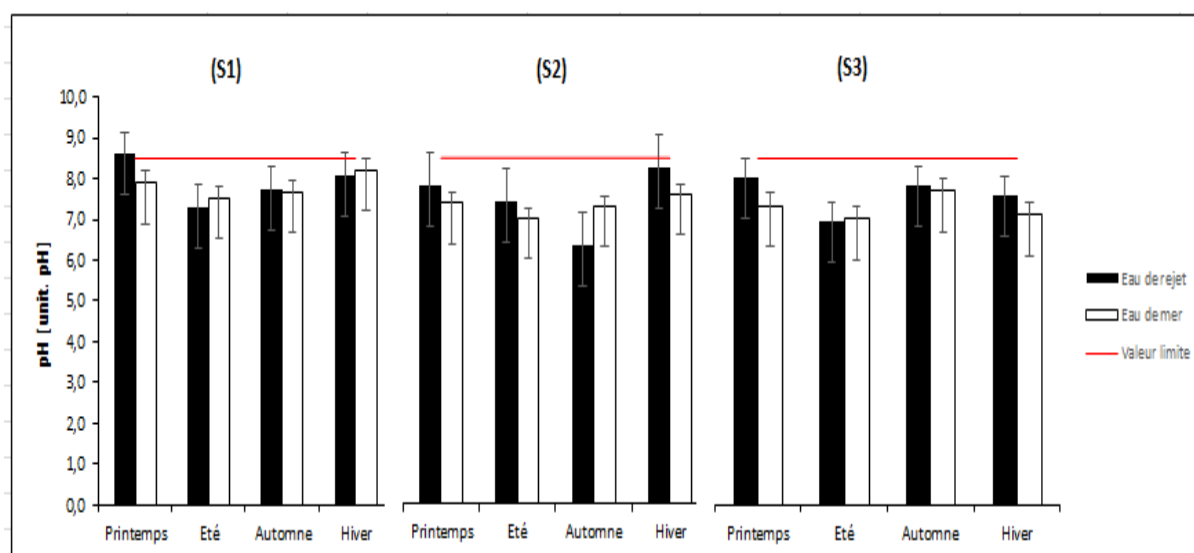


Figure 47 : Variations saisonnières du pH des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Les valeurs moyennes l'oxygène dissous des eaux usées et eau de mer sont inférieures à $6,5 \pm 1,67$ mg/l et sont très faibles pendant toute la période d'étude

surtout au niveau des deux sites : Arzew (S1) et port d'Oran (S2), dont la valeur minimale est de 0,12 mg/l enregistrée au port d'Oran (S2), (Cf. Figure 48 et 49).

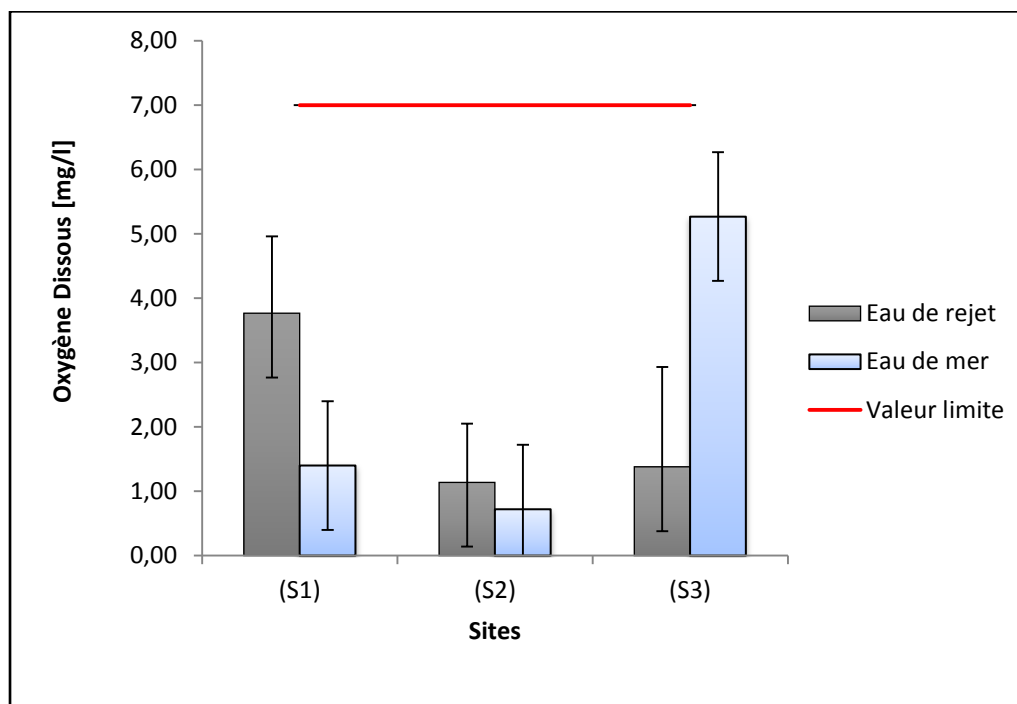


Figure 48 : Variations annuelles de l'oxygène dissous des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

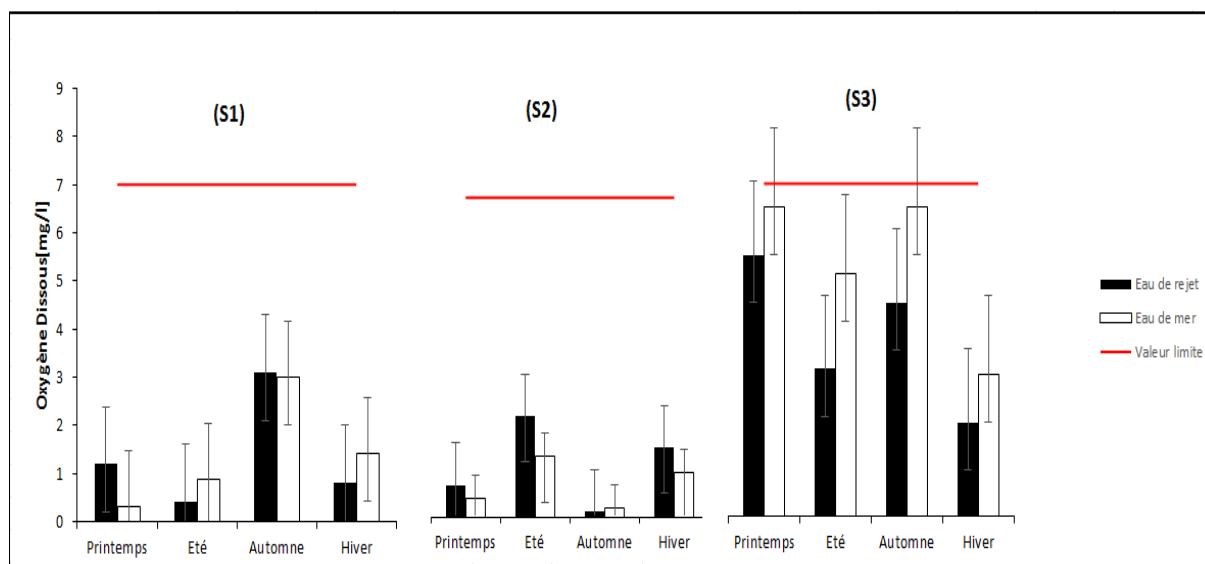


Figure 49 : Variations saisonnières de l'oxygène dissous des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Au niveau des trois sites, la salinité des échantillons des eaux prélevées au niveau des effluents urbains est relativement faible, elle oscille entre $17 \pm 4,51$ et $29,53 \pm 4,15\text{‰}$. Ces moyennes faibles, sont dues à la grande masse d'eau douce mobilisée et utilisée puis expulsée vers le littoral, (Cf. Figure 50 et 51).

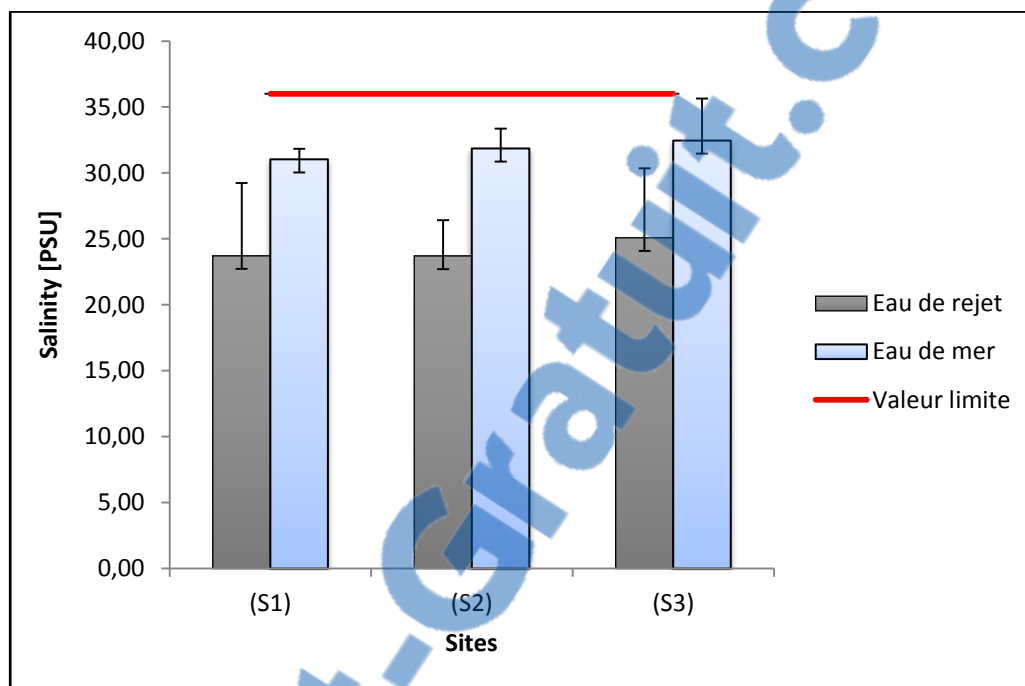


Figure 50 : Variations annuelles de la salinité des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

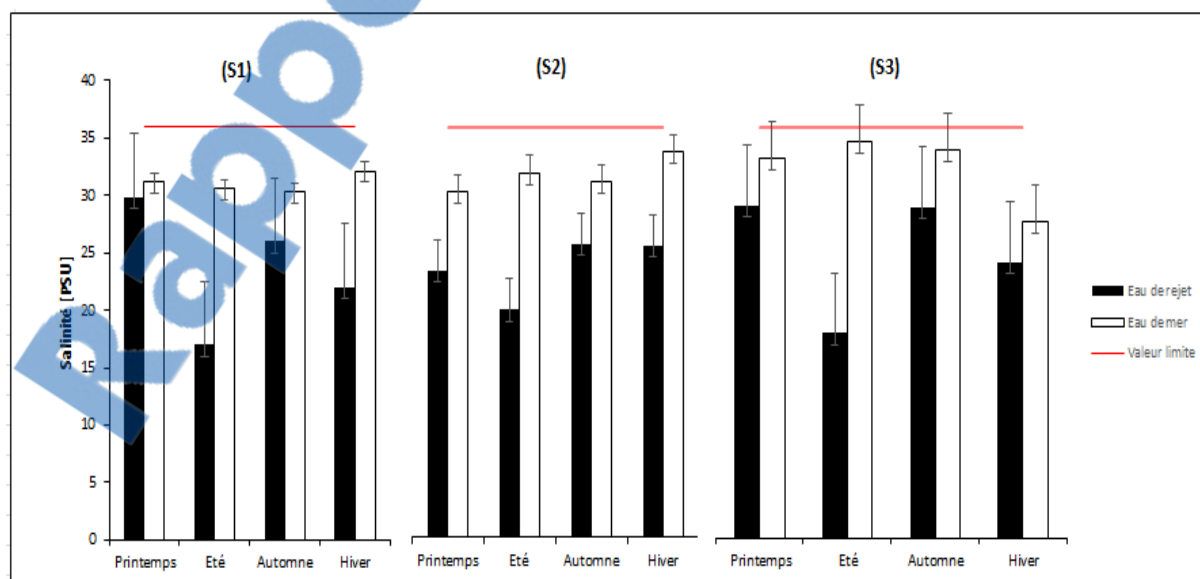


Figure 51: Variations saisonnières de la salinité des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Les normes internationales exigées, depuis 1993, pour les rejets d'eaux usées (ménagers, industriels et agricoles), recommande l'obligation de produire un émissaire dont les caractéristiques doivent impérativement correspondre à la limite maximale ($M.E.S < 35 \text{ mg O}_2 / \text{l}$). Mais les eaux de rejets et eau de mer des régions étudiées présentent des valeurs très importantes de la matière en suspension qui dépassent largement les normes et ceci durant toutes les saisons : elles sont comprises entre $114 \pm 780,29$ et $1440 \pm 610,27 \text{ mg/l}$. Pour les échantillons d'eau de mer, les analyses effectuées montrent que la concentration des matières en suspensions varie entre $78 \pm 225,72$ valeur minimale enregistrée au niveau du site (S3) durant la saison automnale et $1988 \pm 780,29 \text{ mg/l}$ comme valeur maximale enregistrée au niveau du site (S2) dans la saison d'été, (Cf. Figure 52 et 53).

La comparaison entre les valeurs obtenues au niveau des eaux de rejets et celle des eaux de mer montrent que les eaux usées contiennent des concentrations en matières en suspensions supérieures à celle trouvées dans l'eau de mer.

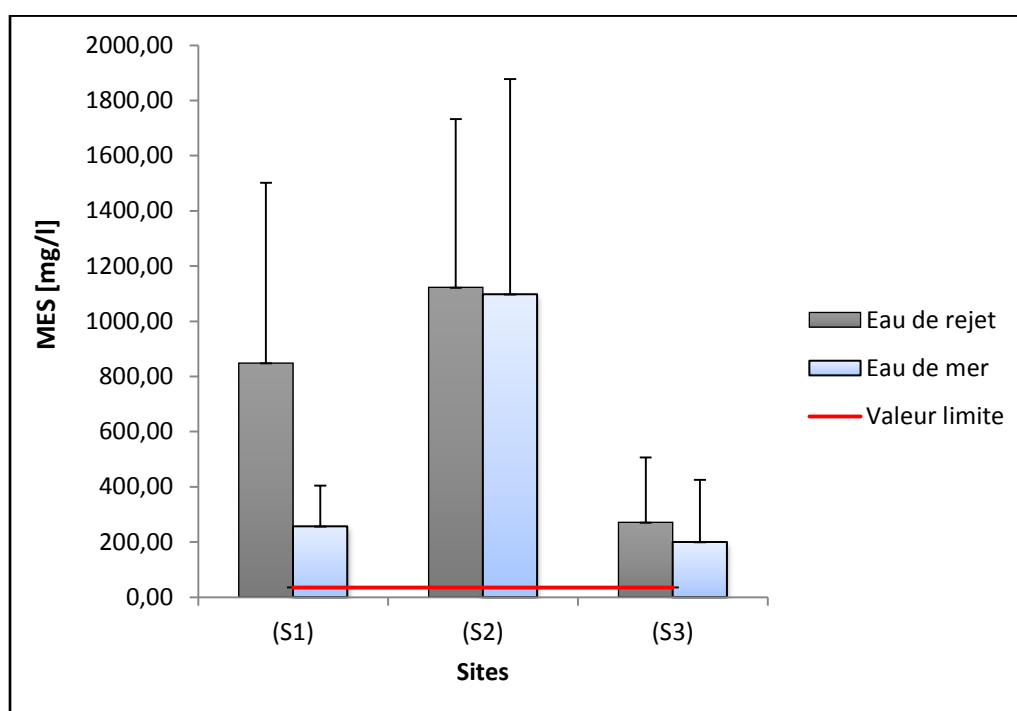


Figure 52 : Variations annuelles des teneurs en matières en suspensions des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

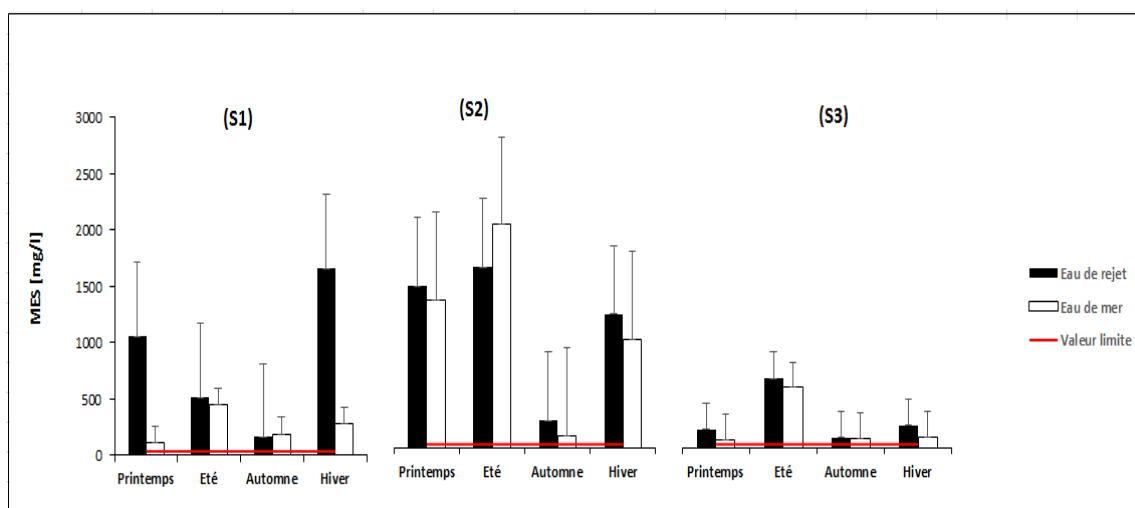


Figure 53 : Variations saisonnières de la matière en suspension des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Nous enregistrons des valeurs plus fortes de la demande chimique en oxygène (DCO) au niveau des eaux usées des sites étudiés. Ces derniers varient entre $330 \pm 158,01$ et $2375 \pm 900,21$ mg/l, considérée comme la valeur la plus forte enregistrée au niveau du port d'Oran en été. Pour l'analyse de l'eau de mer nous enregistrons des concentrations de $130 \pm 158,53$ mg/l avec un pic de $2944 \pm 900,21$ mg/l au niveau du port d'Oran durant la saison estivale, (Cf. Figure 54 et 55).

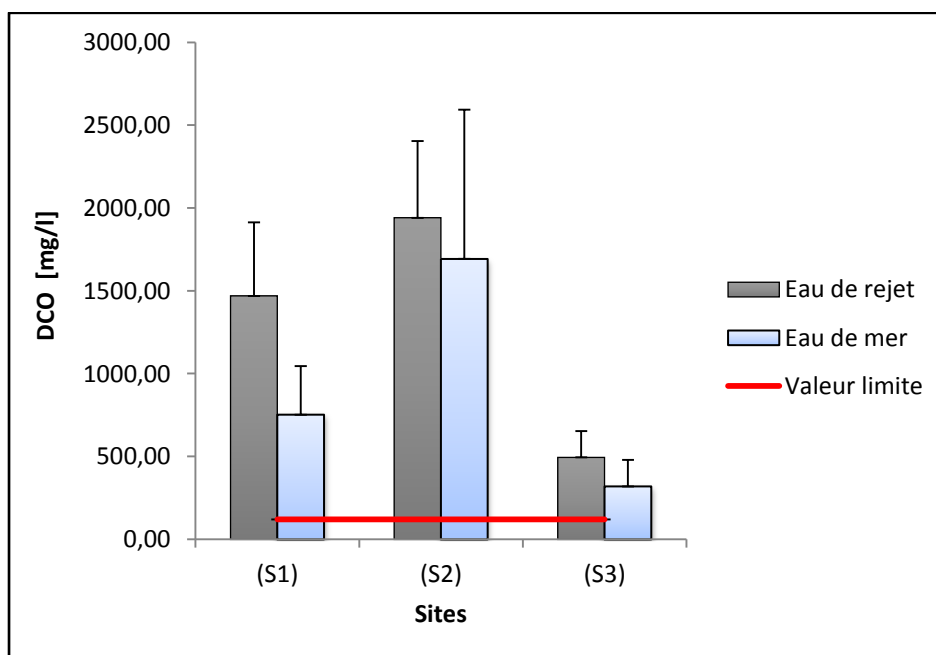


Figure 54 : Variations annuelles des teneurs en matières en suspensions des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

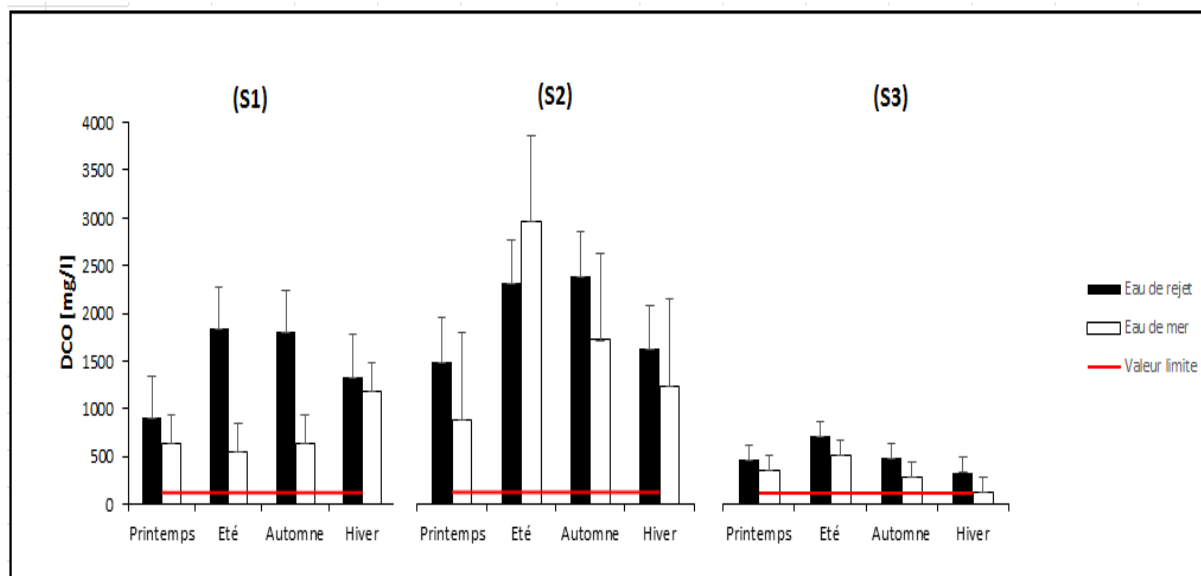


Figure 55 : Variations saisonnières de la demande chimique en oxygène des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Les teneurs de la demande biochimique en oxygène (DBO_5) dans les eaux usées et l'eau de mer révèlent des concentrations élevées. Les plus importantes en été au niveau des sites (S1) et (S2) et en printemps pour le site (S3), (Cf. Figure 56 et 57).

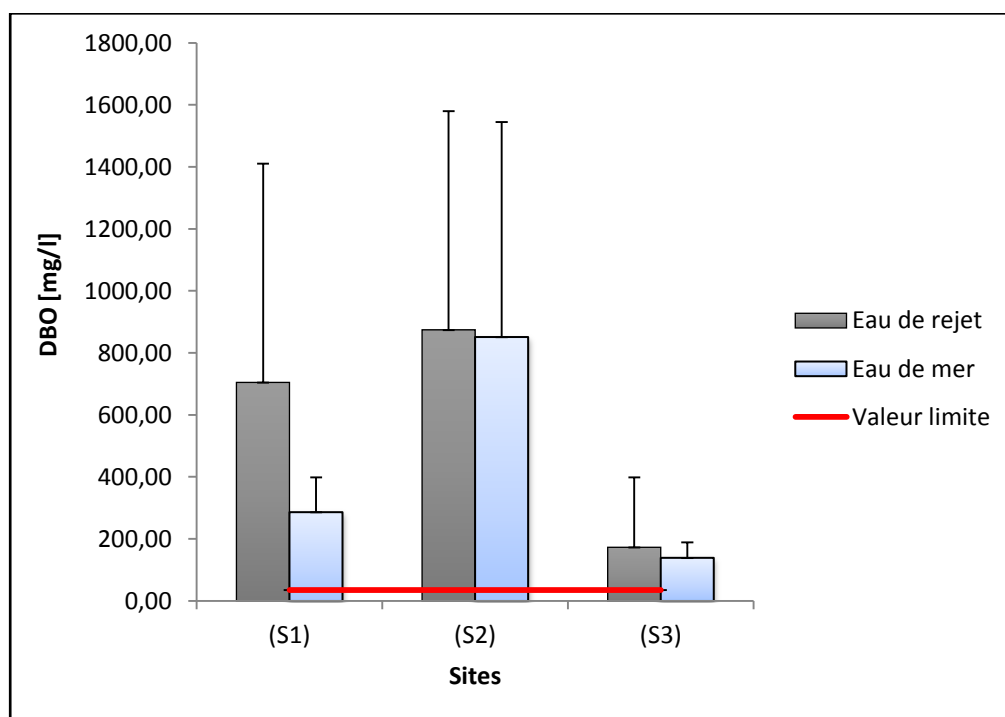


Figure 56 : Variations annuelles de la demande biochimique en oxygène des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

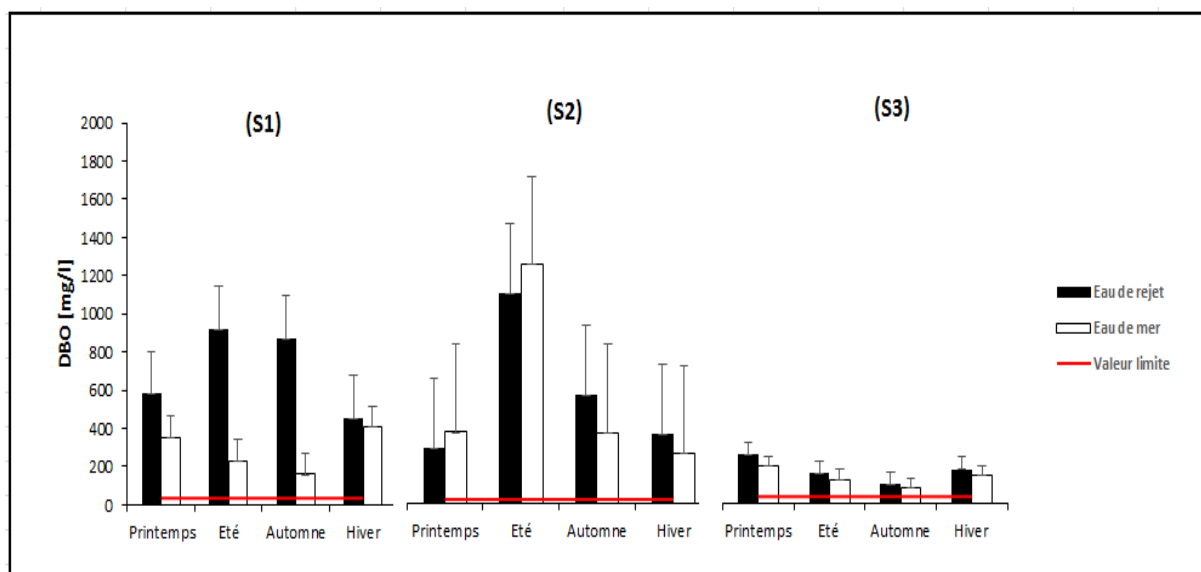


Figure 57 : Variations saisonnières de demande biochimique en oxygène des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Le rapport de la biodégradabilité concerne le rapport COD/BOD, ceci nous permet d'apprécier la dérivabilité et la biodégradabilité de la matière organique et sa nature, (Cf. Tableau 9 et les figure 58 ,59).

Tableau 9 : Echelle de biodégradabilité

DCO/DBO ₅	Degré de biodégradabilité
=1	Faible
1.5 à 2	Moyenne
2.5 à 4	Forte

Les valeurs du rapport de biodégradabilité dans les zones étudiées sont dans la 3^{ème} classe ce qui signifie qu'il y'a une forte biodégradabilité et que la matière organique est biodégradable.

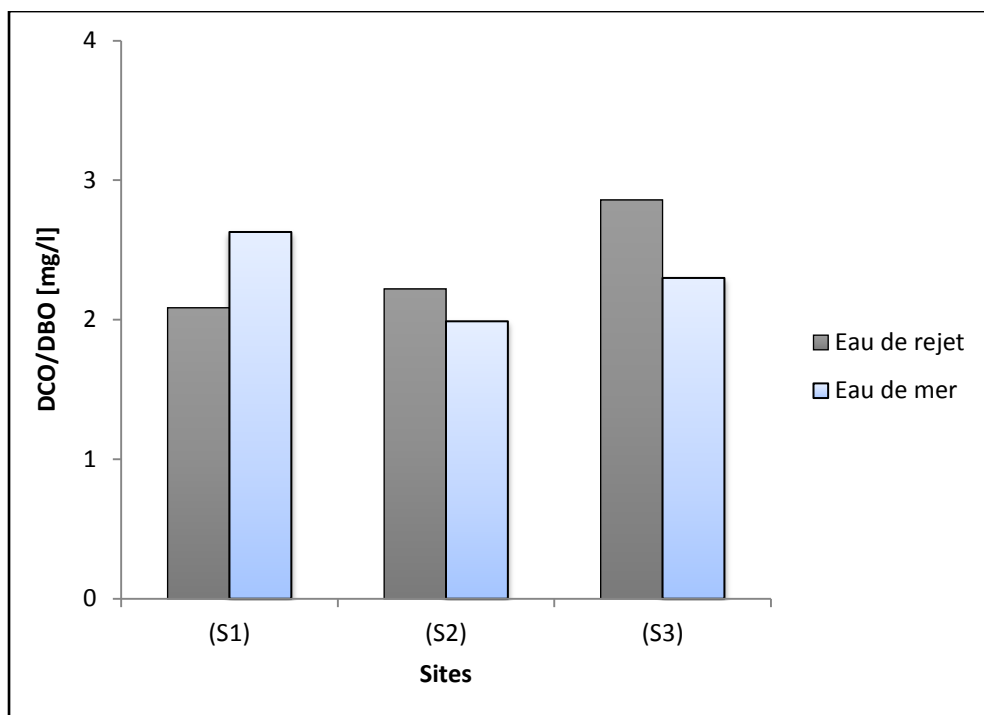


Figure 58 : Variations annuelles du rapport de la biodégradabilité des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

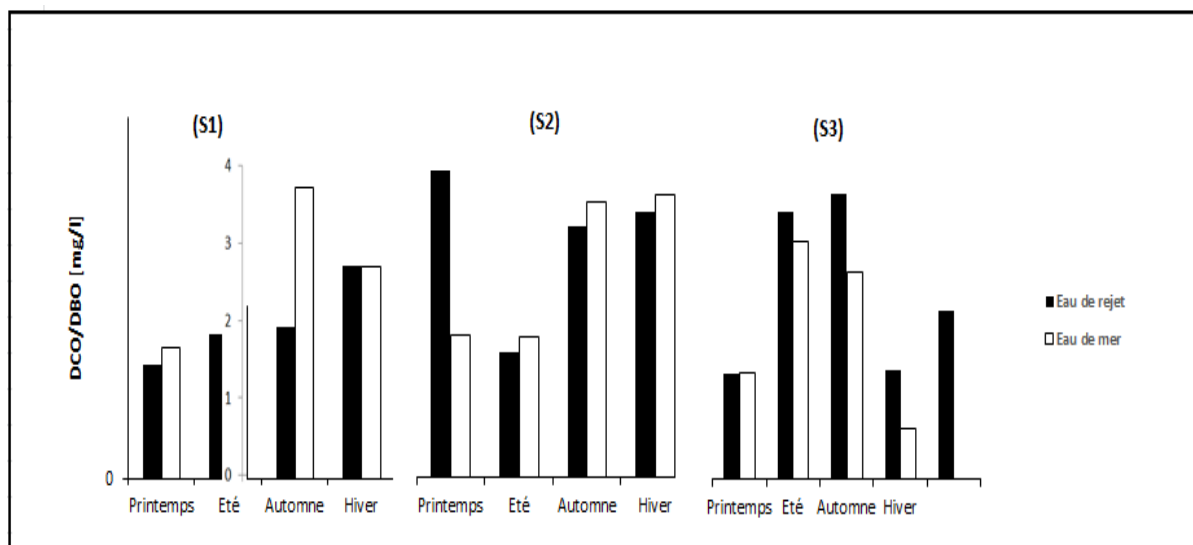


Figure 59 : Variations saisonnières du degré de la biodégradabilité des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Les teneurs en nitrites (NO_2^-) sont faibles et ne dépassent pas $0,15 \pm 0,04$ mg/l dans les sites (S1) et (S2) durant toutes les saisons à l'exception du (S3), où nous enregistrons la plus forte teneur $0,24 \pm 0,04$ mg/l pendant la saison printanière, (Cf. Figure 60 et 61).

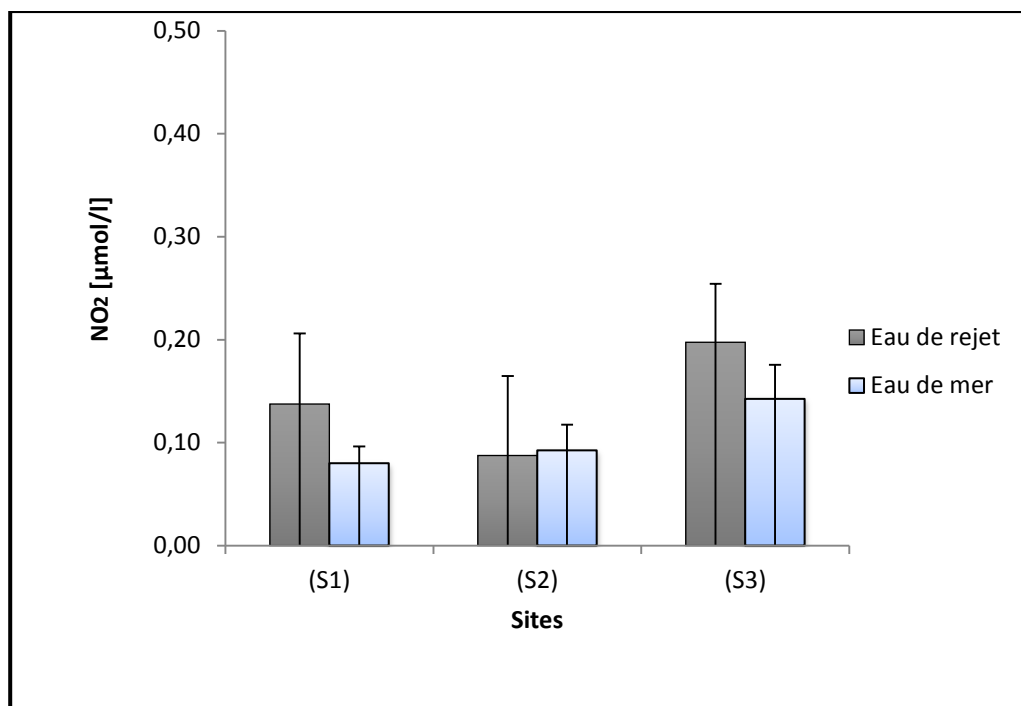


Figure 60 Variations annuelles des teneurs en nitrites des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

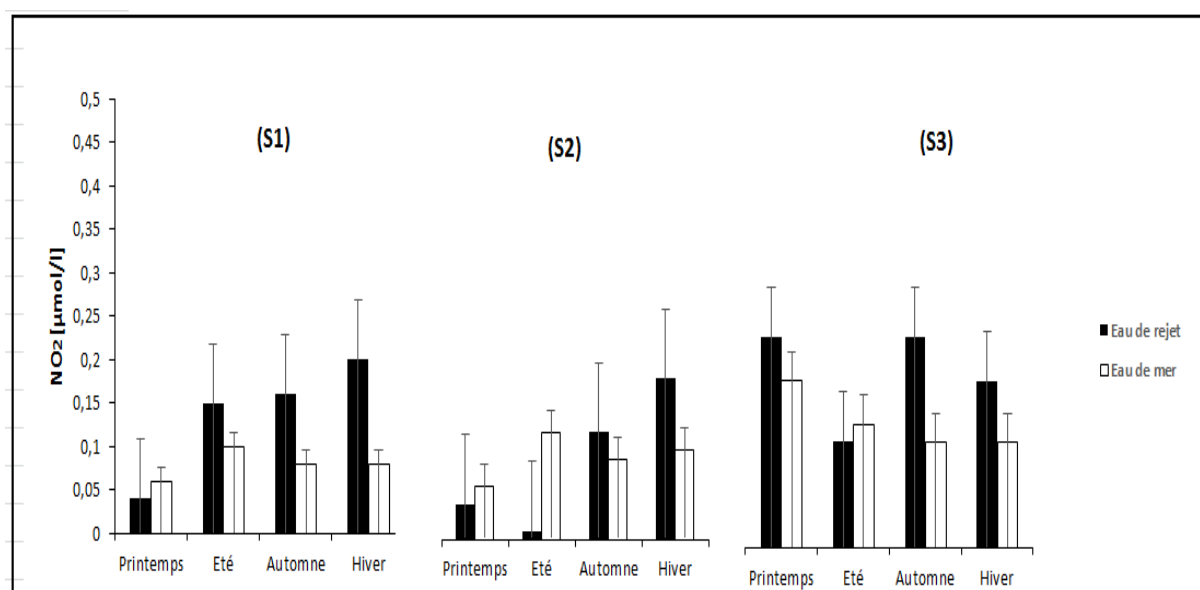


Figure 61 : Variations saisonnières des teneurs en nitrites des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Les valeurs des éléments nutritifs montrent que les teneurs en nitrates (NO_3^-) au niveau du site (S3) restent stables durant toutes les saisons $3,12 \pm 0,50$ mg/l et $3,54 \pm 0,50$ mg/l pour les eaux de rejets. En revanche, nous enregistrons de fortes teneurs avec un pic pendant la période d'été. Par ailleurs nous remarquons des teneurs plus

faibles au niveau du (S1) et (S2) avec une valeur maximale enregistrée au niveau du (S2) $2,24 \pm 1,60$ mg/l en été, (Cf. Figure 62 et 63).

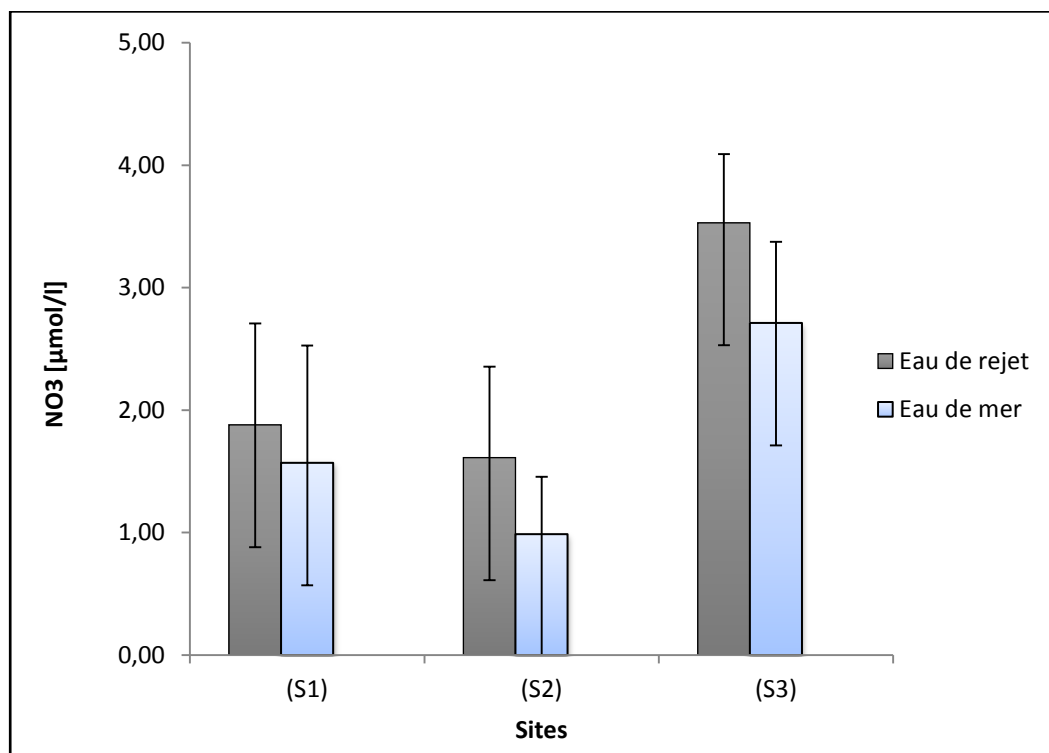


Figure 62 : Variations annuelles des teneurs en nitrates des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

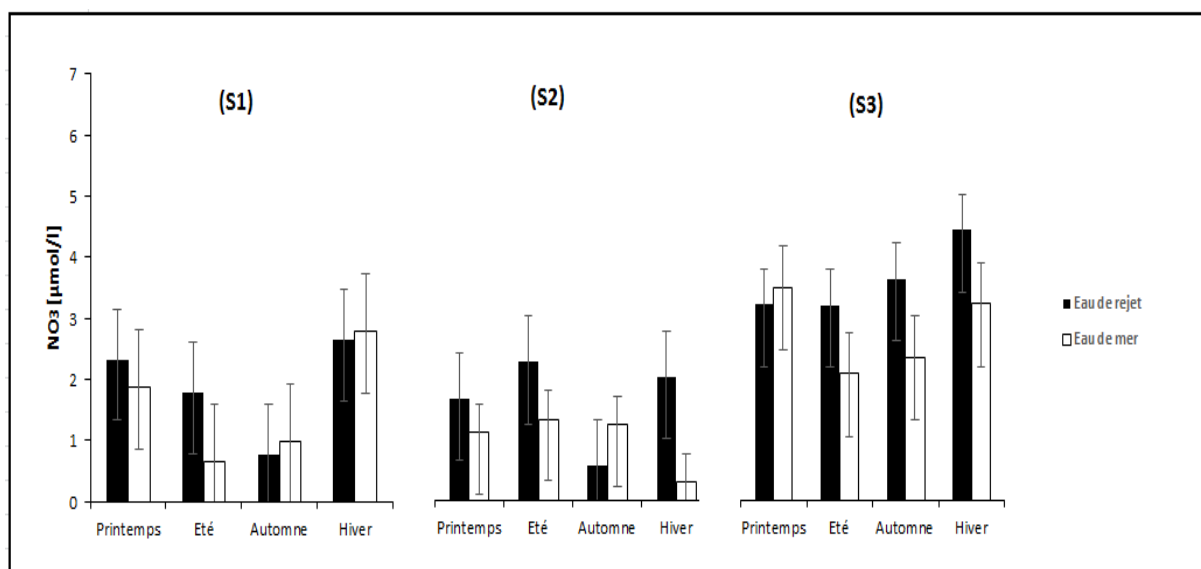


Figure 63 : Variations saisonnières des teneurs en nitrates des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Les résultats obtenus des analyses de l'ammonium (NH_4) montrent des valeurs faibles dans l'eau de mer enregistrées dans tous les sites ne dépassant pas $3,5 \pm 1,12$ mg/l pendant toutes les saisons. Mais de fortes concentrations sont enregistrées dans les eaux de rejets avec un pic hivernal $26 \pm 8,35$ mg/l et $25 \pm 8,02$ mg/l respectivement au niveau du site (S1) et (S3), (Cf. Figure 64 et 65).

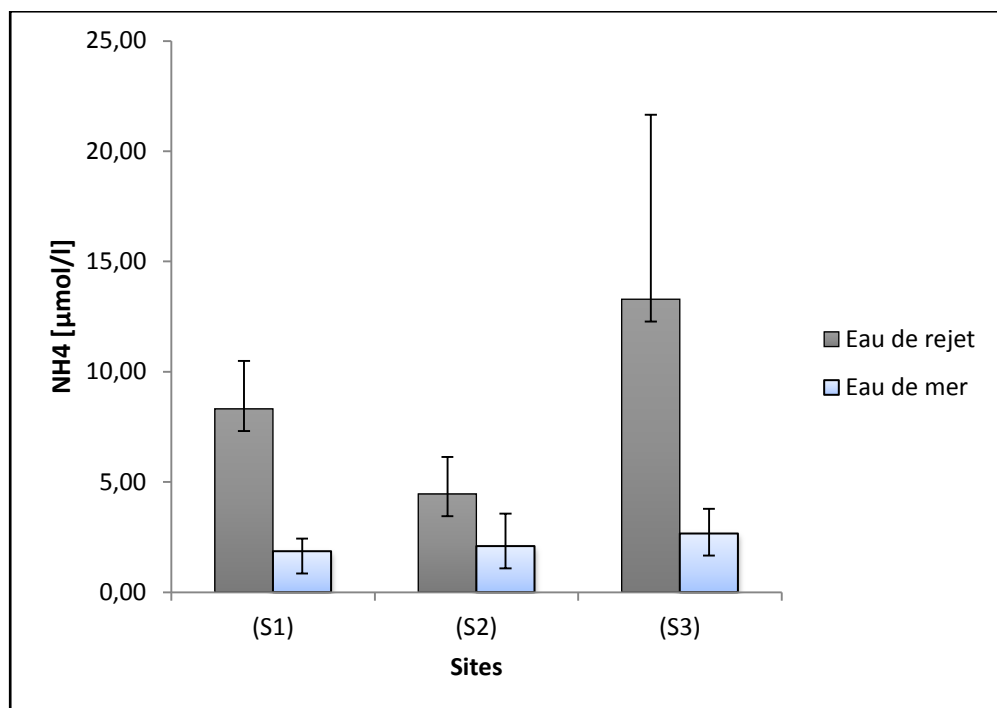


Figure 64 : Variations annuelles des teneurs en ammonium des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

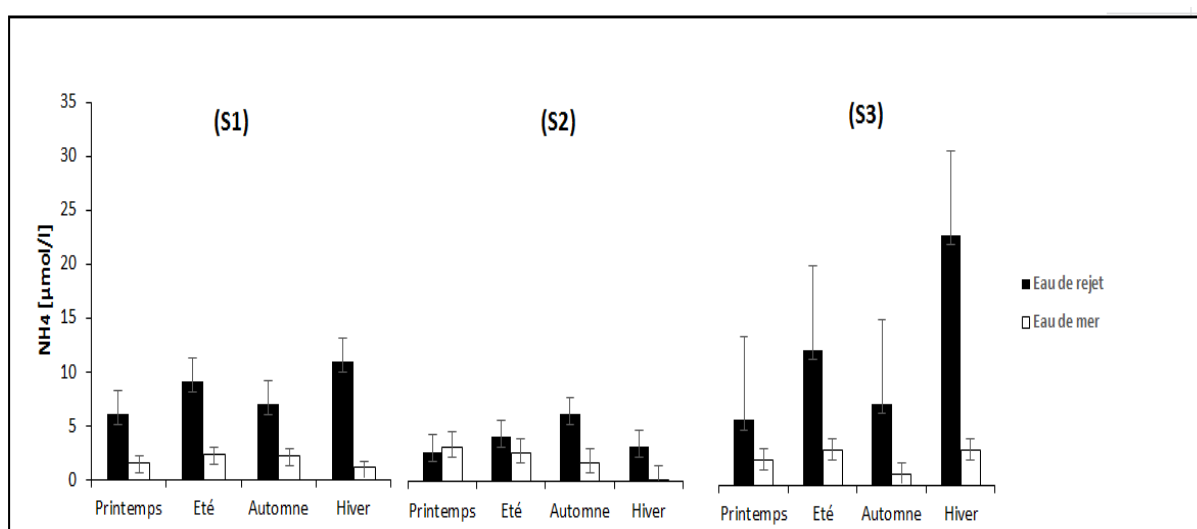


Figure 65 : Variations saisonnières des teneurs en ammonium des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Nous remarquons des teneurs inférieures aux normes 10 mg/l (JORA, 2006) durant toute l'année et toutes les saisons au niveau du site (S3) pour le phosphore total. Par contre nous avons obtenus des valeurs supérieures au niveau des autres sites (S1) et (S2) pendant toute l'année avec un pic dans la saison d'été pour les effluents urbains et eau de mer, (Cf. Figure 66 et 67).

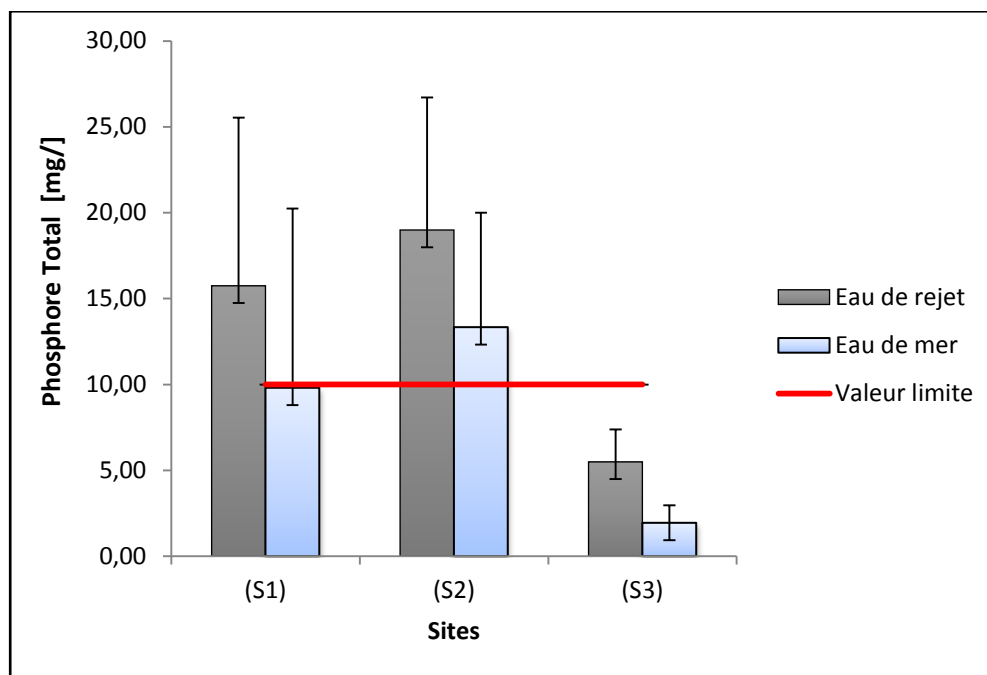


Figure 66 : Variations annuelles des teneurs en phosphore total des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=12)

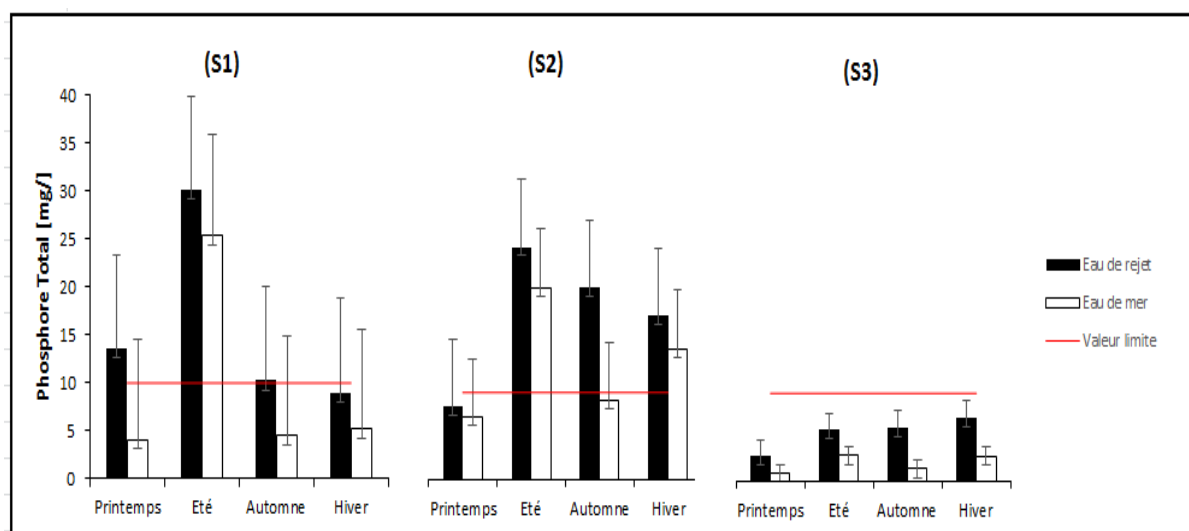


Figure 67 : Variations saisonnières des teneurs en phosphore total des eaux de rejets et eaux de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Discussion :

La qualité physico-chimique du biotope joue un rôle très important dans la détermination de la qualité biologique et le degré de pollution du milieu aquatique. Ainsi qu'un rôle important dans le comportement des métaux à tous les niveaux (eau, matières en suspension, sédiment). En effet, ils gouvernent les phénomènes d'adsorption et de désorption ou de précipitation des oligo-éléments métalliques. En outre, la dynamique physico-chimique permet de comprendre l'interaction des métaux avec leurs supports (particules argileuses et organiques) qui présentent une grande interface solide liquide (**Jaffe et Walters, 1977; Benemessaoud, 2007**).

En effet, la côte occidentale algérienne est relativement polluée. Toutes les espèces indicatrices, qu'elles soient benthiques ou pélagiques, présentent des concentrations variables suivant les individus et les sites de prélèvement (**Boutiba et al., 2003**). Cette pollution est la combinaison de plusieurs facteurs, mais les rejets des eaux usées non traitées représentent le facteur le plus important. Plus de 90 millions de mètres cubes d'eaux usées se déversent annuellement sur les côtes du littoral (**Hamel et Fekir, 2011**).

Plusieurs auteurs (**Grimes et Bakalem, 1993; Grimes et Boudjakdji, 1996; Boutiba et al., 2003 ; Grimes et al., 2010**) ont montré une pollution croissante dans l'ensemble du littoral algérien, en particulier dans les zones côtières des grandes villes à l'instar du littoral oranais.

Les valeurs de la température des eaux usées enregistrées sont inférieures à 30°C considérée comme valeur limite de rejet direct dans le milieu récepteur. En revanche l'augmentation de la température s'explique par l'apparition de fronts thermiques due à un brusque réchauffement des eaux superficielles conjuguées aux conditions météorologiques rudes en début de saison chaude.

Lors d'une consommation supérieure par rapport à la production, il y'a un déficit en oxygène, ceci est essentiellement provoqué par : l'oxydation de la matière organique par les bactéries, oxydation des composés chimiques rejetés par les activités industrielles, et la forte teneur en matière en suspension ; cette dernière empêche la pénétration de la lumière, facteur limitant pour ce processus. Ce cas-là coïncide avec nos résultats où on a enregistré une faible teneur. Ainsi que ces valeurs faibles de l'oxygène dissous favorisant le développement des germes pathogènes.

Les matières en suspension représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles sont en fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, du régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets**(RODIER, 1984)**. Les teneurs élevées en matières en suspension peuvent être considérées comme une forme de pollution. Une telle hausse peut entraîner aussi un réchauffement de l'eau, lequel aura pour effet de déduire la qualité de l'habitat pour les organismes **(Hebert et Legre, 2000)**.

La norme internationale exigée pour la DBO₅ à 5 jours ne doit pas dépasser dans les rejets d'émissaires, la limite maximale pour les :

* *Zones littorales dites normales* ➡ DBO₅ < 35 mg/l.

* *Zones littorales dites sensibles* ➡ DBO₅ < 15 mg/l. (OMS. PNUE, 1995).

A la base de ces données, nous remarquerons que tous les échantillons des eaux usées et l'eau de mer dépassant largement la valeur normative.

La grande partie du phosphore organique provient pour 50 à 70% des détergents (lessives) et pour 30 à 50% des matières organiques d'origine humaine c'est à dire des déchets du métabolisme des protéines et de son élimination sous forme de phosphates dans les urines par l'homme. **(Florentz, 1982)**. **Buttler et al., 1995** a dressé une synthèse de l'origine de la charge polluante de quelques eaux domestiques en concluant que les lessives apportent plus de la moitié du phosphore contenu dans ces eaux.

Selon le tableau 10 nous remarquons que la qualité des eaux des sites étudiés possède une pollution très importante. Cette classification est basée sur les résultats obtenus des paramètres physico-chimiques analysés.

Tableau 10 : Evaluation de la qualité d'eau (IFREMER, 2002)

Etat de la pollution	O ₂ dissous (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DCO (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	Phosphore total (mg/l)	Coliformes fécaux (par 100ml)
Absente	> 7	< 3	< 20	< 0,1	< 0,1	< 20
Pollution modérée	7 – 5	3 – 5	20 – 25	0,1 – 0,5	0,1 – 0,3	20 – 2000
Pollution nette	5 – 3	5 – 10	25 – 40	0,5 – 2	0,3 – 0,5	2000 – 20000
Pollution importante	3 – 1	10 – 25	40 – 80	2 – 8	0,5 – 3	> 20000
Pollution très importante	< 1	> 25	> 80	> 8	> 3	-

L'Algérie dispose un littoral qui est soumis à des pressions anthropiques ont conduit à la dégradation des écosystèmes littoraux , dans ce contexte plusieurs travaux ont été réalisé (Cf. Figure 68) afin d'évaluer l'état de la pollution marine

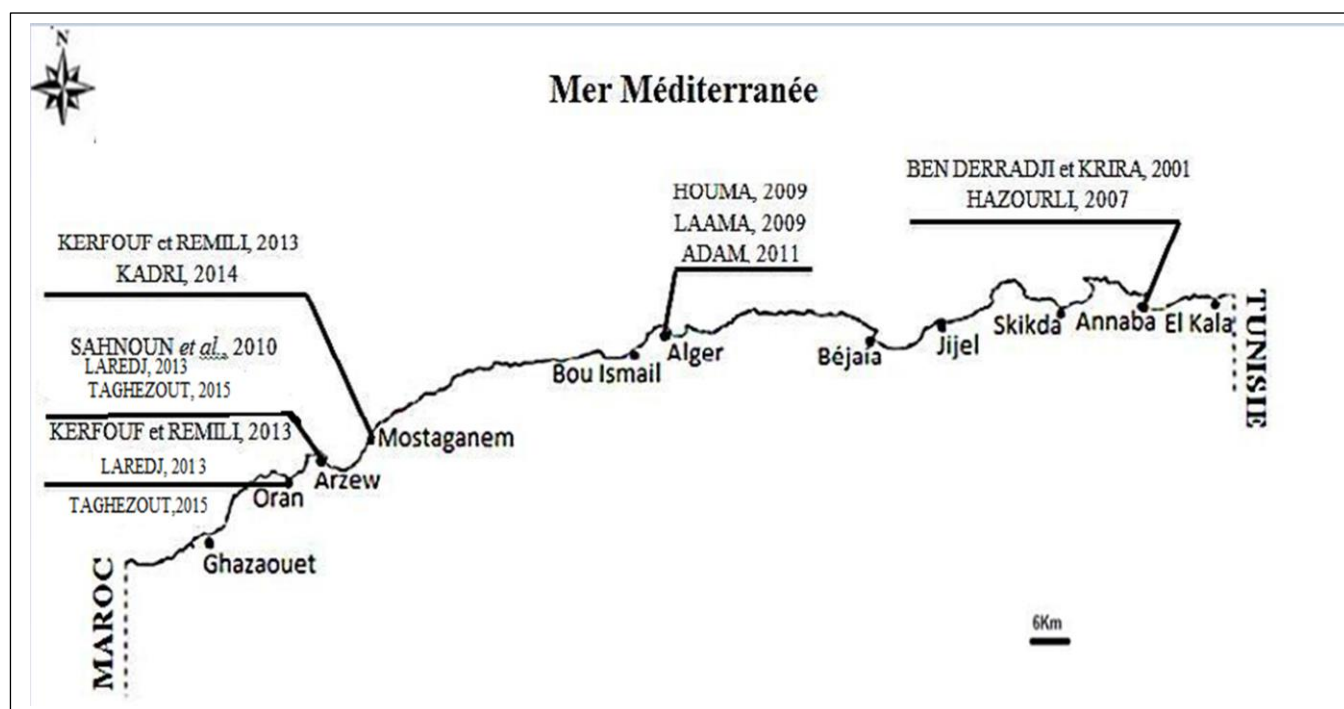


Figure 68 : Synthèse des travaux réalisés sur l'évaluation de l'état de la pollution marine sur le littoral algérien entre 2001 et 2015

❖ Annaba : qui est une région considérée comme l'espace le plus industrialisé dans l'Est algérien. Les eaux de surface sont polluées par les déversement industriels non traités (**Ben derradji et Krira 2001**).

Les travaux de (**Ben derradji et Krira 2001**) (Cf. Figure 69) , montrent des valeurs non négligeables de la DCO et DBO mesurés au niveau des eaux usées déversées directement dans le milieu marin .

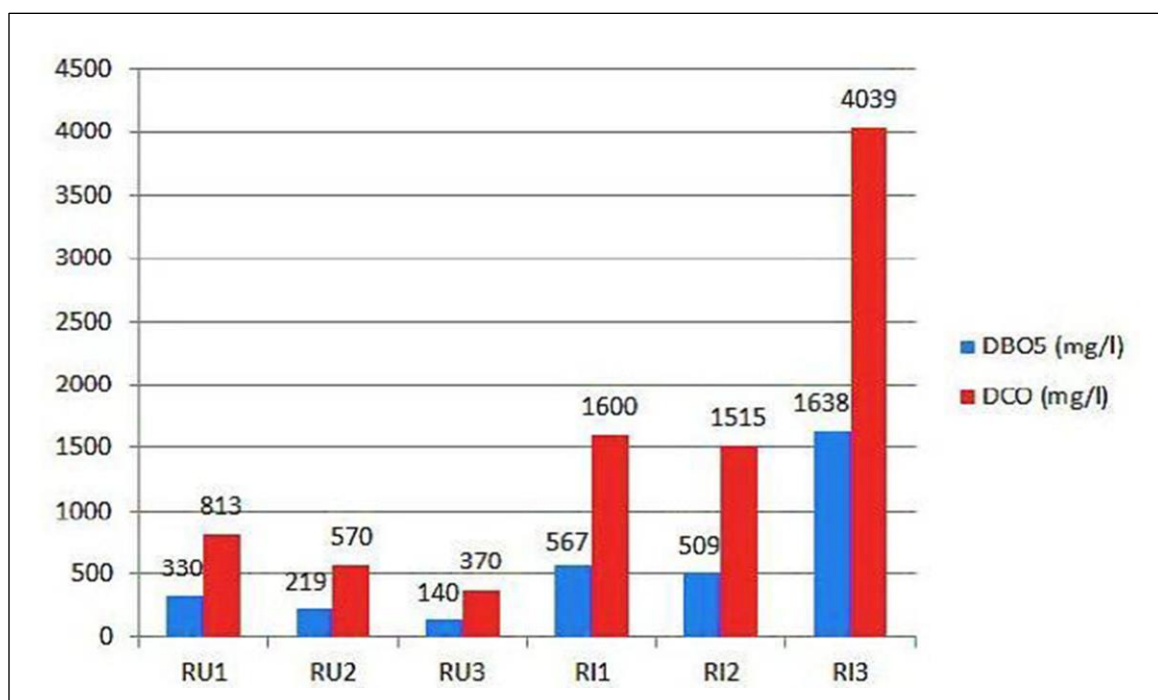


Figure 69 : Concentrations des polluants au niveau d'Annaba
(**Ben derradji et Krira 2001**)

❖ La ville d'Alger est très urbanisée, ainsi que la majorité des usines sont concentrés dans les zones de (le port d'Alger et Rouiba et réghaia...etc). Cette zone est principalement contaminée par différents sources de pollution et soumise à plusieurs types de rejets urbains, industriels et pétroliers (**Bachari Houma, 2009**).

Selon les résultats obtenues par (**LAAMA 2009**) (Cf. Figure 70), concernant l'analyses des échantillons d'eau de mer prélevés au niveau du port d'Alger, signifient des valeurs élevées en matières en suspension, par contre les concentraions de la DBO₅ ne dépassent pas les normes algériennes.

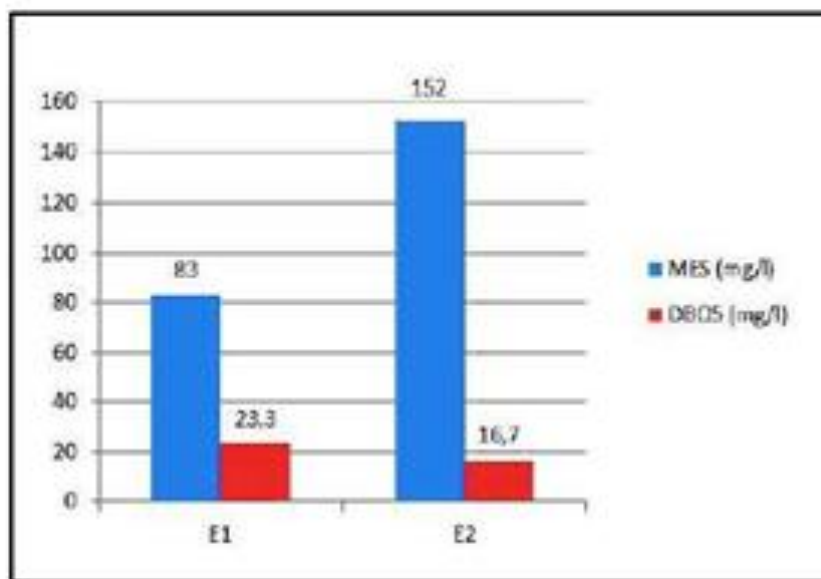


Figure 70 : La pollution au niveau du port d'Alger (LAAMA, 2009)

Plusieurs travaux sont réalisés dans le but d'évaluer le degré de la pollution marine par les eaux usées sur le long du littoral ouest algérien (**Sahnoun et al., 2010 ; Kerfouf et Remili, 2013 ; Laredj, 2013 ; Kadri, 2014 ; Taghezout, 2015**). Ces travaux ont confirmé que le littoral ouest algérien est pollué par les eaux usées rejetées sans aucun traitement préalable dans le milieu marin ce qui influe sur la qualité des eaux de baignade et sur la biodiversité et par conséquent, sur la santé humaine.

D'après (**Sahnoun et al., 2010**) les analyses effectuées sur des échantillons des eaux usées industrielles rejetées par la zone industrielle d'Arzew ont relevé des concentrations élevées des paramètres physico-chimiques notamment la DCO et DBO₅ et MES qui sont très loin des normes algériennes.

(**Kerfouf et Remili, 2013**) ont analysé les paramètres physico-chimiques ainsi que le dosage des métaux lourds dans des échantillons des eaux usées rejetées en mer sans traitement au niveau du littoral oranais et mostaganémois. Leurs résultats révèlent des teneurs élevées des paramètres physico-chimiques et par contre, les teneurs des métaux lourds sont dans l'intervalle des normes algériennes ce qui en accord avec nos résultats.

Plusieurs travaux ont été réalisés au niveau du laboratoire Réseau de Surveillance Environnementale LRSE, on peut citer parmi eux :

(**Said, 2006**) a effectué une étude sur la surveillance des tendances de la pollution au niveau du littoral occidental algérien par la mesure des paramètres

physico-chimiques des eaux usées. Les résultats obtenus sont élevés par rapport aux normes algériennes ce qui nécessitent un traitement préalable des effluents.

(Laredj, 2013) a analysé les effluents des eaux usées non traités déversés le long du littoral oranais. Selon les résultats obtenus, les rejets contiennent des teneurs très élevées des paramètres physico-chimiques surtout la DCO et la DBO₅ et MES (Cf. Figure 71), ce qui influe négativement sur les écosystèmes et la biodiversité marine.

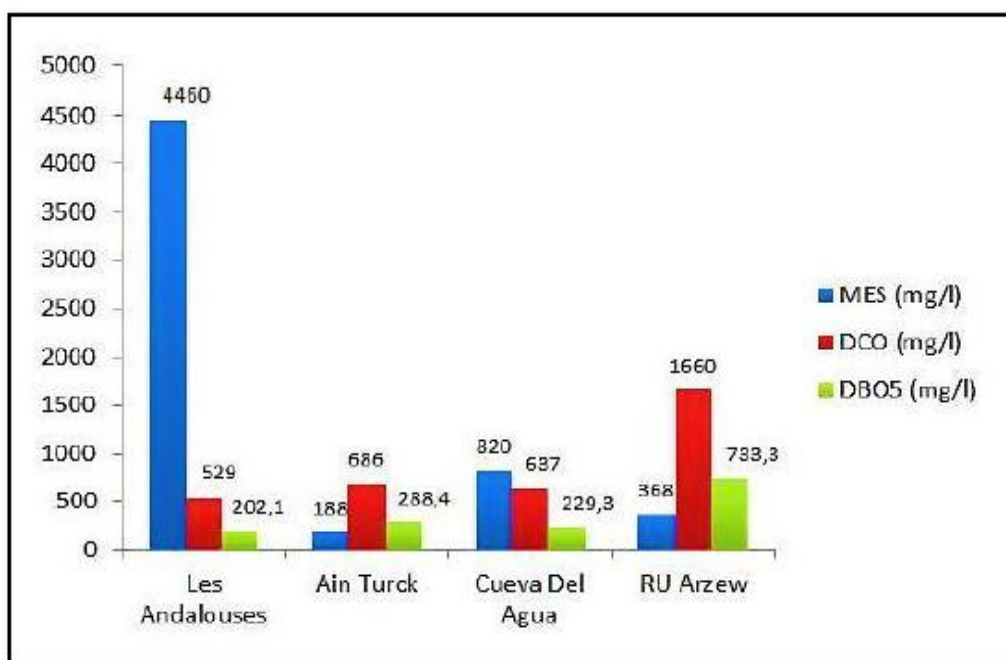


Figure 71 : Pollution marine par les rejets dans le littoral oranais (Laredj, 2013)

(Kadri, 2014) a analysé des échantillons d'eaux usées évacuées le long du littoral de Mostaganem. Les résultats obtenus révèlent des concentrations élevées des polluants au niveau des rejets étudiés.

(Teghezout, 2015) a effectué des analyses des paramètres physico-chimiques et métalliques des rejets d'eaux usées ainsi que l'eau de mer. Les teneurs des polluants sont élevées qui ont des impacts sur la qualité de l'eau de mer. Les valeurs obtenues dans cette étude sont loin des normes algériennes ce qui est en accord avec nos résultats.

Plusieurs travaux sont réalisés afin d'évaluer l'impact des rejets des eaux usées urbaines et industrielles sur le littoral marocain soit du côté méditerranéen ou du côté atlantique (Bouthir et al., 2006 ; Benyakhlef et al., 2006 ; Elkhokh et al., 2012) montrent des valeurs importantes de la pollution.

Selon les résultats obtenues par (Elkhokh et al., 2012) concernant l'analyse des rejets urbains déversés dans la rive atlantique marocain, les teneurs des paramètres indicateurs de pollution (Cf. Figure 72) sont très élevés et loin d'être négligeable.

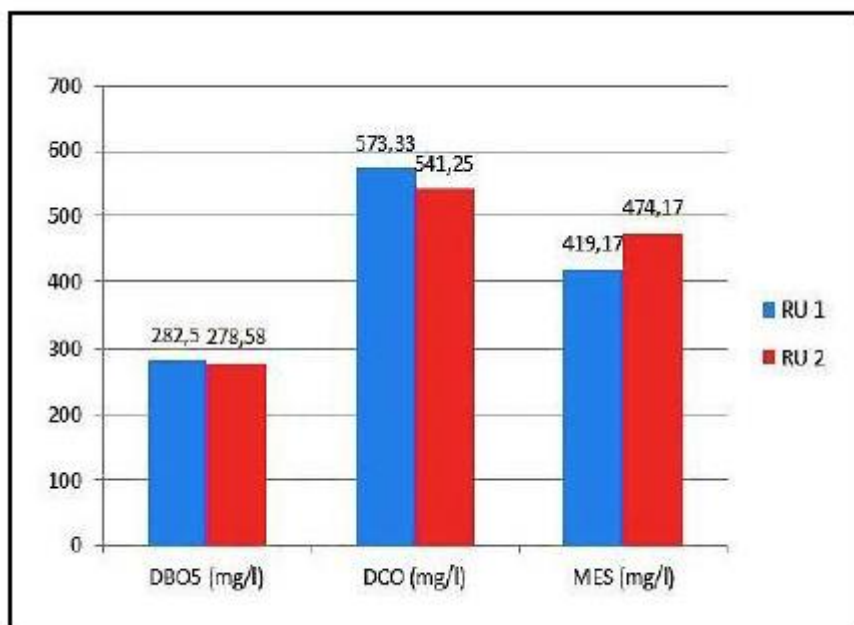


Figure 72 : Concentration des paramètres analysés au Maroc ((Elkhokh et al.,2012)

Ainsi qu'en Tunisie, le rapport publié par la société COMETE INGENEERING en 2003 (Cf. Tableau 11) regroupe les résultats des analyses effectués sur différents rejets des eaux usées déversées directement dans le milieu aquatique naturel sans aucun traitement. Ces résultats confirment le degré élevé de la pollution présente dans les rejets non traités. Le tableau ci-dessous représente les résultats de la DCO, DBO5 et MES d'un rejet du golfe de Bizerte .

Tableau 11 : Concentrations de la DCO DBO5 ET MES (Rapport de la COMETE INGENEERING en 2003)

Paramètre	DCO	DBO ₅	MES
Analyse du rejet	192	98	156

2) Résultats des analyses de la pollution métallique des eaux :

Pour les analyses du cadmium, les valeurs des effluents varient entre $0,0256 \pm 0,031$ mg/l valeur minimale enregistrée au niveau du site Madagh (S3) en hiver et $0,486 \pm 0,20$ mg/l valeur maximale enregistrée au niveau d'Arzew (S1) en automne, (Cf. Figure 73).

Les valeurs du cadmium pour les échantillons de l'eau de mer prélevés oscillent entre $0,012 \pm 0,02$ mg/l valeur minimale enregistrée au niveau du site Madagh (S3) en automne et $0,144 \pm 0,026$ mg/l valeur maximale enregistrée en niveau du port d'Oran en été, (Cf. Figure 73).

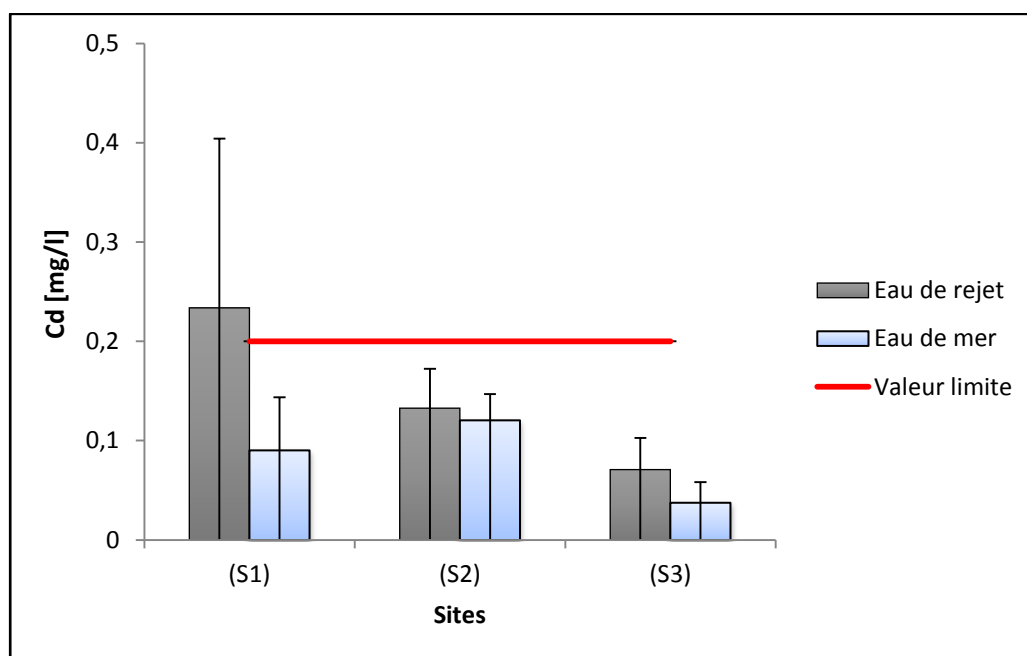


Figure 73 : Variations annuelles des teneurs cadmium des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Les concentrations importantes du cadmium enregistrées au niveau d'Arzew (S1) et au niveau du port d'Oran (S2) sont liées principalement aux rejets d'eaux usées domestiques et industriels dans le cas du site (S1) et aux activités portuaires dans le cas du site (S2), (Cf. Figure 74).

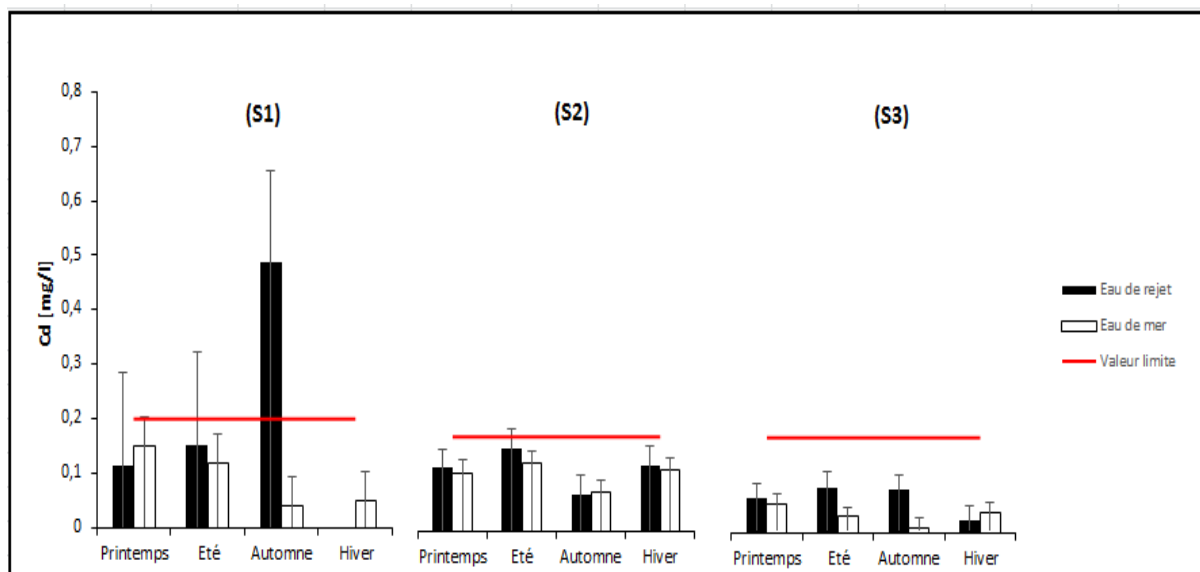


Figure 74 : Variations saisonnières des teneurs en cadmium des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Les concentrations des analyses du cuivre dans les eaux usées provenant des sites de notre zone d'étude montrent des valeurs importantes durant toute l'année. Nous enregistrons $0,545 \pm 0,27 \text{ mg/l}$ et $0,95 \pm 0,41 \text{ mg/l}$ valeurs minimales enregistrées respectivement dans les sites (S1) et (S2), nous remarquons des concentrations plus ou moins faibles enregistrées dans le site (S3). Les valeurs maximales sont $1,12 \pm 0,27 \text{ mg/l}$ et $1,7 \pm 0,43 \text{ mg/l}$ et $0,598 \pm 0,21$ enregistrées respectivement au niveau des (S1) (S2) et (S3), (Cf. Figure 75).

Les teneurs en cuivre obtenues dans l'eau de mer enregistrent des concentrations moyennes plus élevées que les eaux usées dans le site (S1) avec une valeur maximale $1,653 \pm 0,64 \text{ mg/l}$ enregistrée en été, (Cf. Figure 75 et 76).

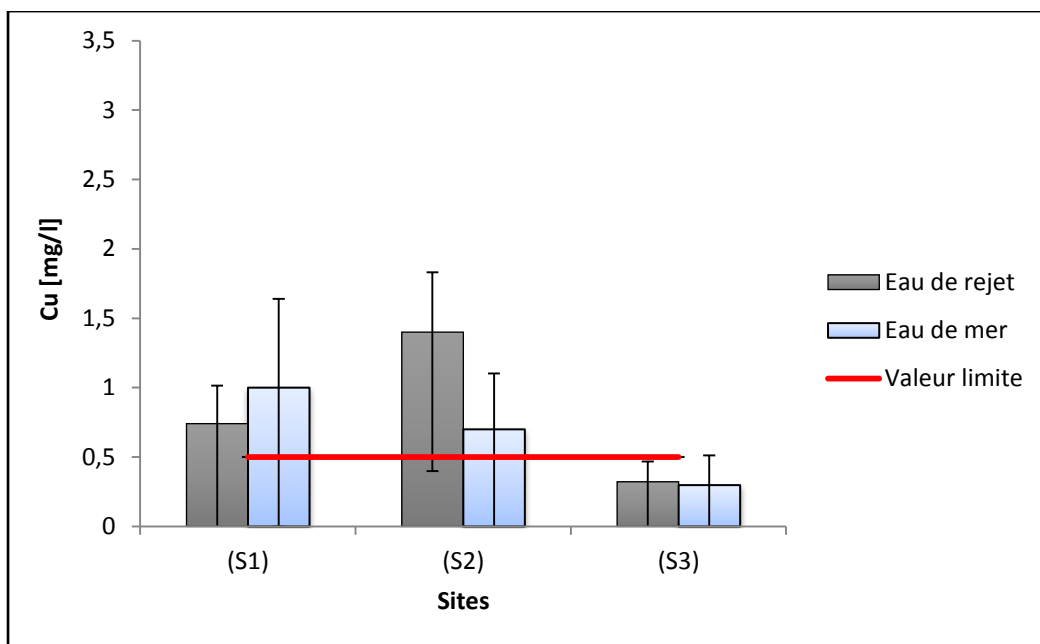


Figure 75 : Variations annuelles des teneurs en cuivre des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

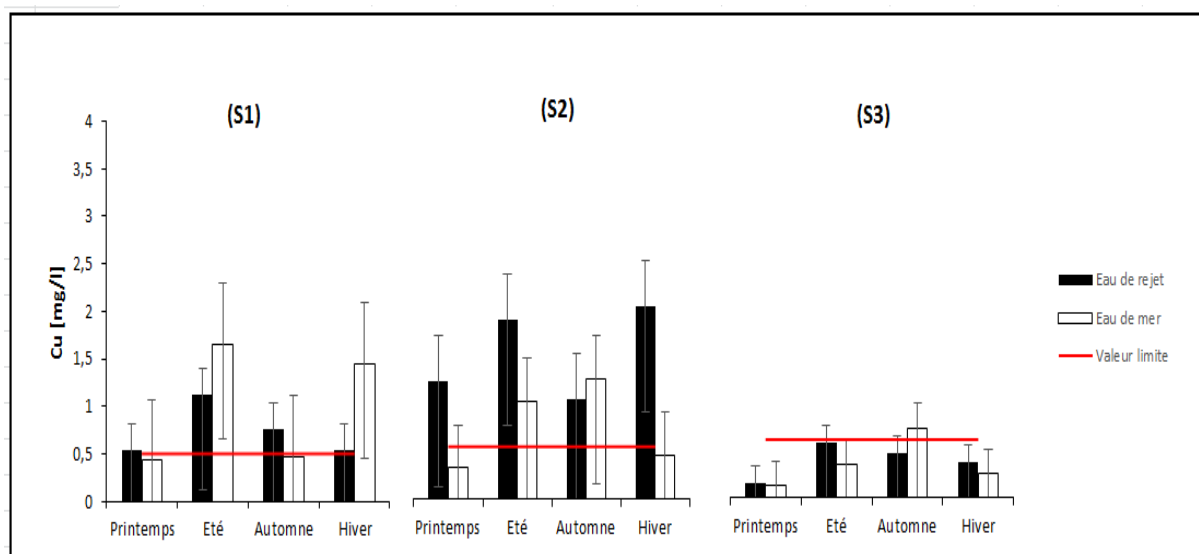


Figure 76 : Variations saisonnières des teneurs en cuivre des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Dans les eaux des sites de notre zone d'étude, le plomb existe à des valeurs supérieures dans les eaux usées ainsi que l'eau de mer au niveau des sites (S1) et (S2) avec une valeur maximale enregistrée au niveau du site (S1) qui atteint $1,11 \pm 0,40 \text{ mg/l}$, nous remarquons que les concentrations moyennes du plomb dans les eaux

usées et l'eau de mer sont très proches dans tous les sites de la zone d'étude et il faut signaler que le site (S3) possède les concentrations les plus faibles, (Cf. Figure 77).

En comparant entre les résultats obtenus, nous révélons que la teneur en plomb a augmenté dans l'eau de mer par rapport aux eaux usées durant la saison estivale dans les sites (S1) et (S3). Nous notons aussi que la teneur en cet élément diminue durant la saison automnale dans les sites (S1) et (S3), (Cf. Figure 78).

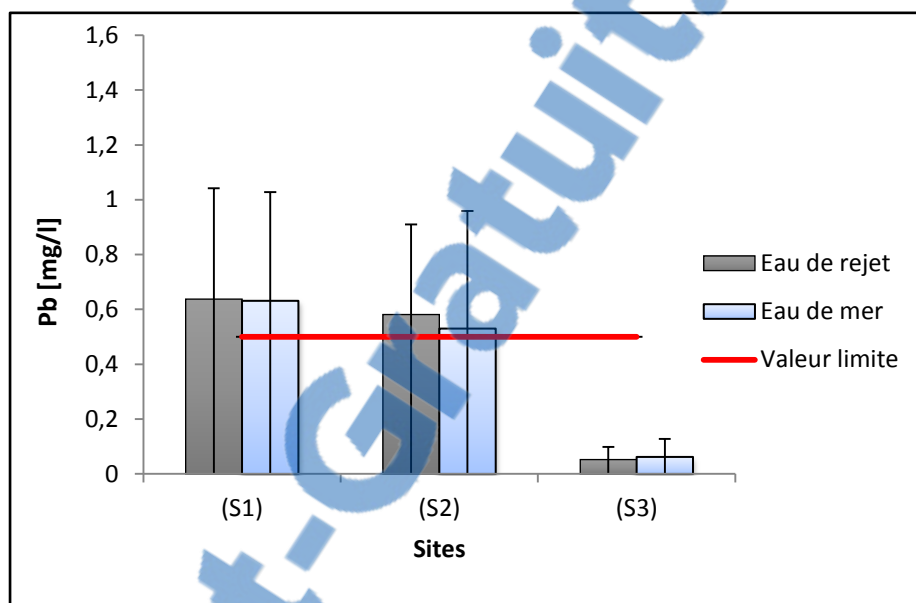


Figure 77 : Variations annuelles des teneurs en plomb des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

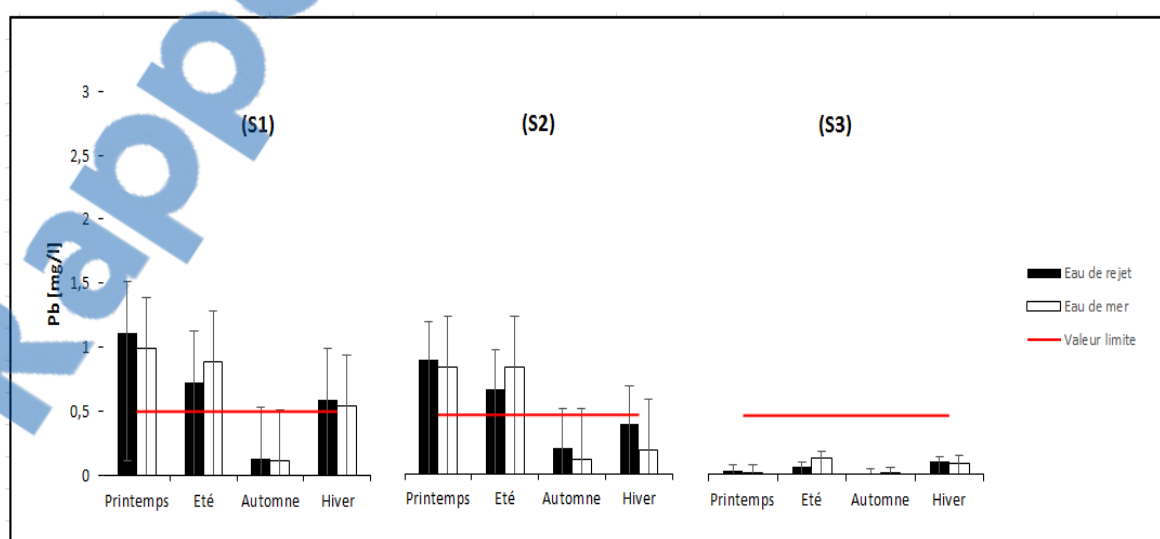


Figure 78 : Variations saisonnières des teneurs en plomb des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Dans l'ensemble les teneurs du zinc présentent des variations d'un site à l'autre et d'une saison à l'autre (Cf. Figure 79 et 80). Les concentrations moyennes les plus fortes dans les eaux usées et l'eau de mer sont enregistrées au niveau site port d'Oran (S2). Nous remarquons que les teneurs moyennes de cet élément sont supérieures dans l'eau de mer que dans les eaux usées dans le site (S3), (Cf. Figure 79).

La valeur maximale du zinc est enregistrée au niveau du site (S2) $2,01 \pm 0,1 \text{ mg/l}$ et $1,543 \pm 0,2 \text{ mg/l}$ respectivement dans l'eau usée et l'eau de mer, nous enregistrons un pic durant la saison d'été dans le site d'Arzew (S1), (Cf. Figure 80).

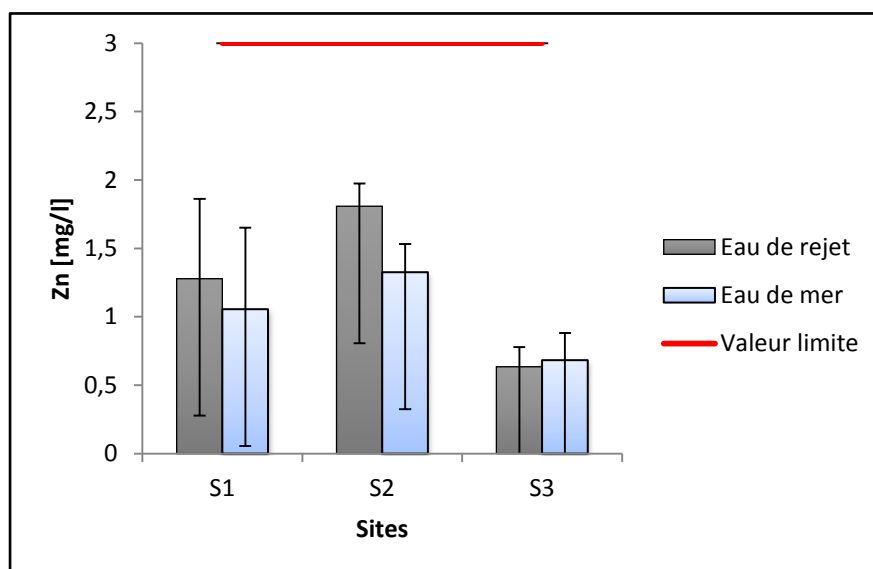


Figure 79 : Variations annuelles des teneurs en zinc des eaux de rejets et eau de mer, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

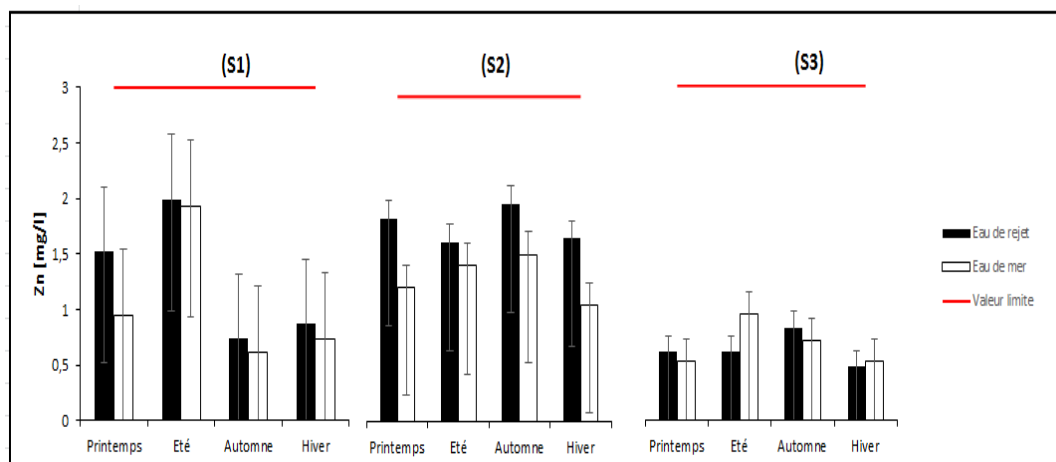


Figure 80 : Variations saisonnières des teneurs en zinc des eaux de rejets et eau de mer d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3)

Discussion :

Le littoral a été considéré comme le véhicule naturel des déchets domestiques et industriels. La qualité des hydro-systèmes s'est ainsi trouvée peu à peu altérée par la quantité et la diversité des effluents polluants rejetés dans le milieu marin. Depuis la fin du XXe siècle, la situation du littoral est exposée plus en plus à une grande variété de dévers nature de rejets : des polluants directement rejetés dans les mers s'ajoutent ceux rejetés dans l'air et répandus dans les sols, qui sont drainés par les rivières et les fleuves **(BAYNE, 1986)**.

La pollution des eaux dans son sens le plus large est définie comme « Tout changement défavorable des caractéristiques naturelles (biologiques ou physico-chimiques) dont les causes sont directement ou indirectement en relation avec les activités humaines ». **(Anonyme, 2004)**. **Ramade, 2000** définit les eaux usées comme étant des eaux ayant été utilisées pour des usages domestiques, industriels ou même agricole, constituant donc un effluent pollué et qui sont rejetées dans un émissaire d'égout.

Les eaux usées ont un effet néfaste sur les écosystèmes marins et détruisent la vie aquatique. Le déversement direct des eaux usées dans la mer augmente la concentration des polluants ce qui conduit à une contamination des organismes marins par ces polluants en provoquant une perturbation des fonctions vitales de ces organismes.

Le cadmium est un métal relativement rare dans la nature. Sa stabilité dans l'eau est en fonction du pH et du potentiel d'oxydoréduction. Son origine, d'un point de vue industriel, est liée aux matières plastiques, huiles de moteurs, piles et dans les produits de stabilité thermique, **(Debieche, 2002)**.

Pour les pH supérieurs à 8, le cadmium précipite avec les carbonates. Lors du mélange des eaux usées avec l'eau de mer, ce dernier forme des complexes très stables avec les chlorures. Pour des salinités faibles, c'est l'espèce CdCl^+ qui domine alors en milieu marin c'est CdCl_2 qui est majoritaire.

Les taux obtenus du cuivre dans la plage de Madagh peuvent être attribués aux apports provenant de l'érosion des roches du bassin. Toutefois, les teneurs enregistrées au niveau d'Arzew et du port d'Oran sont supérieures aux teneurs dites naturelles de

0,5 mg/l indiquant d'autres origines de cet élément dans la zone d'études. En effet les valeurs au niveau du site (S2) peuvent être due aux activités portuaires notamment les peintures antisalissures. En revanche, les teneurs élevés de cet élément dans la région d'Arzew peuvent être expliquer par les eaux industrielles chargées en cuivre issues de différentes activités de la zone industrielles (chimiques, pétrolières, transformation et liquéfaction du gaz).

Le littoral reçoit environ 20 % de la pollution toxique industrielle, soit une charge à effet toxique observé sur un crustacé (daphnie) selon une procédure normalisée. Au niveau national, il existe environ 600 000 installations classées et 65 000 d'entre elles sont soumises à autorisation. 4 800 de ces établissements sont soumis à une autosurveillance des rejets d'eaux résiduaires. Les 480 plus gros émetteurs industriels sont à l'origine de 5 à 17% des rejets totaux pour un certain nombre de métaux (Cu, Cd, Ni, Hg, Pb, Zn), de 36 à 57 % pour le chrome et les hydrocarbures et 100 % pour le titane. Les rejets les plus importants sont localisés dans les zones industrielles portuaires (Ifremer, 2006).

(Said, 2006) a mesuré les teneurs métalliques dans les effluents prélevés au niveau du littoral ouest algérien (Cf. Figure 81). Les concentrations moyennes en zinc, Plomb et Cadmium présentent des variations saisonnières et sont inférieures aux normes algériennes.

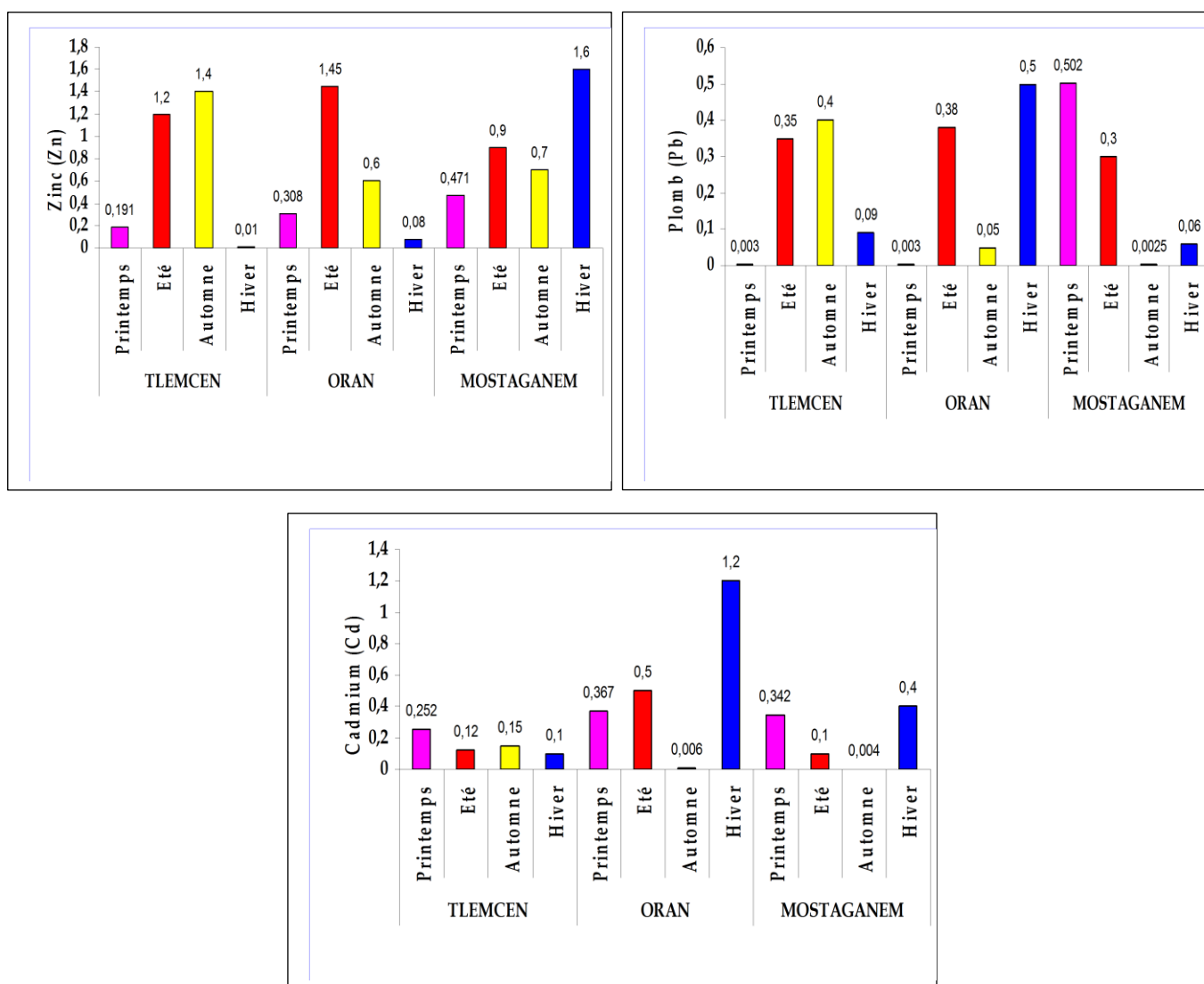


Figure 81 : Résultats d'analyses du Zinc, Plomb et Cadmium des effluents des wilayas de Tlemcen, d'Oran et Mostaganem (Said, 2006)

(Kerfouf et Remili 2013) ont analysé les métaux lourds dans les eaux usées rejetées en mer sans aucun traitement préalable au niveau de la wilaya d'Oran et de Mostaganem (Cf. Figure 82). Leurs résultats révèlent que les teneurs des métaux sont dans l'intervalle des normes algériennes ce qui est en accord avec nos résultats.

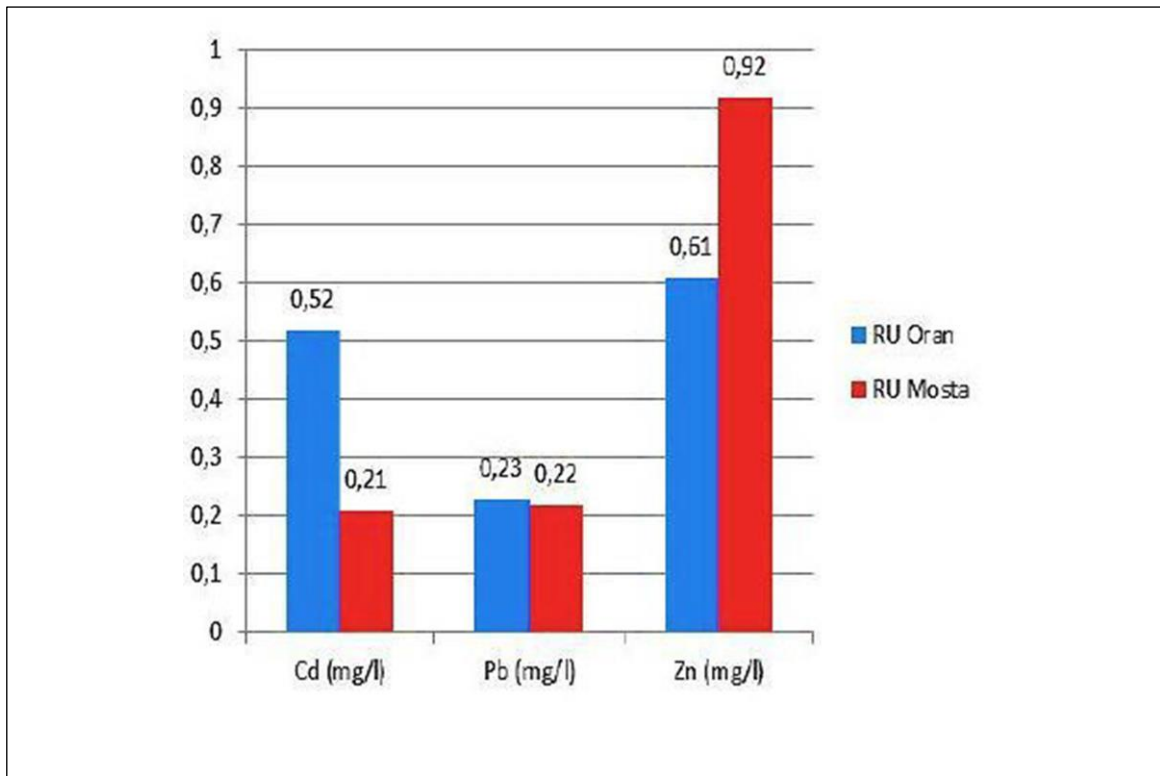


Figure 82 : Teneurs des métaux lourds au niveau d'Oran et Mostaganem

D'après une étude faite par **(Teghzout, 2015)**, qui analysé les métaux lourds dans les eaux usées et l'eau de mer (Cf. Figure 83). En comparant les résultats obtenues, les échantillons des eaux usées contiennent des teneurs élevées des paramètres analysés (Zn, Pb et Cd) par rapport aux échantillons d'eau de mer au niveau des sites d'étude.

En comparant les résultats à la norme algérienne, les teneurs métalliques sont inférieures à cette norme dans les sites étudiés, ce qui est en accord avec nos résultats.

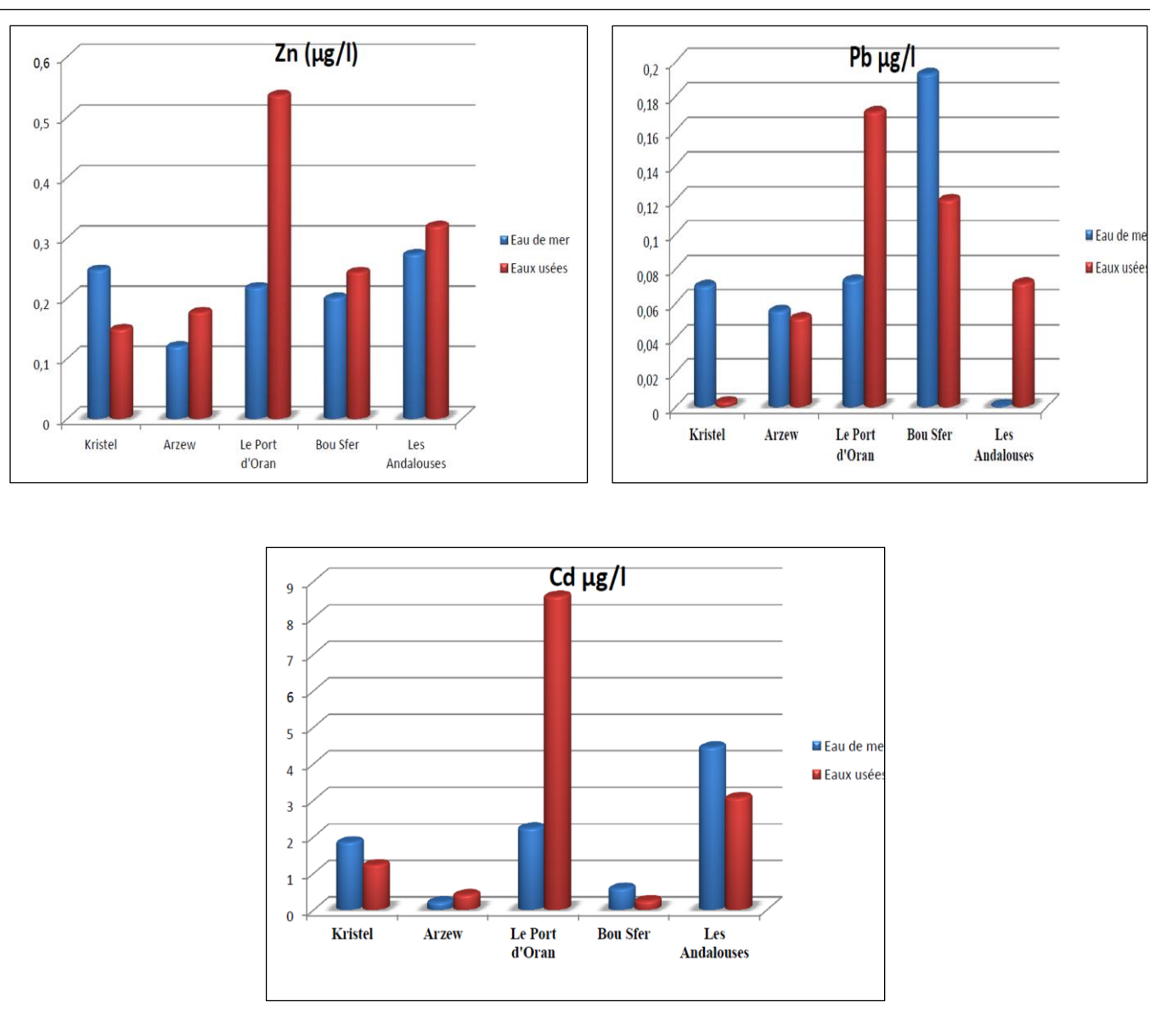


Figure 83: Teneurs moyennes du Zinc, Plomb et Cadmium des rejets des eaux usées et eau de mer dans le littoral ouest algérien (**Teghezout, 2015**)

Dans le cas du Pb: (**Zainal et al., 2008**) dans leur étude sur la pollution côtière ont signalé des teneurs en Pb de l'ordre de 0,16 $\mu\text{g/l}$. (**Mendiguchia et al., 2008**) dans les eaux de mer en Espagne ont trouvé des teneurs en Pb qui s'échelonnent entre 3,96 et 28,93 $\mu\text{g/l}$ et enfin, Yilmaz et al., 2010 ont obtenu des concentrations du Pb de 9,39 dans leur étude sur les eaux de mer en Turquie.

Selon (**Strezov et Nonova, 2005**) le comportement des métaux dans les écosystèmes d'eau est complexe et ses concentrations dans un grand nombre d'eaux

naturelles n'est pas supérieurs à 1 µg/g. Le zinc et le Pb se trouve dans l'eau de mer principalement sous la forme de différents composés organiques.

II-Distribution des concentrations métalliques dans les macro-algues :

1) L'Ulve : *Ulva lactuca*

1.1) Variations inter-sites :

Les résultats des variations inter-sites des concentrations métalliques de l'algue verte : *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (site S1), port d'Oran (site S2), et Madagh (site S3) sont présentés dans les **Figures de 84 à 87**.

Au vu des résultats d'analyses, le cadmium mesuré chez l'algue verte *Ulva lactuca* (Cf. Figure 84) présente des concentrations moyennes qui ne dépassent pas 1 µg/g. Nous enregistrons des concentrations significativement plus élevées au niveau du site d'Arzew (S1) et port d'Oran (S2), avec respectivement $0,312 \pm 0,14$ et $0,472 \pm 0,20$ µg/g ($p < 0,05$) par rapport à celles obtenues au niveau de Madagh (S3) $0,04 \pm 0,017$ µg/g ($p < 0,05$).

D'après nos résultats d'analyses, les concentrations moyennes du cuivre chez l'algue verte provenant du port d'Oran (S2) atteignent $36,84 \pm 8,55$ µg/g. Ces concentrations sont significativement plus élevées ($p < 0,05$) par rapport à celles mesurées chez l'algue verte provenant du site (S3), soit $15,59 \pm 1,53$ µg/g ($p < 0,05$), (Cf. Figure 85).

Le dosage du plomb dans les tissus d'*Ulva lactuca* prélevée des différents sites d'études (Cf. Figure 86), a permis de mettre en évidence des concentrations moyennes qui s'échelonnent entre $0,29 \pm 0,11$ µg/g ($p < 0,05$), valeur significativement faible enregistrée au niveau du site Madagh (S3) et $0,589 \pm 0,22$ µg/g valeur significativement plus élevée enregistrée au niveau d'Arzew (S1).

Dans l'ensemble, le zinc est présent dans les tissus de l'algue verte *Ulva lactuca* des trois sites prospectés avec des concentrations significativement plus élevées (Cf. Figure 87). Les valeurs moyennes maximales $73,29 \pm 28,26$ µg/g ($p < 0,05$) sont enregistrées au niveau du port d'Oran (S2) suivi de $49,62 \pm 31,26$ µg/g ($p < 0,05$)

enregistrée au niveau d'Arzew (S1). Nous enregistrons des valeurs moyennes significativement faibles $24,43 \pm 4,25 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$) au niveau du Madagh (S3).

En ce qui concerne les résultats obtenus chez l'algue verte *Ulva lactuca*, il est possible de classer par ordre décroissant la capacité de bioaccumulation de l'ulve en fonction de la nature du métal, quel que soit le site de prélèvement, de la manière suivante :

Zn > Cu > Pb > Cd

Ulva lactuca manifeste une concentration très élevée en zinc et cuivre par rapport aux autres métaux.

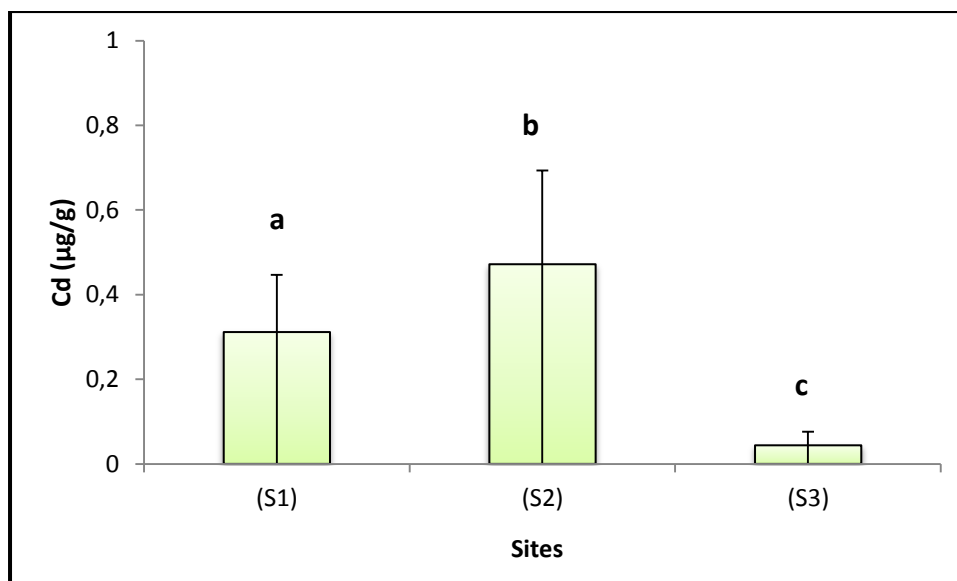


Figure 84: Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations métalliques moyennes du cadmium ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$). Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

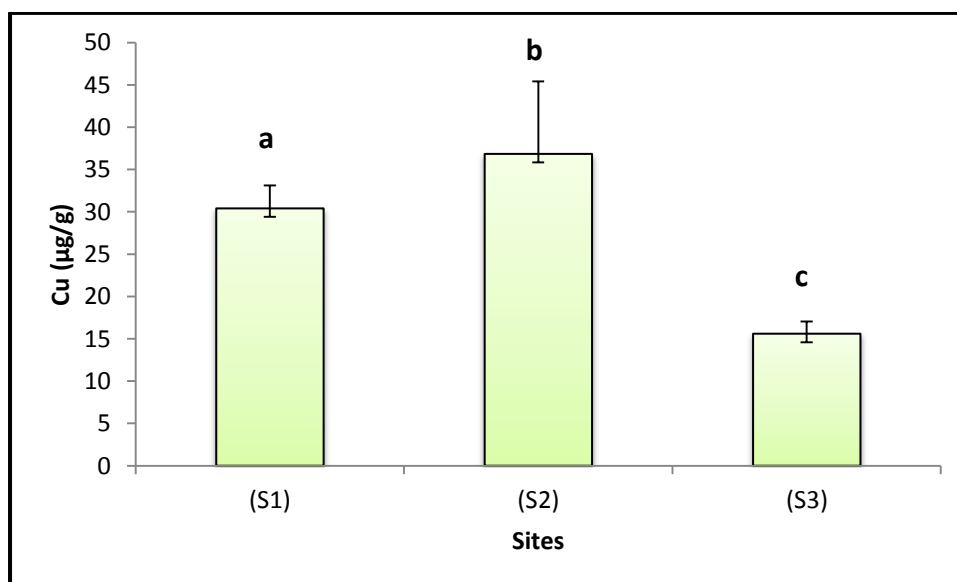


Figure 85 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations métalliques moyennes du cuivre ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$). Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

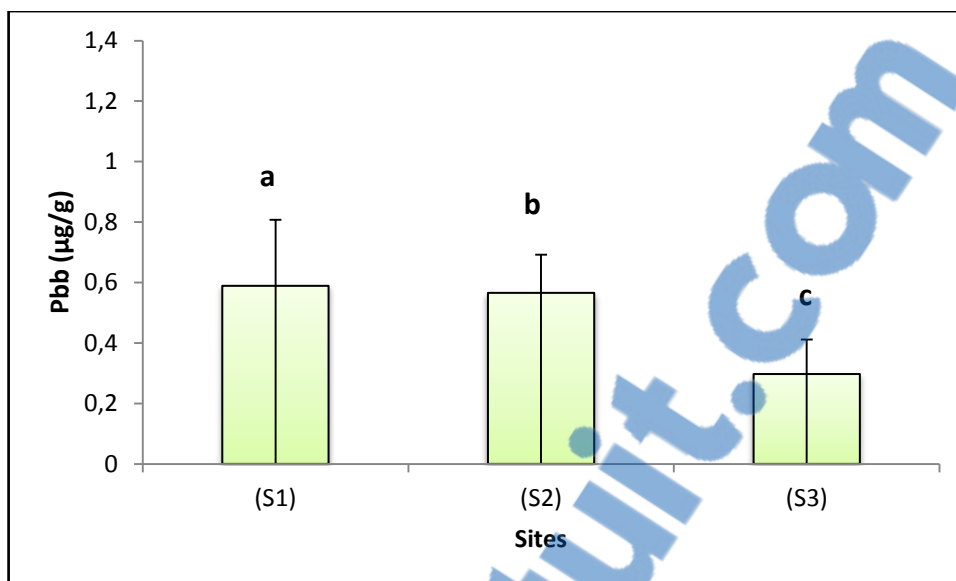


Figure 86 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations métalliques moyennes du plomb ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$). Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

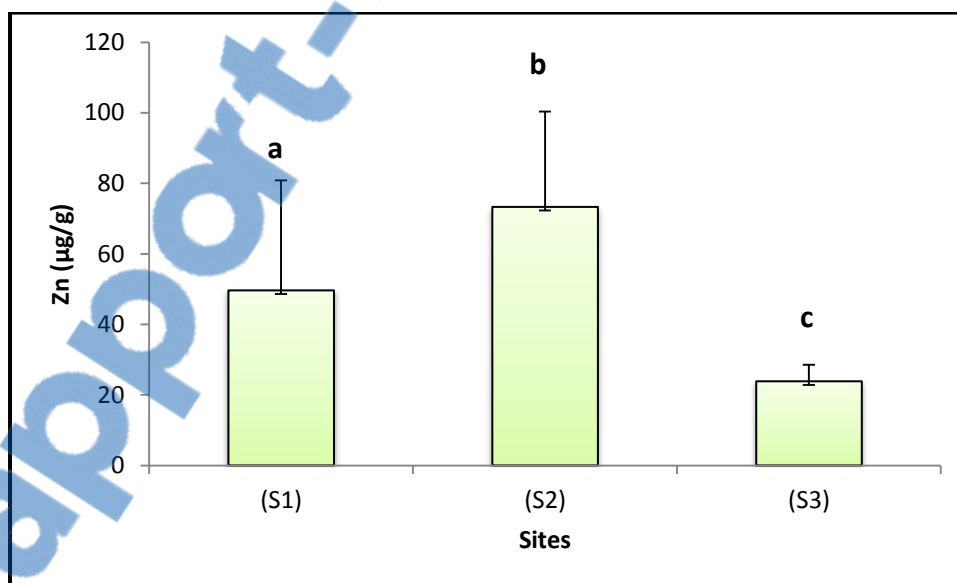


Figure 87 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations métalliques moyennes du zinc ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$). Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

1.2) Variations saisonnières :

Les résultats des variations saisonnières concentrations métalliques de l'algue verte : *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (site S1), port d'Oran (site S2), et Madagh (site S3) sont présentés dans les **Figures de 88 à 91**.

Les concentrations moyennes du cadmium chez l'algue verte *Ulva lactuca* (Cf. Figure 88), atteintes en été sont significativement plus élevées ($p < 0,05$) $0,457 \pm 0,13$ et $0,718 \pm 0,22 \mu\text{g/g}$ au niveau des deux sites : Arzew (S1) et port d'Oran (S2), en comparaison à celles obtenues durant les autres saisons.

Les résultats d'analyses des concentrations en cadmium dans les tissus de l'algue verte *Ulva lactuca* provenant du troisième site Madagh (Cf. Figure 88), révèlent des taux minimes de bioaccumulation. La comparaison de ces valeurs avec celles d'autres sites : Arzew (S1) et port d'Oran (S2) montre que le site Madagh (S3) est peu pollué.

Concernant le site (S1), les concentrations moyennes en cuivre mesurées dans les tissus de l'ulve (Cf. Figure 89), nous enregistrons en été une augmentation significative de cet élément métallique avec une concentration moyenne de $34,39 \pm 2,71 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$).

Au niveau du port d'Oran (S2) (Cf. Figure 89), les concentrations moyennes en cuivre dans les tissus d'*Ulva lactuca* atteignant des taux plus élevés pendant le printemps $48,81 \pm 8,55 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$).

Les variations saisonnières des concentrations du plomb pendant la période de notre étude (Cf. Figure 90), présentent une augmentation significative pendant la saison estivale au niveau du site (S1) $0,891 \pm 0,23 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$), et une diminution des concentrations pendant la saison printanière $0,375 \pm 0,23 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$).

La comparaison des résultats obtenus du plomb au niveau du site d'Arzew (S1) avec celles des deux autres sites (S2) et (S3) montre qu'il n'existe aucune différence significative entre les saisons durant la période d'étude.

Les taux de concentrations significativement les plus élevés par le zinc (Cf. Figure 91) sont enregistrés durant la saison estivale au niveau du site (S1) atteignant $95,99 \pm 31,17 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$).

Les valeurs moyennes obtenues des concentrations du zinc atteignent leurs maximums $108,87 \pm 27,02 \mu\text{g/g}$ et $85,09 \pm 27,02 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$) respectivement pendant la saison printanière et hivernale au niveau du site (S2). En revanche au niveau du troisième site les concentrations moyennes varient sensiblement durant la période d'étude et ne montre aucune différence significative (Cf. Figure 91).

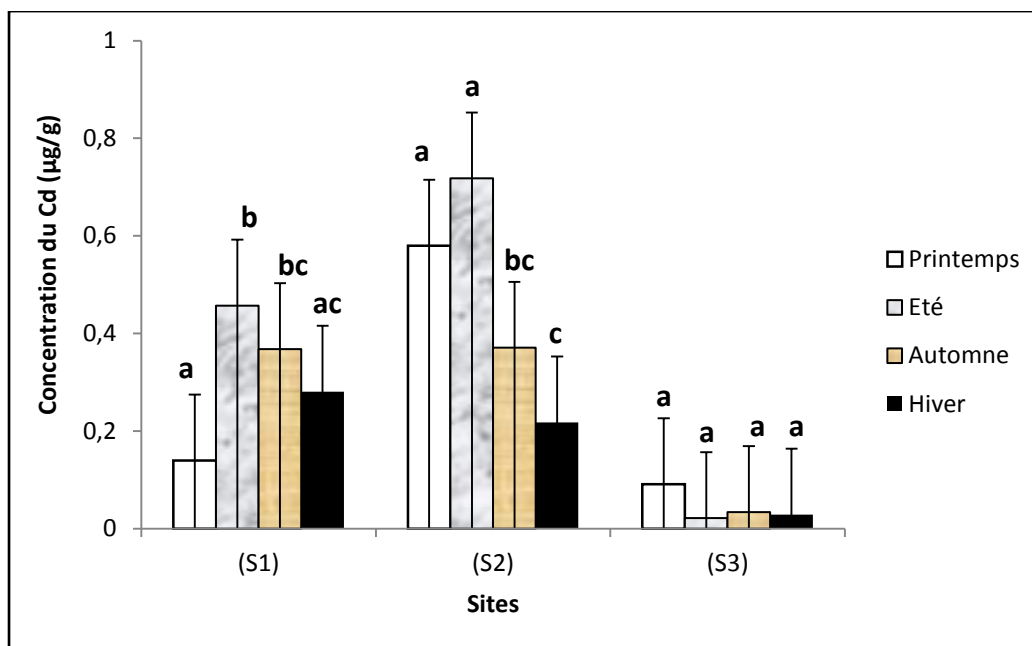


Figure 88 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations métalliques du cadmium ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$).

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

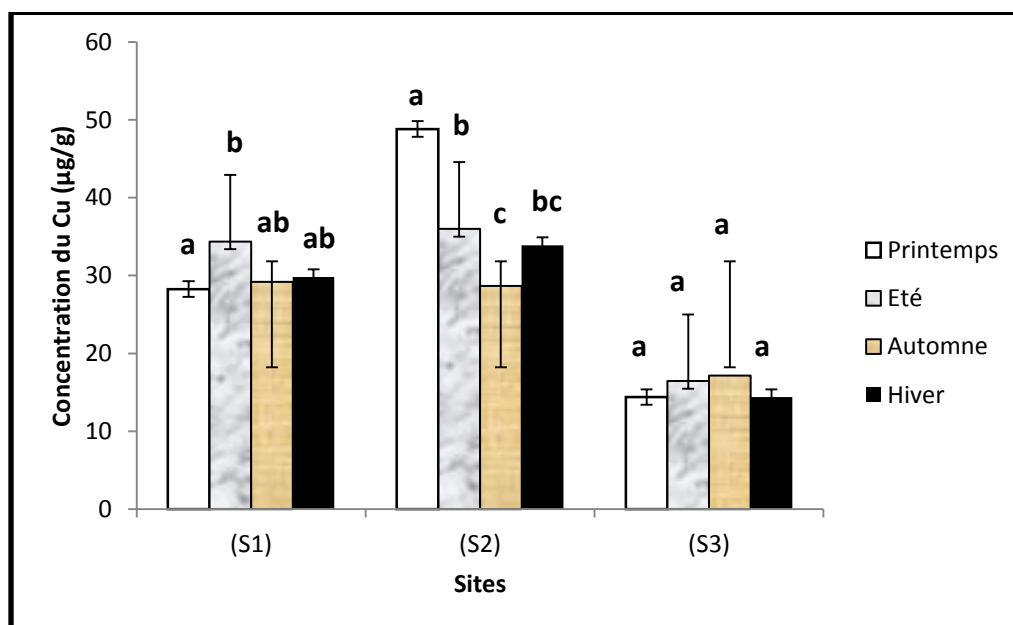


Figure 89 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations métalliques du cuivre ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$).

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

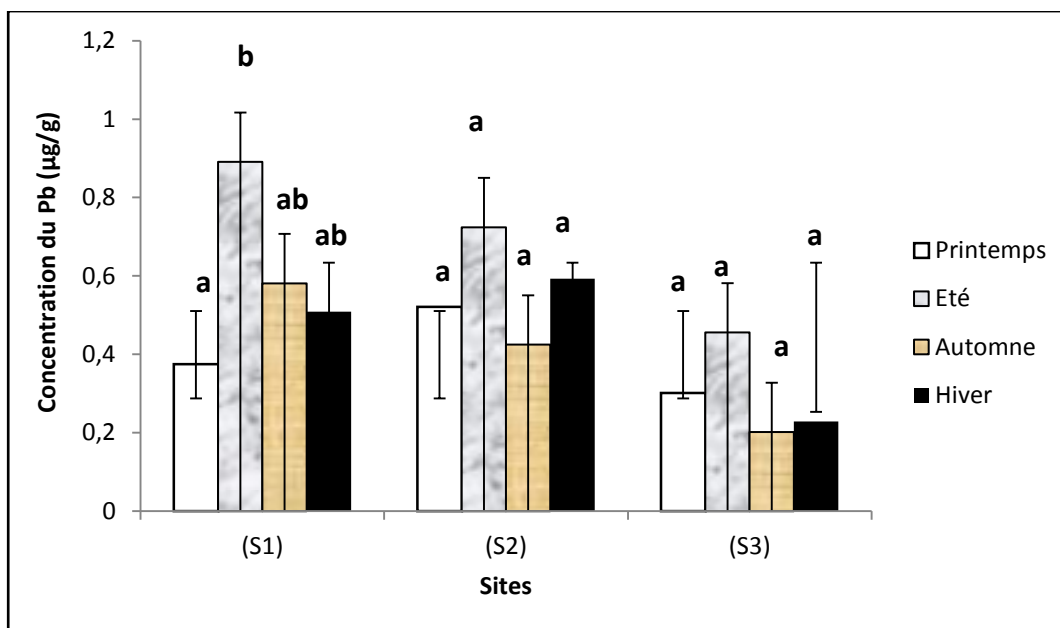


Figure 90 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations métalliques du plomb ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$). Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

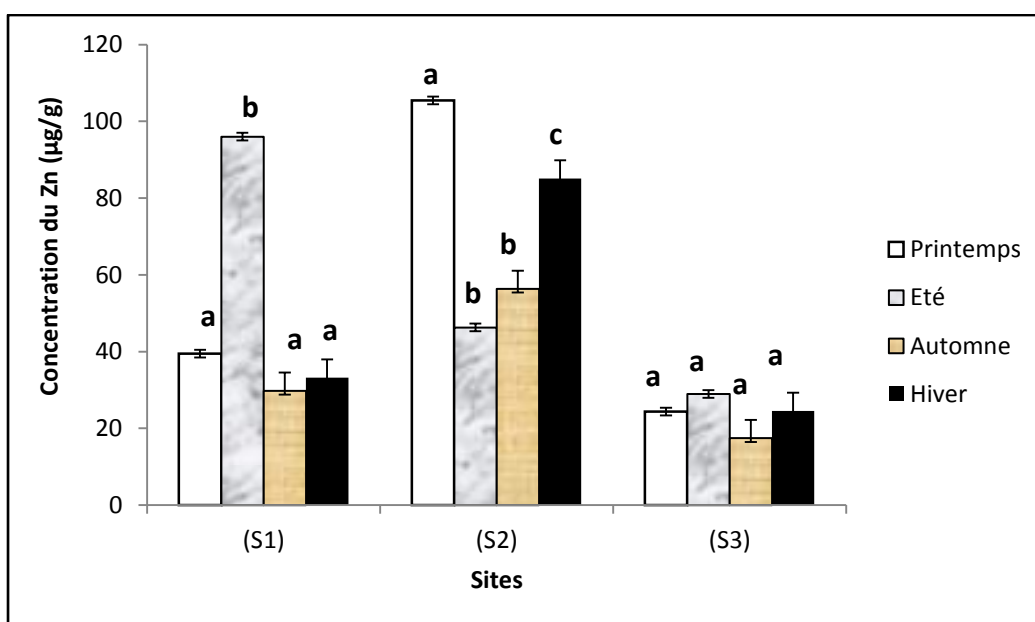


Figure 91 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations métalliques du zinc ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3). Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

2) La coralline : *Corallina officinalis*

2.1) Variations inter-sites :

Les résultats des variations inter-sites des concentrations métalliques de l'algue rouge : *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (site S1), port d'Oran (site S2), et Madagh (site S3) sont présentés dans les **Figures de 92 à 95**.

A partir des résultats obtenus, on constate une faible accumulation du cadmium chez la coralline provenant des différents sites d'études, (Cf. Figure 92). Les valeurs s'échelonnent entre $0,152 \pm 0,08 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$) valeur significativement faible enregistrée au niveau de Madagh (S3) et $0,22 \pm 0,14 \mu\text{g/g}$ $0,20 \pm 0,10 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$) valeur significativement plus élevée enregistrée respectivement au niveau du port d'Oran (S2) et Arzew (S1).

Les corallines provenant d'Arzew (S1) présentent des concentrations significativement plus élevées en cuivre (Cf. Figure 93) dans leurs tissus atteintes $33,30 \pm 5,47 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$). La plus faible concentration $16,42 \pm 5,29 \mu\text{g/g}$ est enregistrée au niveau des spécimens provenant de Madagh (S3).

En comparant les différents résultats obtenus des spécimens de la coralline provenant des différents sites d'études, (Cf. Figure 94). Nous relevons que le port d'Oran (S2) présente des concentrations significativement plus élevées du plomb avec une concentration moyenne $2,09 \pm 1,50 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$). Par rapport à celle mesurée au niveau de Madagh (S3), $0,29 \pm 0,31 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$).

A partir des résultats obtenus, et en comparant entre les différentes concentrations des métaux lourds étudiés, nous remarquons que le zinc est le plus dominant (Cf. Figure 95) et présente les concentrations les plus fortes.

Les concentrations moyennes du zinc sont significativement plus élevées $173,89 \pm 78,88 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$) mesurées chez la coralline provenant du port d'Oran (S2) (cf. Figure 95), suivi de celles provenant d'Arzew (S1) avec $142,37 \pm 78,01 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$). Les concentrations significativement plus faibles sont enregistrées au niveau de Madagh (S3), soit $67,06 \pm 17,81 \mu\text{g/g}$.

En ce qui concerne les résultats observés chez la coralline *Corallina officinalis* , celle-ci manifeste une concentration très élevée en zinc et cuivre par rapport aux autres métaux d'où le gradient de concentration se révèle comme suit :

Zn> Cu>Pb>Cd

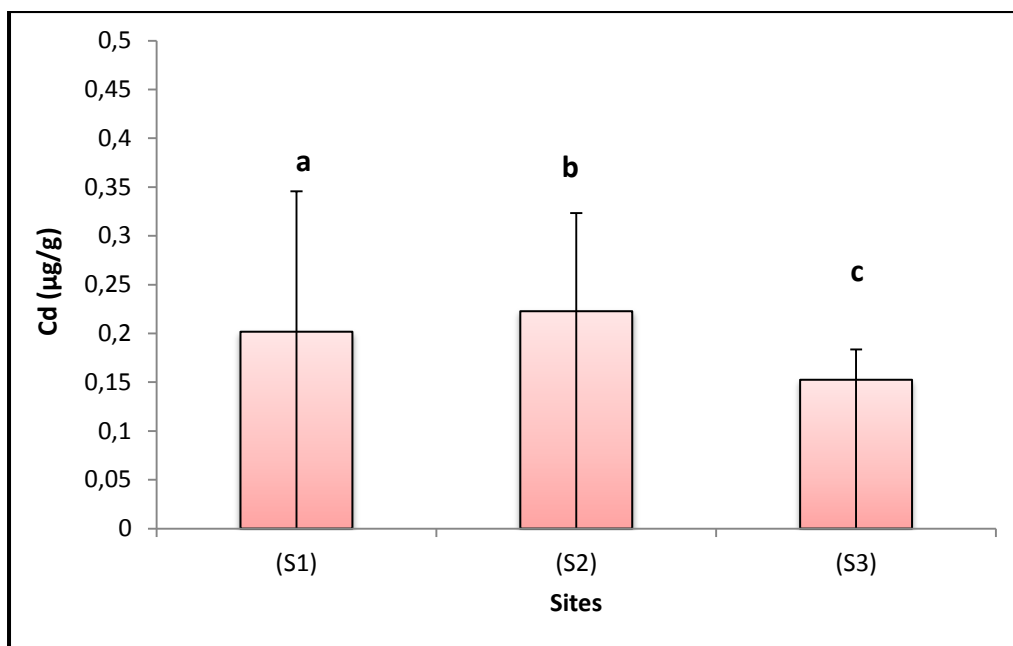


Figure 92 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations métalliques moyennes du cadmium ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$).
Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

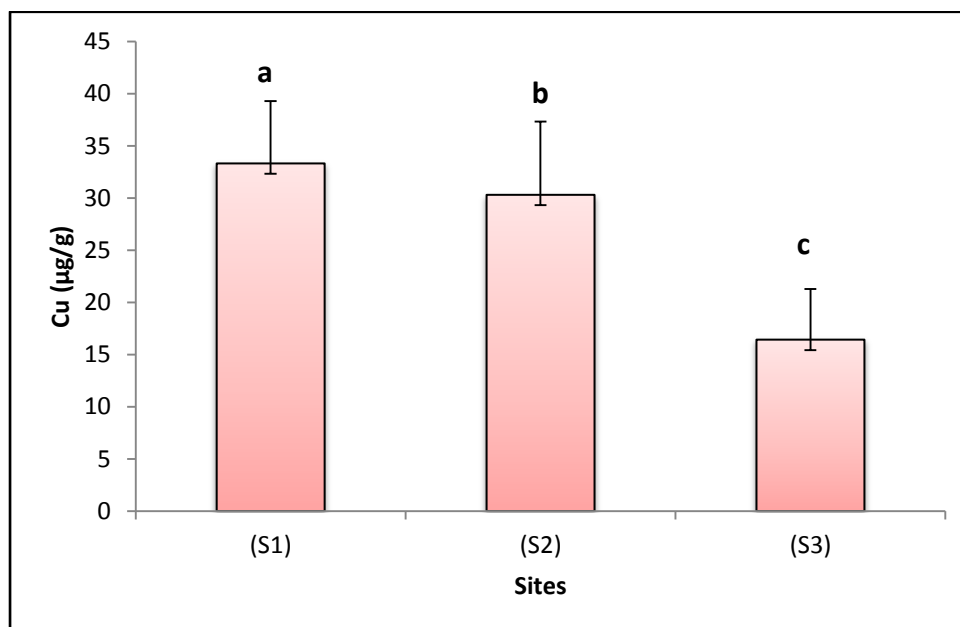


Figure 93 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations métalliques moyennes du cuivre ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$).
Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

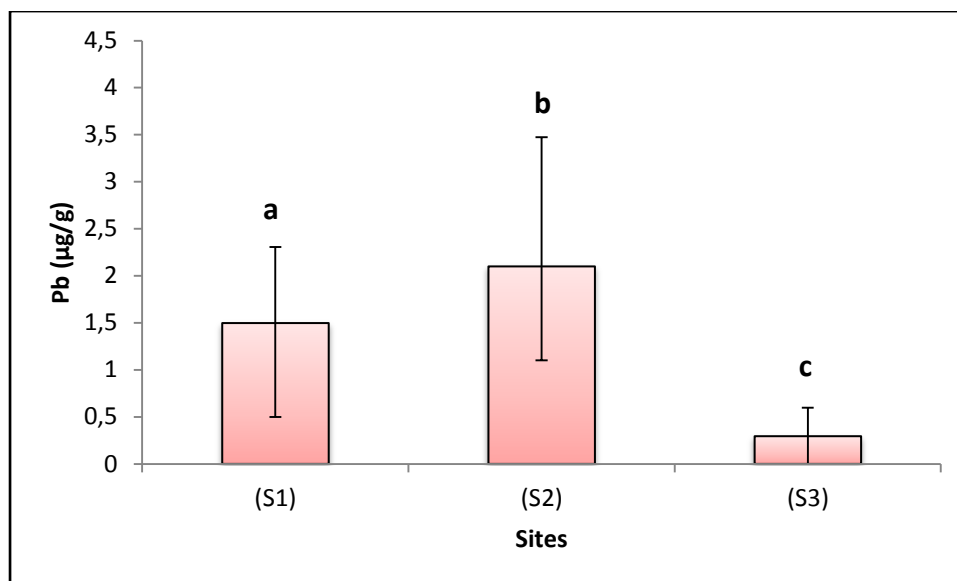


Figure 94 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations métalliques moyennes du plomb ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$).
Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

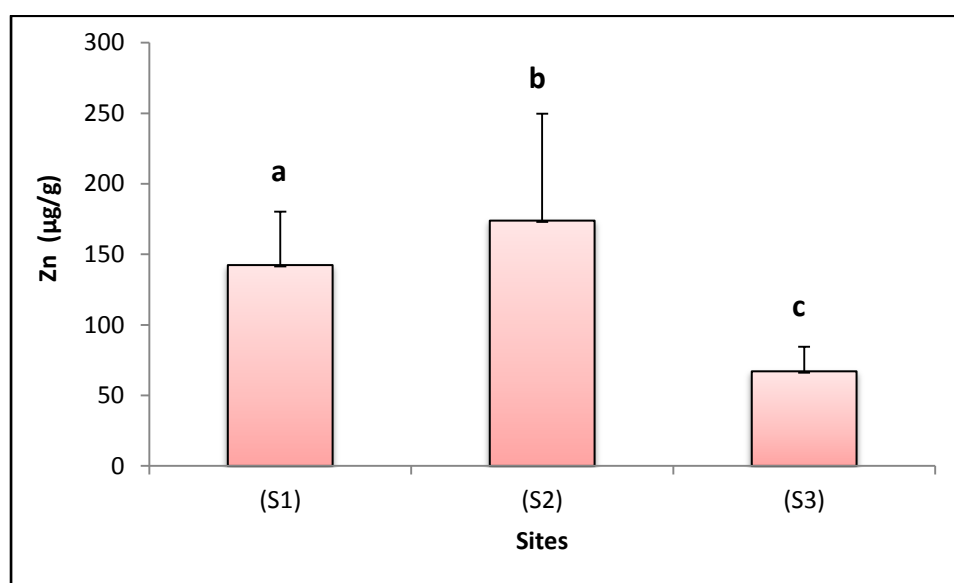


Figure 95: Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations métalliques moyennes du zinc ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$).
Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

2.2) Variations saisonnières :

Les résultats des variations saisonnières concentrations métalliques de l'algue rouge : *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (site S1), port d'Oran (site S2), et Madagh (site S3) sont présentés dans les **Figures de 96 à 99**.

Les valeurs moyennes du cadmium mesurées dans les tissus de la coralline (Cf. Figure 96), prélevés des sites : Arzew (S1) et port d'Oran (S2) sont significativement plus faibles en hiver $0,119 \pm 0,10$ et $0,0366 \pm 0,14$ $\mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$), en comparaison à celles obtenues pour les autres saisons.

Nous enregistrons une augmentation significative du cadmium dans les deux sites (S1) et (S2) pendant la saison automnale, avec des concentrations moyennes $0,32 \pm 0,10$ $\mu\text{g/g}$ et $0,35 \pm 0,14$ $\mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus ($p < 0,05$), (cf. Figure 96).

Les résultats d'analyses des concentrations en cadmium dans les algues rouges prélevées du troisième site Madagh (Cf. Figure 96), révèlent des taux de bioaccumulation minimes et sont relativement stables quelle que soit la saison. Ce constat confirme que le site Madagh (S3) est peu pollué.

Les valeurs moyennes en cuivre mesurées dans les tissus de la coralline du site (S1) (Cf. Figure 97), enregistrent une augmentation significative dans les deux saisons : l'été et l'hiver avec respectivement $39,18$ et $37,64 \pm 5,98$ $\mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$). Tandis qu'en automne et au printemps cette concentration atteint un niveau plus bas, soit respectivement $29,22$ et $27,19 \pm 0,80$ $\mu\text{g/g}$.

Au niveau du port d'Oran (S2) (Cf. Figure 97), les concentrations moyennes en cuivre mesurées dans les tissus de *Corallina officinalis* atteignant des taux significativement plus élevés durant la saison estivale $39,59 \pm 7,01$ $\mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$) en comparaison à celles obtenues pour les autres saisons.

Nous enregistrons des variations saisonnières des résultats obtenues du plomb pendant la période de notre étude, (Cf. Figure 98). soit respectivement : $0,73$ et $0,87 \pm 0,80$ $\mu\text{g/g}$, $0,89$ et $0,94 \pm 1,37$ $\mu\text{g/g}$, $0,037$ et $0,043 \pm 0,30$ $\mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$). Les concentrations moyennes de ce métal augmentent significativement ($p < 0,05$) pendant la saison estivale et automnale Nous relevons une baisse significative des concentrations pendant la saison hivernale et printanière enregistrée au niveau des trois sites d'études (S1), (S2) et (S3) avec respectivement $2,13$ et $2,26 \pm 0,80$ $\mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$) enregistrée au

niveau d'Arzew (S1), et $3,47$ et $3,092 \pm 1,72$ ($p < 0,05$) $\mu\text{g/g}$ enregistrée au niveau du port d'Oran (S2) tandis que $0,647$ et $0,45 \pm 0,30$ $\mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$) enregistrée au niveau du troisième site Madagh.

Les concentrations du plomb les plus faibles sont enregistrées au niveau du troisième site Madagh (S3).

Les taux de concentrations du zinc sont significativement plus élevés (Cf. Figure 99), enregistrés durant la saison estivale au niveau des deux sites (S1) et (S2) atteignant $189,96 \pm 37,91$ et $273 \pm 75,72$ $\mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$).

Les tissus de la coralline provenant de Madagh (S3) enregistrent des concentrations significativement plus faibles du zinc (Cf. Figure 99), atteignant $45,49 \pm 17,39$ $\mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$) pendant la saison automnale.

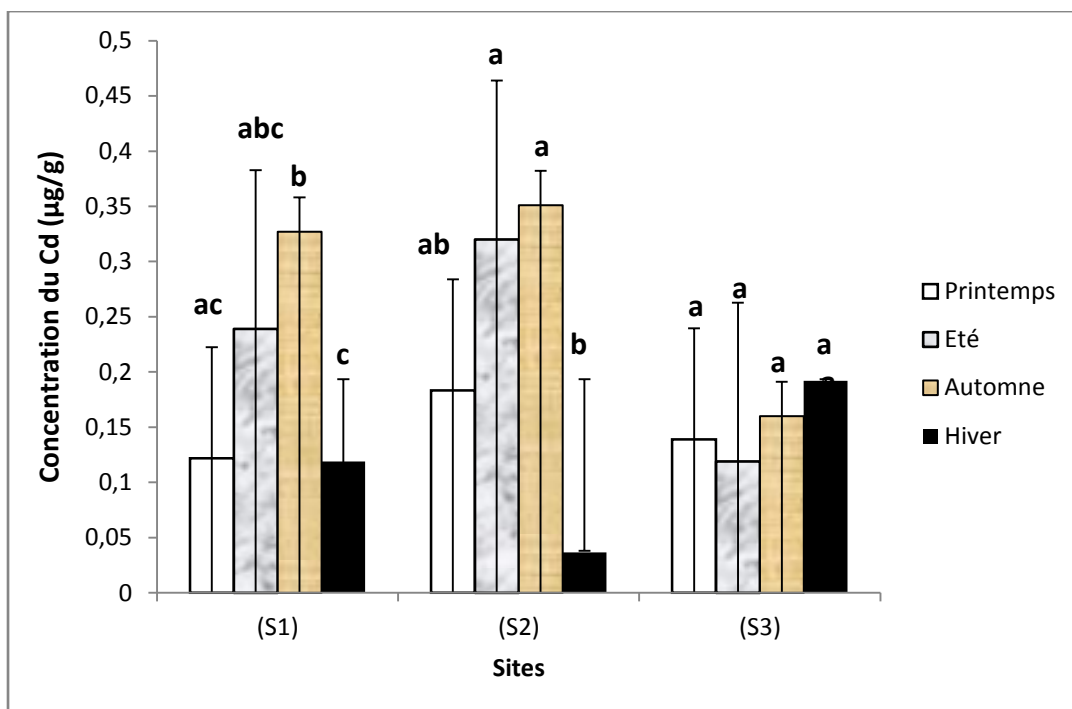


Figure 96 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations métalliques du cadmium ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$).

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

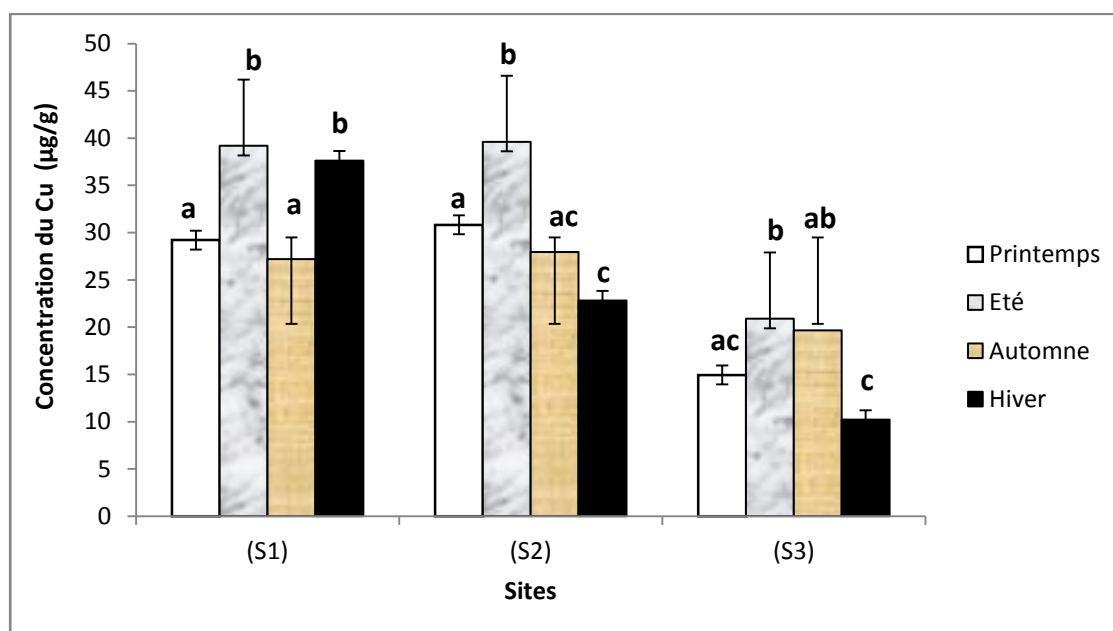


Figure 97: Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations métalliques du cuivre ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$).

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

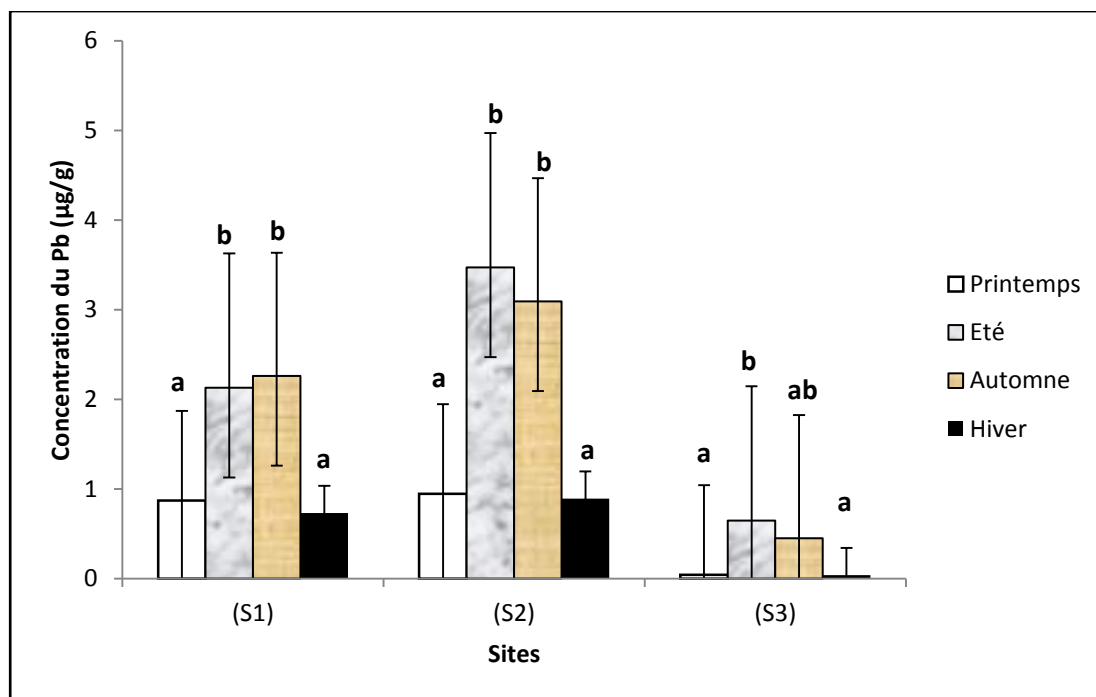


Figure 98: Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations métalliques du plomb ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3). (moyenne \pm ES, $n=24$).

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

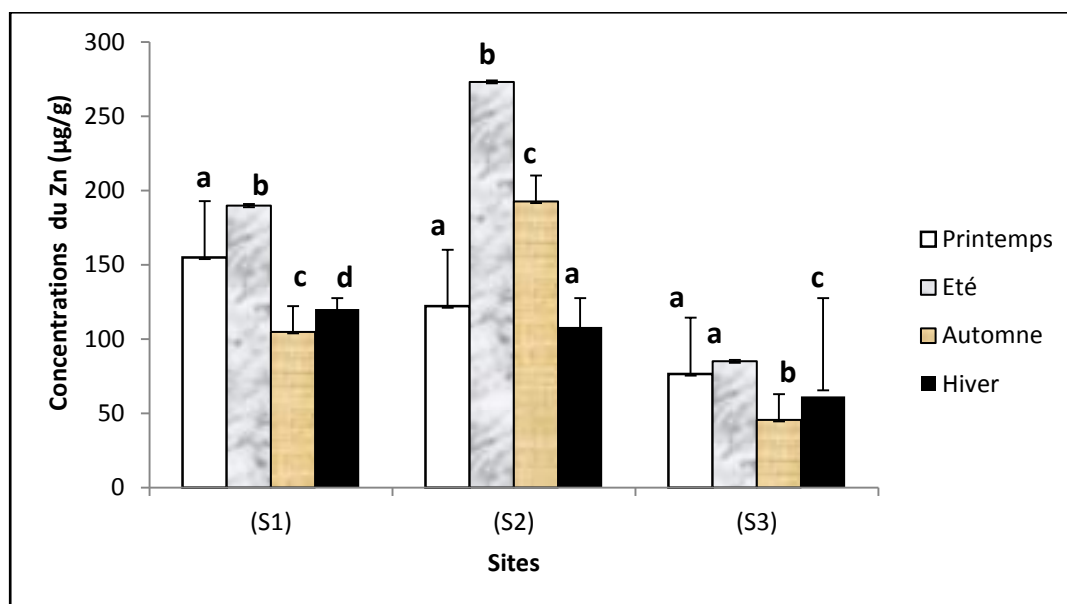


Figure 99 : Etude comparative inter-saisons des variations annuelles des concentrations métalliques du zinc ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$).

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

3) Variations des concentrations moyennes en éléments métalliques en fonction des sites Arzew, port d'Oran et Madagh :

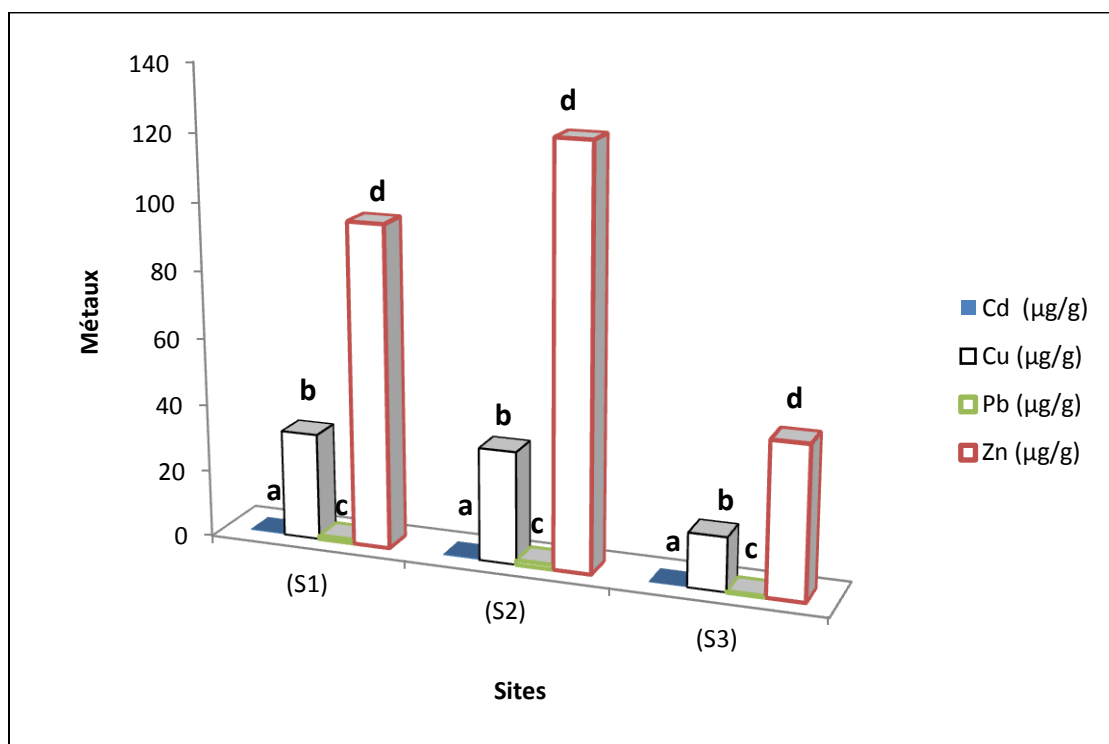


Figure 100 : Etude comparative inter-sites des variations annuelles des concentrations ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les macro-algues vertes *Ulva lactuca* et rouges *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, $n=24$).
 Pour chaque métal, les différentes lettres indiquent des différences significatives (Test de Duncan, $p < 0,05$) entre les sites.

Durant la période de notre étude, les valeurs moyennes des concentrations métalliques du Cd, Cu, Pb et Zn mesurées dans les tissus des macro-algues étudiées *Ulva lactuca* et *Corallina officinalis* montrent qu'il existe une différence significative.

Nous enregistrons une augmentation significative des concentrations au niveau du port d'Oran (S2) quel que soit le métal, suivi du site Arzew (S1), et les plus faibles concentrations sont enregistrées au niveau de Madagh (S3).

D'après ces résultats, on considère que le facteur « site » influe sur la contamination des macro-algues marines par les métaux lourds.

4) Variations des concentrations moyennes en éléments métalliques en fonction des espèces *Ulva lactuca* et *Corallina officinalis* :

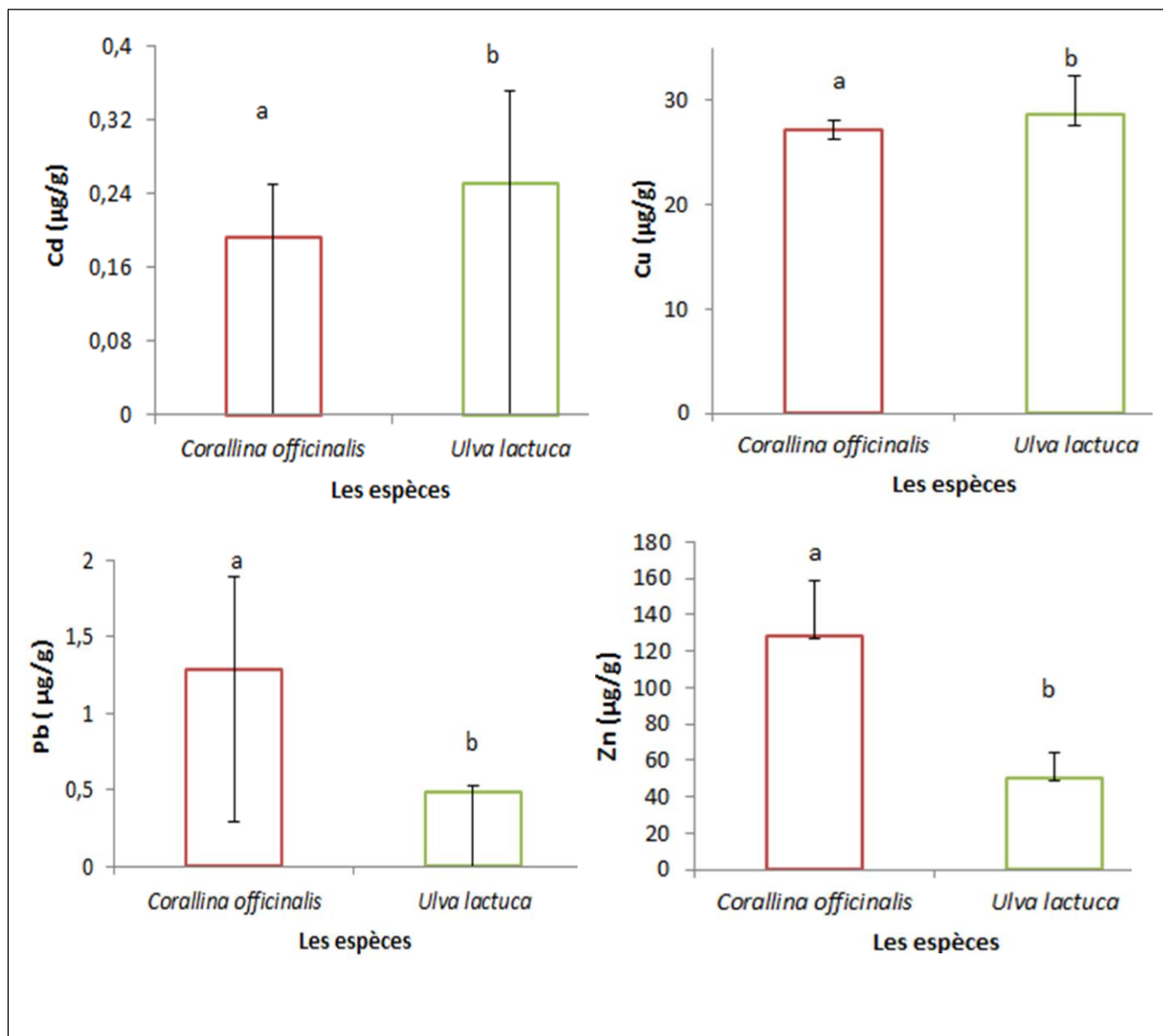


Figure 101 : Variations des concentrations moyennes en éléments métalliques en fonction des espèces *Ulva lactuca* et *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (moyenne \pm ES, n=24).

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

Nous remarquons que les taux les moins élevés se trouvent chez l'Ulve, par contre les taux les plus élevés apparaissent chez la Coralline, à l'exception du cadmium.

Pour le zinc : La plus petite concentration est retrouvée chez l'ulve. Par contre, la plus forte concentration est celle enregistrée chez la coralline.

Pour le plomb : Il y'a une différence significative dans l'accumulation de cet élément métallique dans les tissus des deux espèces étudiés. La plus faible accumulation concerne l'Ulve et les concentrations les plus élevées sont enregistrées chez la coralline.

Nos résultats montrent que dans la majorité, l'ulve reste l'algue qui accumule les valeurs les moins élevées en zinc et en plomb.

Cependant, la coralline et l'ulve concentrent les mêmes taux du cuivre à l'exception du cadmium pour lequel l'ulve accumule beaucoup plus.

D'après ces résultats, on considère que le facteur « espèce » influe sur la contamination des macro-algues marines par les métaux lourds.

5) Analyses de variance (ANOVA) :

L'analyse de variance effectuée sur la teneur en métaux chez les macro-algues *Ulva lactuca* et *Corallina officinalis*, provenant des sites d'Arzew (site S1), du port d'Oran (site S2) et Madagh (site S3) à travers le test F (Cf. Tableau 12), révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison), (site et espèce), ainsi que l'interaction entre les trois facteurs (site et espèce et saison) affecte très significativement ($p < 0,001$) l'ensemble des métaux.

Tableau 12 : Résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des teneurs métalliques moyennes ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les tissus des macro-algues *Ulva lactuca* et *Corallina officinalis*, provenant d'Arzew (S1), du port d'Oran (S2) et Madagh (S3) (n=24).

	F (Site)	F (Espèce)	F (Saison)	F (Site × Espèce)	F (Site × Saison)	F (Site × Espèce × Saison)
Cd	6,19 [*]	16,37 ^{**}	2,09 ^{ns}	8,79 ^{**}	5,99 ^{**}	1,45e ⁺³⁰ ^{**}
Cu	4,17 [*]	0,11 ^{ns}	2,24 ^{ns}	3,25 ^{**}	6,69 ^{**}	8,14 e ⁺²⁸ ^{**}
Pb	14,19 ^{**}	46,43 ^{**}	13,83 ^{**}	102,78 ^{**}	7,11 ^{**}	1,16 e ⁺³¹ ^{**}
Zn	4,31 [*]	8,88 [*]	4,10 [*]	11,14 ^{**}	15,70 ^{**}	1,31 e ⁺²⁹ ^{**}

Zn: Zinc; Cu: Cuivre; Pb: Plomb ; Cd: Cadmium.

(* : Significatif ($p < 0,05$) ; ** : Très significatif ($p < 0,001$) ; ns : Non significatif).

ddl (Site) = 2,45 ; ddl (Saison) = 3,44 ; ddl (Espèce) = 1,46 ; ddl (Site x Saison) = 11,36 ;

ddl (Site x Espèce) = 5,42; ddl (Site x Espèce x Saison) = 23,24.

Discussion :

Dans cette étude, nous avons choisi d'établir un suivi des variations saisonnières de la bioaccumulation métallique (Cu, Zn, Cd et Pb) chez les macro-algues marines vertes *Ulva lactuca* et rouges *Corallina officinallis*, ainsi que de la biodisponibilité de ces métaux, au niveau des trois sites (S1, S2, S3) du littoral occidental algérien.

Les niveaux de bioaccumulation métallique, correspondant aux concentrations en métaux mesurées dans les tissus des algues, étaient plus élevés au niveau des sites (S1 et S2) (côtes oranaïses) qu'au niveau du site (S3) (côtes de Ain Temouchent).

La détermination des concentrations en métaux lourds dans les organismes marins est généralement préférée à celle de la mesure des concentrations de métaux dans les échantillons d'eau de mer et de sédiments en raison de leur capacité à fournir des informations sur les concentrations de métaux lourds ou changements dans les disponibilités de métaux dans le milieu environnant (**Topcuoglu et al., 2003**).

Les algues sont parmi les organismes les plus adaptés aux études sur la contamination des métaux lourds dans les écosystèmes aquatiques (**Wallenstein et al., 2009**) en raison de leur abondance dans divers systèmes environnementaux, de leur capacité à s'adapter aux conditions environnementales (**Rajfur et coll. 2010**) et une grande capacité à accumuler des quantités élevées de métaux lourds tels que le plomb, le zinc, le cuivre, Cadmium, chrome, manganèse, etc., agissant comme un puits pour ces polluants (**Anastasakis et al., 2011**).

Les algues comme *Ulva lactuca* et *Corallina officinallis*, sont généralement considérés comme les meilleurs espèces bioindicatrices de la contamination marine par les métaux lourds.

Globalement, le Zn paraît être le plus abondant des métaux présent au niveau de tous les sites, comparé au Cu, Pb et Cd. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés chez les algues du littoral algérien (**Laib et Leghouchi, 2011 ; Elhadj, 2014 ; Allam et al., 2016,**), des côtes marocaines (**Kaimoussi et al., 2004**), des côtes espagnol (**Villare et al., 2001**) et des côtes égyptiennes (**Abdallah al., 2005 et Maha et al., 2007**).

La gamme des valeurs moyenne en Zinc, annoncées dans *U. lactuca* à partir de sites non contaminés, est de 0,5 à 23 µg /g de poids sec (**Wong et al., 1982 ; Shiber,**

1978) et à partir de sites pollués est de 42 à 160 $\mu\text{g g}^{-1}$ de poids sec (Ho, 1990). En employant de nouveau ces valeurs comme guide, il est clair que l'on peut considérer que la plupart des sites d'études (S1) et (S2) comme ayant des taux indiquant un degré significatif de contamination. Tandis que la plage de Madagh (S3), qui présente une concentration de 24,43 $\mu\text{g/g}$ peut être considéré comme site légèrement non contaminé. Cependant la législation française, par exemple interdit la consommation de la salade marine ou la laitue de mer *l'Ulva lactuca* dont la gamme de concentrations en zinc se situe entre 8 et 14 $\mu\text{g/g}$ (Besada et al., 2009) . Par conséquent les algues de notre zone d'étude ne peuvent être consommées.

La comparaison intersites des valeurs métalliques annuelles mesurées dans les algues marines témoignent d'une pollution globale du milieu qui varie d'un site à l'autre. Le site le plus contaminé est celui du port d'Oran (site S2), suivi du site d'Arzew (site S1). Les concentrations métalliques dans les algues du site Madagh (site S3) atteignent des niveaux relativement faibles par rapport à ceux des deux autres sites.

La concentration en Cuivre dans les algues vertes et brunes varie entre 1-18 $\mu\text{g/g}$, alors que pour les algues rouges, elle oscille entre 3-26 $\mu\text{g/g}$ (Campanella et al., 2001 ; Strezov et Nonova, 2005). D'après Wong et al., (1982) et Shiber, (1978), la gamme des valeurs pour le cuivre dans *Ulva lactuca* en sites non contaminés est de 0,1 à 3 $\mu\text{g/g}$ de poids sec, alors que dans les sites fortement contaminées, les valeurs sont comprises entre 14 à 134 $\mu\text{g/g}$ de poids sec, (Wong et al., 1982 ; Seeliger et Edwards, 1987 ; HO, 1990). Par conséquent les résultats obtenus en cuivre enregistrés dans *l'Ulva lactuca*, au niveau d'Arzew (S1) et port d'Oran (S2) indiquent qu'ils sont fortement contaminés par le cuivre. En revanche, les résultats obtenus dans *l'Ulva lactuca* dans le site Madagh (S3) montrent qu'ils ne sont que très faiblement contaminés.

En tenant compte des gammes de concentrations données par (Campanella et al., 2001 ; Strezov et Nonova, 2005) les valeurs obtenues du cuivre enregistrées dans *Corallina officinallis* au niveau du (S1) et (S2) montrent qu'ils sont aussi fortement contaminés .

La législation de quelques pays européens interdit la consommation d'algues dont les concentrations en cuivre sont supérieures à 14 $\mu\text{g/g}$, les valeurs obtenues montrent qu'il

y'a une contamination par le cuivre de *Ulva lactuca* et *Corallina officinallis*.

Les valeurs élevées des concentrations du zinc et du cuivre peuvent être expliqué par l'accumulation facile de ces métaux dans l'eau de mer par les algues ceci a été représenté par **Rouhi, 2007 et Ho, 1988**.

Les concentrations considérables obtenues du cadmium dans les algues étudiées sont liées à l'abondance de ce métal dans l'eau de mer. Cette abondance serait liée aux courants marins responsables de la remontée des eaux profondes, spécialement riches en métaux traces, y compris Cd (**Bruland et Franks, 1983 ; Sidoumou, 1992**).

Le port d'Oran (S2) montre les taux métalliques les plus élevées quel que soit l'espèce étudiées *Ulva lactuca* et *Corallina officinalis* et l'élément métallique analysé : Zn, Cu, Pb ou Cd, comparées à celles mesurées au niveau du site d'Arzew (S1) et de Madagh (S3).

Les apports en éléments métalliques pourraient provenir majoritairement des principaux rejets anthropiques côtiers de l'agglomération oranaise, dont les émissaires des eaux usées non traitée sont situés à l'Est et à l'Ouest du port. D'après certaines études, le Zn et le Cu sont connus comme des éléments métalliques caractéristiques d'une pollution d'origine urbaine (**Lauenstein 1992**). Par ailleurs, plus de 90 millions de mètres cubes d'eaux usées se déversent annuellement sur le littoral oranais (**Hamel et Fekir, 2011**).

Certains travaux antérieurs de biosurveillance réalisés sur les eaux côtières algériennes ont permis de mettre en évidence que les eaux usées urbaines et industrielles étaient responsables des apports croissants en matières organiques (**Grimes et al., 2010; Grimes et Bakalem, 1996; Grimes, 1998**). Ainsi, ces effluents chargés en particules organiques fournissent un support privilégié aux éléments métalliques. La richesse en matières organiques associée aux métaux pourrait faciliter la bioaccumulation de ces éléments métalliques dans les tissus des organismes aquatiques (**Ozdemir et al., 1998**). De ce point, cet accroissement de la pollution métallique observée au niveau du port d'Oran pourrait s'expliquer du fait qu'il s'agisse d'un des plus grands ports algériens et que le littoral oranais subisse l'influence directe d'un important trafic maritime (**Boutiba, 2007**).

Il est possible que les peintures « antifouling » qui recouvrent les coques des bateaux libèrent dans le milieu marin différents métaux toxiques par lixiviation (AERMC, 1997). Selon Casas (2005), le zinc est introduit dans les eaux des zones portuaires, à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion.

Dans notre étude, le suivi des concentrations métalliques chez les macro-algues marines vertes *Ulva lactuca* et rouges *Corallina officinallis* a montré des variations saisonnières inter-sites et selon le métal étudié (Zn, Cu, Pb et Cd).

Les fluctuations saisonnières sont étroitement liées à la disponibilité des métaux dans le milieu, aux changements physiologiques des algues ainsi qu'aux perturbations environnementales liées à la qualité du milieu au niveau des trois sites.

Les variations saisonnières de métaux lourds dans les algues ont été notées par plusieurs auteurs (Bryan et Hummerstone, 1973 ; Fuge et James, 1973 ; Rönnberg et al., 1990 ; Miramand, et Bentley, 1992). Les concentrations des métaux Cd, Cu, Zn et Pb dans les espèces étudiées varient sensiblement pendant la période de prélèvement des échantillons, chaque métal montrant un modèle caractéristique de variation.

Les fluctuations saisonnières des valeurs en métaux dans les différents types des macro-algues sont souvent observées durant les mois chauds. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés dans plusieurs travaux à cause des hauts taux de croissance (Miramand & Bentley, 1992 ; Pohl et al., 1993 ; Villares et al., 2001). Cependant, les activités de croissance n'expliquent pas entièrement à elles seules la différence dans la variabilité saisonnière entre les métaux ; la morphologie des thalles et la relation stratégique entre la croissance et la phylogénétique de l'espèce peuvent y participer (Eide et al., 1980).

Pour d'autres auteurs, la concentration des métaux lourds dans les algues dépend de l'âge de celles-ci. En effet, (Forsberg et al., 1988) ont noté que les taux 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*). Le Cr montre une tendance similaire, qui n'est pas constatée pour le Cd, le Cu et le Pb. (Barnett et Aschcroft, 1985) ont enregistré une augmentation de la concentration de Fe, Mn, Ni, Zn et Pb dans les thalles principaux, par comparaison à ceux en développement. (Bryan et Hummerstone, 1973) suggèrent que

cette différence d'accumulation des métaux est due au nombre de sites de fixation, étant donné qu'au fur et à mesure que le thalle se développe, le nombre de site augmente. De plus, (**Forsberg et al., 1988**) ont noté que les épiphytes, qui sont essentiellement limités aux plantes âgées, sont responsables de l'augmentation de la concentration de Al, Cr, Fe dans le thalle le plus âgé.

L'accumulation des métaux, se fait préférentiellement chez les algues par rapport, à la forme disponible des métaux, à la taille des organismes, leur écologie et morphologie, la période d'immersion et d'exposition des algues, (**Benbrahim et al, 1998 ; Zeroual, 2003**).

En fait, chaque métal montre un modèle caractéristique de variation qui est expliqué par plusieurs facteurs (température, transparence, temps de submersion de l'algue dans l'eau) agissant sur le métabolisme de l'espèce (**Lobban and Harrison, 1994 et Vasconcelos et al. 2002**).

Les concentrations de métaux chez les différentes espèces d'algues peuvent tenir compte de leur morphologie, de leur durée de vie (vivaces ou annuelles comme *Corallina sp*). Leur possibilité d'accumuler des métaux à un degré plus élevé.

Les taux de croissance rapide (ex: *Ulva sp*) donnent des concentrations en métaux plus faibles, (**Sawidis et al, 2001**). Ceci peut-être dû au fait que l'espèce *Ulva* est incapable d'intégrer des concentrations élevées de ces métaux.

Les résultats nous permettent de remarquer la capacité de résistance des algues « Ulve et Coralline » face aux polluants métalliques. Les concentrations obtenues de la bioaccumulation des métaux révèlent que l'ulve et la coralline accumulent les éléments métalliques davantage dans les périodes estivales. (**Villares et al. 2002**) ont montré que l'accumulation des métaux est à son maximum en été, ses données sont en accord avec nos résultats.

Nous remarquons que le cadmium présente des quantités faibles comparé aux autres métaux dans l'ulve et la coralline ce qui est en accord avec plusieurs travaux (**Kaimoussiet al., 2004 ; Abdallah al., 2005 ; Maha et al., 2007 et Laib et Leghouchi, 2011**)

Plusieurs auteurs ont constaté que le zinc est facilement accumulé par l'ulve par rapport à la coralline (**Schintu et al. ,2010 ; Kut et al . , 2000**), dans cette étude il est

noté le contraire, où une accumulation préférentielle de Zn *Corallina officinalis* relative à *Ulva lactuca*, ce qui est en accord avec les résultats rapportés par **(Topcuoglu et al., 2010 et Laib et Leghouchi, 2010, Rahal, 2012 Allam et al., 2016,)**.

Dans cette étude, l'algue rouge *Corallina officinalis* accumule plus le plomb comparée à l'algue verte *Ulva lactuca*. Ce qui est en accord avec les résultats obtenues par **(Mohammed et Khaled, 2005)** d'Alexandrie (Égypte) et de Ghazaouet (Algérie) par **(Benguedda et al., 2011)** ainsi que **(Laib et Leghouchi, 2011)** de Jijel (Algérie). Ceci est due à l'affinité de Pb aux structures calcifiées **(Reinecke et al., 2003)**

Corallina sp., montre des valeurs d'accumulation de métaux inférieures par rapport aux algues non calcifiées, au moins pour le cuivre et le fer **(Jordanova et al., 1999 ; Kut et al., 2000)**. **(Sawidis et al., 2001)** trouvent que les concentrations de métaux dans différentes espèces d'algues de même biotope montrent des différences significatives. Ceci est en accord avec nos résultats, car on trouve que la Coralline se comporte comme un puissant bio-accumulateur pour certains métaux, alors que l'ulve prouve son caractère d'excellent bioindicateur pour d'autres métaux.

En fait, chaque métal montre un modèle caractéristique de variation qui est expliqué par plusieurs facteurs (température, transparence, temps de submersion de l'algue dans l'eau etc..) agissant sur le métabolisme de l'espèce **(Lobban and Harrison, 1994 et Vasconcelos et al. 2002)**.

El Ati-Hellal et al. (2007) et Akcali et Kucuksezgin (2011) ont montré aussi que les concentrations des métaux dans l'eau de mer et dans les sédiments sont bien corrélées avec la concentration dans les macro-algues vertes et brunes et que les macro-algues sont des bioindicateurs de l'état de contamination du milieu.

Tableau 13 : Comparaison des résultats obtenus des concentrations métalliques avec ceux de la littérature

Espèce	Cd	Cu	Pb	Zn	Référence
<i>Ulva sp</i>	0,1-2,5 1	-	6,3-28,5 14,7	39-82,5 57,3	Haritonidis et Malea (1999) Grèce
<i>Ulva lactuca</i>	-	94,33	-	103,5	Villares et al., (2001) Espagne
<i>Ulva lactuca</i>	0,1-0,7 0,2		0,7-17,6 7,3	25-179 64	Caliceti et al. (2002) Italie
<i>Ulva lactuca</i>	0,4-1,4 (0,8± 0,29)	5,5-21,5 (14,5± 5,2)	-	126-337 (228 ± 74)	Kaimoussi, 2004 Maroc
<i>Ulva lactuca</i>	0,68	6,705	-	45,24	Maha et Abdallah (2007) Egypt
<i>Ulva lactuca</i>	10,025	20,405	56,03	152,015	Abi Ayad (2009) Algérie
<i>Ulva sp</i>	0,013	0,123	0,256	0,859	Mehtap Ustunada et al., 2010 Turquie
<i>Ulva sp</i>	0,87-5,65	-	13,7-54,2	6,0-50,1	Akcali et Kucuksezgin (2011) Est de mer Egée
<i>Ulva lactuca</i>	-	2,93	-	35,31	Elhadj (2014) Algérie
<i>Ulva lactuca</i>	0,275	28,585	0,505	49,867	Présente étude
<i>Corallina officinalis</i>	0,28	3,23	3,2	23	Kut et al. (1999) Turquie
<i>Corallina</i>	<0,02	< 0,03	0,1	22,5	Topcuoglu et al., 2003
<i>Corallina sp</i>	7,175	8,064	26,50	53,00	Mohammed et Khaled (2004) Egypte
<i>Corallina officinalis</i>	0,52	11,44	6,72	211,44	Belhedj (2008) Algérie
<i>Corallina officinalis</i>	14,15	67,22	153,82	286,9	Abi Ayad (2008) Algérie
<i>Corallina officinalis</i>	0,192	27,203	1,351	130,216	Présente étude

Les algues sont capables de concentrer les métaux essentiels et non essentiels de l'eau ambiante par plusieurs ordre de grandeur en raison de la densité des sites fonctionnels de surface et de la capacité de liaison des ligands intracellulaires (**Turner et al., 2008**).

Les résultats des interprétations concernant les algues vertes nous amènent à déceler qu'au un niveau du littoral ouest algérien, ces algues se trouvent très menacées par la pollution d'origine métallique.

Selon (**Benkdad et al., 2011**) les concentrations des métaux varient, non seulement parmi les espèces d'algues, mais aussi au sein de la même espèce provenant des différents sites. Cela est dû aux facteurs abiotiques ou biotiques, et aux facteurs anthropiques attribuant à la distribution hétérogène des métaux dans l'écosystème.

Les effets des déchets d'origines urbains et industriels rejetés dans le port et la plage, représentent des risques de contamination métallique dans cette région. Les résultats observés concernant l'ulve et la coralline, signalent également que ces espèces peuvent disparaître à l'avenir de ces milieux (Port-plage).

L'étude de l'accumulation de quatre métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) dans deux espèces d'algues vertes *Ulva lactuca* et algues rouges *Corallina officinalis* montre que les concentrations en métal varient selon la nature des espèces et les sites des échantillons.

Les différentes espèces présentent différents degrés d'accumulation de métaux et les valeurs plus élevées obtenues aux niveaux des sites étudiés peuvent être attribuées à l'influence des rejets urbains et industriels.

Conclusion générale

Conclusion générale et Perspectives

Le travail représente une continuité des préoccupations environnementales du collectif du laboratoire Réseau de Surveillance Environnementale (LRSE). Il traite un sujet très intéressant pour les spécialistes impliqués dans la gestion environnementale et pour les facteurs responsables dans la prise des décisions au niveau de la protection du littoral.

La totalité des écosystèmes de la planète sont désormais affectés d'une façon ou d'une autre, par le développement des sociétés humaines, et les rejets agricoles, urbains et industriels qui peuvent mener à de hauts niveaux de pollution dans les écosystèmes marins côtiers.

Les côtes sont depuis toujours le lieu privilégié d'installation des ports, des villes et des activités industrielles. La moitié de la population mondiale actuelle est localisée à moins de 50km des rivages. Les multiples pollutions qui découlent de l'activité humaine et industrielle ont pour point de convergence le milieu marin.

La pollution en provenance des eaux usées urbaines, industrielles et des déchets solides, est considérée comme un problème important pour les pays en voie de développement, spécialement dans les zones urbaines côtières ce qui est le cas pour notre zone d'étude.

La biosurveillance des eaux de l'ouest algérien repose essentiellement sur l'évaluation des concentrations de polluants dans l'eau et les sédiments mais aussi dans les tissus des organismes. Les métaux lourds sont des polluants dont la nocivité est liée à leur rémanence et à leur spéciation. Ils peuvent donc être transférés dans le réseau trophique et s'accumuler dans la matière vivante.

Globalement, il ressort à la lumière de cette étude que :

Notre zone d'étude est caractérisée par des déversements anarchiques des rejets d'eaux usées urbaines et industrielles le long du littoral ouest algérien aux différents sites ciblés : Arzew (Site (S1), port d'Oran site (S2) et Madagh (Site (S3).

Les eaux usées de cette zone présentent des valeurs importantes pour les paramètres analysés, ces valeurs montrent la nécessité d'un traitement préalable et qu'un traitement

biologique devrait être envisagé pour améliorer la qualité de ces eaux selon les normes requises et répondre aux atteintes des pouvoirs publics en matière de protection de l'environnement marin et de la santé publique.

Cette approche intégrative représente un moyen d'évaluation environnementale accessible à tous les pays permettant le suivi et la conservation des milieux marins côtiers à l'échelle nationale et internationale et qui pourrait être utilisé dans les programmes de biosurveillance marine pour indiquer l'impact de la pollution et d'évaluer la qualité du milieu marin côtier algérien.

La qualité des eaux du littoral ouest algérien est variable en fonction des saisons. Cette variation a une grande influence sur la densité de la prolifération des algues vertes. Les concentrations élevées des paramètres physico-chimiques et l'apparition du bloom d'algues qui couvrent la surface.

L'étude de la concentration en métaux traces (Cd, Pb, Cu et Zn) chez les espèces d'algues étudiées (*Ulva lactuca* et *Corallina officinalis*) de la zone d'étude montre que la bioaccumulation de ces métaux varie en fonction de la saison.

Ainsi, le présent travail a mis en évidence l'importance de l'utilisation des macro-algues comme indicateurs biologiques de pollution métallique dans un écosystème.

Nous finissons cette étude par quelques recommandations et perspectives pour la protection du littoral algérien, en général, ainsi nous souhaitons de :

- ✓ Elargir l'étude de l'évaluation de l'impact des rejets d'eaux usées sur toute la côte algérienne ;
- ✓ Compléter nos analyses effectuées des eaux usées et eau de mer par une étude des hydrocarbures, des PCB, pouvant atteindre des concentrations élevées entraînant ainsi à différentes pathologies ;
- ✓ Ainsi que, effectuer des analyses microbiologiques permettant d'établir un bilan plus complet ;

- ✓ La modélisation de la bioaccumulation des contaminants chimiques dans les différents réseaux trophiques des différentes espèces peuplant la côte occidentale algérienne ;
- ✓ L'évaluation de l'impact de la pollution sur les organismes marins par l'étude de la génotoxicité des contaminants et l'utilisation des biomarqueurs.

Il est judicieux de signaler que l'augmentation de toutes sortes des rejets notamment dans le milieu marin constitue un aspect majeur de questionnement. Ceci revient au danger et dommages qu'elle peut apporter au bon fonctionnement des écosystèmes. Pour cela, une gestion écologique des rejets doit aller au-delà de la simple élimination ou récupération du rejet, bien au contraire doit chercher à s'attaquer à la cause primaire du problème. Tous cela, nous conduit à essayer de trouver une stratégie bonifiée pour une gestion rationnelle des rejets, et qui représente la particularité de concilier développement et protection de l'environnement marin .

Afin de protéger la faune et la flore du milieu marin il est impératif de minimiser autant que possible les rejets urbains au niveau de la mer et de multiplier les stations d'épurations.

- Adopter des méthodes adéquates de collecte de traitement et d'élimination des eaux usées.
- Le choix judicieux du point de rejet en mer lorsque celui-ci est nécessaire, il doit être suffisamment éloigné d'une zone sensible, de baignade ou de pêche plutôt qu'un rejet direct à la côte, il faut privilégier les émissaires profondes avec diffuseur qui favorise la dilution de l'effluent dans des proportions considérables qui peuvent éviter de nuire à la santé de l'homme.
- Développer des programmes éducatifs au niveau des différents établissements de l'enseignement afin de conscientiser les gens dès leur jeune âge, ainsi nous minimiserons l'impact négatif de l'homme sur la nature et nous aurons des citoyens capables d'apporter des solutions aux différents problèmes environnementaux.

Il faut éclairer les décideurs sur les actions prioritaires à mener en matière de protection de l'environnement et du développement durable (en assurant un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de

répondre aux leurs) et d'aménagement du territoire et les persuader ou à les obliger (de manière discutable) à penser à résoudre le fléau de pollution dans notre pays dans l'immédiat.

Pour assurer la protection et la conservation de l'environnement marin, il convient de mettre en place un Réseau écologique de surveillance de la qualité du milieu marin et des ressources halieutiques dont ces activités sont :

- L'évolution de la salubrité des produits de la pêche qui peuvent être porteurs d'éléments toxiques (métaux lourds, organochlorés, parasites,... etc.) ;
- Le recensement des sources de pollution et l'estimation du volume des polluants, qu'ils soient naturels ou anthropiques ;
- La mise en œuvre d'un programme efficace destinée à résoudre le problème des eaux usées (urbaines et industrielles) par la mise en place, notamment, de stations d'épuration ;
- La réhabilitation des installations portuaires de réception des eaux de ballast et la réalisation de nouvelles unités pour le stockage des produits chimiques.

Les chercheurs des universités et les cadres du CNL (Commissariat National du Littoral) doivent multiplier et conjuguer leurs efforts afin de protéger les écosystèmes et éliminer la dégradation de l'environnement en Algérie.

Avoir un bon état écologique préservera la biodiversité du pays, la valeur d'une espèce sans usage médical ou pharmacologique reconnu peut atteindre les 23,7 millions de USD , et améliorera l'état de santé du citoyen, le pourcentage des maladies imputables à l'environnement a atteint 24 % **(OMS, 2006)**.

Le but de notre travail est d'apporter des réponses concrètes à de sérieux problèmes de pollution et de développement durable. Notre stratégie est réconcilier l'environnement et l'économie. Pour rassurer les esprits, nous rappelons les fameux diction : « rien n'est poison, tout est poison, c'est la dose qui fait le poison ».

Références bibliographiques

A

- ABDALLAH, M. A. M., & ABDALLAH, A. M. A., 2007.** Biomonitoring study of heavy metals in biota and sediments in the South Eastern coast of Mediterranean sea, Egypt. *Environmental Monitoring and Assessment*. doi:10.1007/s10661-007-0066-8.
- ABI AYYAD, L., 2008.** Etude de la biodisponibilité des métaux lourds dans les sédiments et chez quelques espèces marine du littoral de l'extrême ouest algérien (Beni Saf) Mag.Eco.Veg. Univ de Tlemcen: 1-50p.
- AEE, 1999.** Europe's environnement the dobrisassessent- Agence Européenne pour l'Environnement -CopanHague (Dane Mark).
- AEE, 2006.** Agence Européenne pour l'Environnement .problèmes prioritaires pour l'environnement méditerranéen. Rapport n°4/2006.P93.
- AERMC, 1997.** Agence de l'Eau RMC, Impact de la plaisance sur la qualité des eaux du littoral méditerranéen BCEOM / Mars 1997, 64 350 C /PM, pp. 118.
- AHLUWALIA, S. S., & GOYAL, D. 2007.** Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology*, 98, 2243-2257.
- ALLAM HADIL, AOUAR AMARIA, BENGUEDDA WACILA, BETTIOUI RÉDA, 2016.** Etude de la bioaccumulation métallique chez les algues, oursins et sediments dans le littoral d'Honaine (extreme oust algérien). *Open Journal of Ecology*, 2016, 6, 159-166.
- AKCALI, I. & KUCUKSEZGIN, F., 2011.** A biomonitoring study: Heavy metals in macroalgae from eastern Aegean coastal areas. *Mar. Pollut. Bull.* 62 : 637- 645.
- AMIARD-TRIQUET, C ET AMIARD, J.C., 2008.** Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques, Doc (Editions).
- AMINOT A. ET CHAUSSE-PIED M., 1983.** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. *Edition: CNEXO, Brest, France, 395 P.*
- AMINOT A., ET KEROUEL R., 1978.** Premiers résultats sur l'hydrologie, l'oxygène dissous et les pigments photosynthétiques en manche occidentale après l'échouage de l'AMOCA *Journée du spéciale « AMACO CADIAZ » 7 juin 1978, Publications CNEXO, Série « Actes de colloque », 6 :51-68, Brest, France, 395 P.*

ANASTASAKIS, K., ROSS, A. B., & JONES, J. M., 2011. Pyrolysis behaviour of the main carbohydrates of brown macro-algae. *Fuel*, 90, 598–607.

ANONYME, 2004. Dictionnaire Larousse

ASSO, A., 1982. Contribution à l'étude des polluants métalliques chez la moule *Perna perna* dans la région d'Alger. Thèse de doctorat en océanographie biologique, *université d'Aix Marseille II*, 135p.

B

BABOCH, H. AND STOTSKY, G., 1978. Effects of cadmium on the biota, influence of environmental factors, *Adv. Appl. Microbiol*, 23 55-117.

BACHARI HOUMA, F., 2009. Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire. *Thèse de doctorat* ; Sciences de l'Univers et Environnement ; université de Val de Marne Paris XII. France, 236 p

BAHADIR, T., BAKAN, G., ALTAS, L., & BUYUKGUNGOR, H., 2007. The investigation of lead removal by biosorption: An application at storage battery industry wastewaters. *Enzyme and Microbial Technology*, 41, 98–102.

BARNETT B.E., ASHCROFT C.R., 1985. Heavy metals in *Fucus vesiculosus* in the Humber estuary, *Environ. Pollut. Ser. B* 9 .193–213.

BARRE, L., 2005. Sources de pollution. Atlantique. be :3p.

BAYHAN, Y. K., KESKINLER, B., CAKICI, A., LEVENT, M., & AKAY, G., 2001. Removal of divalent heavy metal mixtures from water by *Saccharomyces cerevisiae* using cross flow microfiltration. *Water Research*, 35, 2191–2200.

BAYNE, B.L., 1986. Measuring the effects of pollution at the cellular level and organism level. in: *The role of Oceans as a waste disposal option*, pp.:617-634 ; by D. Reidel Publ. Co.

BELABED, 2010. la pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba "sources de contamination des écosystèmes aquatiques". Mémoire de Doctorat en sciences de la mer. Université de Badji Mokhtar-Annaba:-P:11.

BELGIORNO, V., LUIGI, R., DESPO, F., CLAUDIO, D R., GIUSY, L., NIKOLAOU, A., VINCENZO, N., and SUREYYA, M., 2007. Review on endocrine disruptingemerging

compounds in urban wastewater: occurrence and removal by photocatalysis and ultrasonic irradiation for wastewater reuse. *Desalination* 215, pp 166–176.

BELHADJ, H., 2008. Evaluation de la Pollution métallique dans l'eau, les sédiments et organismes vivants du littoral de Ghazaouet (extrême ouest algérien). Mémoire de Magister en Ecologie Animale. Université de Tlemcen .384p

BENBRAHIM, S., TAHA, S., CABON, J., DORANGE, G., 1998. Elimination des cations métalliques divalents :Complexation par l'alginate de Sodium et ultrafiltration. *Rev.Sci.Eau* 4 : 497-516.

BEN DERRADJI, M. E. et KRIRA, A., 2009. Ressources en eau, pollution et santé dans la région d'Annaba- Algérie orientale. *Medit* N° 1.

BENGHALI, S., 2006. Biosurveillance de la pollution marine au niveau de la côte occidentale algérienne par la mesure de l'activité de l'acétylcholinestérase chez la moule *Mytilus galloprovincialis*, l'oursin *Paracentrotus lividus* et la patelle *Patella coerulea*. Thèse de magistère. Université d'Oran.

BENGUEDDA, W., DALI YUCEF, N., AMARA, R., 2011. Trace Metals in Sediments, Macroalgae and Benthic Species from the Western Part of Algerian Coast. *Journal of Environmental Science and Engineering* Vol 5, N° 12: 1604- 1612.

BENKIDAD, A., LAISSAOUI, A., TORNERO;M. V., BENMANSOUR,M., CHAKIR, E., GARRIDO, I.M., MORENO,J.B., 2011. Trace metals and radionuclides in macroalgae from Moroccan coastal waters. *Environ monitasses*, 182317-324.

BENMANSOUR, N., 2009. Contribution à l'étude de l'anchois (*Engraulis encrassolus*, (1758) de l'extrême Ouest Algérien (Ghazaouet et Beni Saf), recherche de quelques métaux lourds. Mémoire de Magister d'écologie et biologie des populations Université de Tlemcen: p.28.147.

BENMESSAOUD, F., 2007. Qualité physico-chimique, métallique et bactériologique des eaux de l'estuaire du Bou Regreg et impact sur la biologie et la démographie de *Venerupis decussata* (Linne, 1758) et *Cardium edule* (LINNE, 1767). *Thèse de Doctorat D'état*. Discipline : Biologie ; Spécialité : Ecologie animale Université Mohammed V – AGDAL ; Faculté Des Sciences ; Rabat.

BENYAKHLEF, M., NAJI, S. et BELGHYTI, D., 2007. Caractérisation des rejets liquides d'une conserverie de poissons. *Bull. Soc. Pharm. Bordeaux*. 146, 225-234.

- BESSADA, V., Andrade, J., SCHULTZE, F AND GONZALEZ, J., 2009.** Heavy metals in edible seaweeds commercialized for human consumption *Journal of Marine Systems*, 75, 305-313.
- BHATNAGAR, A., & MINOCHA, A. K., 2010.** Biosorption, optimization of nickel removal from water using Punica granatum peel waste. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 76, 544–548.
- BILFERT, C., ET PERRAU, R., 2001.** Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets. Edition de boeck, 477p.
- BINET, D., 2005.** Le paradoxe des sardinelles IRD. *Institut de recherche pour le développement. Centre de Bondy. France* catalogue des ressources pédagogiques et scientifiques francophones.
- BORGMANN, U., 2000.** Accumulation, regulation and toxicity of copper, zinc, lead and mercury in *Hyalella azteca*. *Hydrobiologia* 259: 79-89p.
- BOURAHLA ET DAFFALAH, 2007.** La pollution microbiologique de la plage de Sablette et Oureah au niveau de la wilaya de Mostaganem, mémoire d'ingénieur, université de Mostaganem. 145 P.
- BOURAS, D., et BOUTIBA, Z., 2007.** Analyse et cartographie des risques littoraux (littoral oranais, Algérie Nord Occidental). Bull. Sci. Géogr. INCT, N° 17 : 45-50. Alger, Algérie.
- BOUSQUET, J.C., 2003.** Avis du Conseil Economique et Social Régional sur « Les risques de pollution par hydrocarbure en méditerranée ». Séance plénière du 1er décembre 2003.
- BOUTHIR, F.Z., SOUABI, S., CHAFIK, A., BENBRAHIM, S. et SIFEDDINE, M., 2006.** Impact des rejets industriels sur l'environnement : cas de l'accumulation du chrome dans les différents compartiments aquatiques le long du littoral de Casablanca-Mohammadia. *Water QUAL.RES.J. Canada* ; 2006* Vol. 41, No. 4, 418-426.
- BOUTIBA, Z., 1992.** Les mammifères marins d'Algérie Statut, Répartition, Biologie et Ecologie. *Thèse de Doctorat*. Université d'Oran. 575p
- BOUTIBA, Z., TALEB, Z., ABI-AYAD, S.M.E.A., 2003.** State of marine pollution from coast. *Edition: Dar El Gharb*. Algeria, pp. 69.
- BOUTIBA, Z., 2004.** Quid de l'Environnement Marin. Edit: Dar El Gharb, 273p.

BOUTIBA, Z., 2007. Place des pays du Maghreb dans la protection de la Méditerranée. Laboratoire Réseau de Biosurveillance de l'Environnement. Université d'Oran Es-Sénia, Le Quotidien d'Oran. Algeria, pp. 24.

BRULAND, K.W., FRANKS, R.P., 1983. Mn, Ni, Cu, Zn and Cd in the western North Atlantic, in: C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton, E.D. Goldberg (Eds.), Trace Metals in Seawater, Plenum Press, New York, , pp. 395–414.

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.

BULUT, Y., & BAYSAL, Z., 2006. Removal of Pb (II) from wastewater using wheat bran. *Journal of Environmental Management*, 78, 107–113.

BUTLER, D., FRIEDLER, E., GATT, K., 1995. Characterising the quantity and quality of domestic wastewater inflows. *Water Science Technology*, 31, 13-24.

C

CALICETI, M., ARGESE, E., SFRISO, A., PAVONI, B., 2002. Heavy metal contamination in the seaweeds of the Venice lagoon. *Chemosphere* 47: 443–454.

CAMPANELLA L., CONTI M E., CUBADDA F., SUCAPANE C., 2001. Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution* 111 : 117-126.

CASAS, S., 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. *Doctorat de l'université du Sud Toulon Var*. Spécialité : Océanologie biologique, Environnement marin, France. pp. 363.

CE, 2011. Les risques sanitaires des métaux lourds et d'autres métaux, Rapport de la commission des questions sociales, de la santé et de la famille du conseil de l'Europe. Doc:12613.

CHIFFOLEAU, J.F., GONZALEZ, J.L., MIRAMAND, P., THOU VENIN, B., 2001. Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique, estuaire. Edition Ifremer. 12p.

CHIFFOLEAU, J. F., CLAISSE D., COSSA D., FICHT A., GONZALEZ G., GUYOT T., MICHEL P., MIRAMAND P., OGER C., PETIT F., 2001. La contamination métallique, *Rapport du Programme scientifique Seine-Aval*, p. 39.

CHONG K. et WANG W.X., 2001. Comparative studies on the biokenitics of Cd, Cr and Zn in the green mussels *Perna viridis* and the Manila calm *Ruditapes philippinarum*. *Environ.Pollut.* 115(1):107-121.

CHOPPIN, T., 1996. Surveillance de la biodiversité marine, Protocoles de surveillance des algues marines, Un rapport du comité de surveillance de la biodiversité marine- Atlantic Ecological Science Cooperative, Centre des sciences de la mer (Huntsman) Au réseau d'évaluation et surveillance écologique de Canada, p.3. Editeur : St John, Canada : Université du Nouveau-Brunswick, centre d'Etudes Littorales et Aquaculture.

CHOUTEAU, C., 2004. Développement d'un biocapteur conductimétrique bio-enzymatique à cellule algale. Thèse de doctorat. Université de Claude Bernard, Lyon 1 .Lyon. France.

C.N.R.S., 2005. (centre nationale de la recherche scientifique) « Principaux rejets industriels ».

COSSA, D., B. AVERTY, J. BRETAUDEAU, AND A.-S. SENARD, 2003. Spéciation du mercure dissous dans les eaux marines. Analytical methods for the marine environments. Ifremer and French Ministry for Ecology and Sustainable Development publication MA0303.

D

DEBECHE, T.H., 2002. Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Thèse de Doctorat, Univ. De Franche-Comté, U.F.R. des sciences et Techniques de l'Université de Franche-Comté Ecole Doctorale Homme, Environnement, Santé. 199p.

DERMECHE, S., CHAHROUR, F., BOUTIBA, Z., 2006. Contribution to the study of changes in physiological indexes (index of repletion index-gonadal and sex ratio) among the population of edible sea urchins *Paracentrotus lividus* (Lamarck 1816) of the Algerian west coast . *European Journal of Scientific Research*, ISSN: 1450-216X Vol.30 No.1 (2009), pp.153-163.

DJOUADI, F., 1992. Essai d'adsorption du cadmium par des bentonites Algériennes. Mémoire d'ingénieur 'état U.S.T.H.B Alger.

DONNIERS, 2007. « Pollution chimique en Méditerranée » CERBOM. (INSERM). Nice.

E

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES 

EGPPO, 2006. Fiche descriptive du Port d'Oran. *Publication de la Société Entreprise portuaire d'Oran.*

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.

EL ATI-HELLAL, M., HEDHILI A., & DACHRAOUI M., 2007. « Contents of Trace Metals in Water and Macroalgae along the Mediterranean Coast of Tunisia ». Bull. Environ. Contam. Toxicol. N°78 : 33-37.

ELHADJ Z., 2014. Recherche de Traces des Composés Antifouling, à Base d'organostanniques, de Zn et Cu dans les Eaux Littorales Occidentales Algériennes au moyen de Bioindicateurs Quantitatifs (Moules et Algues). Thèse de Doctorat. Université d'Oran.

ELKHOKH, K., KBIBCH A., EL KHARRIM, K., et BELGHYTI, D., 2012. Evaluation de la charge polluante des eaux usées de la ville de Rabat. Catégorie : *Environnement ; Science Lib Editions Mersenne* : Vol.4, N° 121104 ; ISSN 2111-4706.

ENTREPRISE PORTUAIRE D'ARZEW, EPA., 2014. Présentation de la zone industrielle d'Arzew.

F

FAO., 2003 L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation, pp 73.

FAROOQ, U., KOZINSKI, J. A., KHAN, M. A., & ATHAR, M., 2010. Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents—a review of the recent literature. *Bioresource Technology*, 101, 5043–5053.

FLORENTZ, M., 1982. Contribution à l'élimination du phosphore des eaux usées par voies biologiques. Thèse de doctorat, Université de Nancy I, 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.
- FUGE, R., JAMES, K.H., 1973.** Trace metal concentrations in brown seaweeds. Cardigan Bay, Wales, Mar. Chem. 1 . 281– 293.
- FUNAHICHI, H., IMAI, T., 2001.** Seaweeds prevents breast cancer, Jpn J. Cancer Res., 92(5) :483.

G

- GAUJOUS, 1995.** La pollution des milieux aquatiques. Aide-mémoire, 2^{ème} édition, Tec & Doc Lavoisier, Paris, pp. 17-18.198-199, 62,64, 65.
- GAYRAL, P., 1975.** Les algues : morphologie, cytologie, reproduction, écologie. Ed Doin 41p.
- GESAMP, 1990.** United Nation Group of Expert on the Scientific Aspect of Marine Pollution. Article premier, paragraphe 1(4).
- GHODBANI, T., 2001.** Extension urbanistique dans le littoral d'Oran et ses effets sur l'environnement. *Thèse de Magister*. Université d'Oran. Département de géographie et de l'aménagement du territoire. 387p.
- GILBIN, R., 2001.** Caractérisation de l'exposition des écosystèmes aquatiques à des produits phytosanitaires : spéciation, biodisponibilité et toxicité. *Thèse de Doctorat*. Faculté des sciences, Université de Genève. Thèse N°3315.195p.
- GNASSIA-BARELLI, M., NGUYEN, P., CARUBA, R., 1992.** Détermination de la qualité des eaux du littoral mauritanien par la mesure des métaux traces chez les mollusques *Donax rugosus* et *Venus verrucosa*, Hydroécol. Appl. 2 .33–41.
- GOBAS, F. & MORRISON, H.A., 2000.** Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment. In: R.S. Boethling & D. Mackay (eds). Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals: Environmental and Health Sciences, Lewis, Boca Raton, Florida, USA, pp. 189-231.
- GRAVEZ, V. & BERNARD, G., 2006.** Biologie Méditerranéenne, Nuisance et pollution, Pollution marine, groupement d'intérêt scientifique posidonie (GIS Posidonie).

- GRAVEZ, V. & BERNARD, G., 2006.** Pollution marine ; les définitions WWW. Com. Univ-mrs . Fr.
- GRIMES, S., BAKALEM, A., 1993.** La pollution en milieu portuaire : les peuplements macrobenthiques du port de Skikda (Algérie). *Workshop 'Circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays du Maghreb'*. Rabat 9-11 Nov. 1992, Eds. INOC Izmir (Turquie), 195-202.
- GRIMES, S., BOUDJAKDJI, M., 1996.** La pollution en milieu portuaire. Notes préliminaires sur l'impact de la pollution industrielle et domestique sur le macrozoobenthos du port d'Oran (Algérie). Environnement côtier. *Actes colloques, A.R.C.E (Oran)* 16-17, Décembre 1996. 79 -91.
- GRIMES, S., 2003.** Assessment and Diagnosis of the National Algerian coast marine pollution caused by activities on land. Strategic Action Programme (SAP) to address pollution in land-based activities and its operational strategy. *Repport PAM/PAS MED/MEDPOL*.
- GRIMES, S., RUELLET, T., DAUVIN, J.D., BOUTIBA, Z., 2010.** Ecological Quality Status of the soft-bottom communities on the Algerian coast: General patterns and diagnosis. *Mar. Pollut. Bull.*, 60, 1969-1977.
- GUNNAR, F., NODBERG BRUCE, A., NODBERG, F.W., FRIBERG L., 2007.** *Handbook on the toxicology of metals*. 3 eme edition. AcademicPress, 1024 p. ISBN: 978-0123694133.

H

- HAMEL, L. ET FEKIR A., 2011.** Evaluation du niveau de pollution des eaux de baignade du littoral oranais. *Actes du 2nd Colloque International sur " la biodiversité et écosystèmes littoraux", 28-30 Novembre 2010 Oran, Algérie ;* ISBN:978-975-7895-10, INOC - LRSE 2011.
- HARITONIDIS, S. & MALEA, P., 1999.** Bioaccumulation of metals by the green alga *Ulva rigida* from Thermaikos Gulf, Greece. *Environ. Pollut.* 104: 365-372.
- HEBBAR, C., 2005**-Surveillance de la qualité bactériologique des eaux de baignades cas des plages d'Ain franin et de Kristel, mémoire de magister, université d'ORAN, 228P.

HEBERT, S., LEGRE, S., 2000. Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement Gouvernement du Québec, 5 p.

HO, Y.B., 1988. Metals in *Ulva lactuca* in HonkKong intertidal waters, Bull. Mar.Sci. 47: 79-85.

HOUMA, F., BELKESSA, R., KHOUIVDER, A., BACHARI, N. ET DERRICHE, Z., 2004. Etude corrélative des paramètres physicochimiques et des données satellite IRSIC pour caractériser la pollution aquatique. Application à la baie d'Oran ; Algérie. *Revue des sciences de l'eau*, vol.17 ; n°4p.429-446.

I

IAEA-392, 2005. International Atomic Energy Agency. Trace, Minor and Major Elements in Algae.

IDDIR, F., 1983. Contribution à l'étude de bentonite de Mostaganem et échange des cations Cu (II) et Zn (II). Thèse de Magister ENP Alger.

IFREMER, 2002. La surveillance des rejets urbains en Méditerranée. *Guide méthodologique*.

IFREMER, 2006. Rapport d'activités 2005 du département « biogéochimie et écotoxicologie » .r.int.dcn-be/2006.05/Nantes.

J

JAFFE, D., WALTERS, J.K., 1977. Intertidale trace metal concentrations in some sediment from the Humber estuary. *Sci. total environ.* Amsterdam, 7: 1-15.

JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE « JORA », 2006. Annexe des valeurs limites maximales des paramètres de rejet des installations de déversement industrielles, n°46, pp 7.

JORDANOVA, A., STREZOV, A., AYRANOV, M., PETKOV, N. AND STOILOVA, L., 1999. Heavy Metal Assessment in Algae, Sediments and Water from the Bulgarian Black Sea Coast. *Water Science & Technology*, **39**, 207-212.

K

- KADRI, K., 2014.** Evaluation de l'impact des rejets d'eaux usées le long du littoral Mostaganemois. Mémoire de master. Université d'Oran. 85p.
- KAMALA-KANNAN, S., BATVARI, B. P. D., LEE, K. J., KANNAN, N., KRISHNAMOORTHY, R., SHANTHI, K., 2008.** Assessment of heavy metals (Cd, Cr and Pb) in water, sediment and seaweed (*Ulva lactuca*) in the Pulicat Lake, South East India. *Chemosphere*, 71, 1233–1240.
- 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.
- KERFOUF, A., ALAOUI, F.Z., DJOUDI, O.K., MEBARKI, Z. Et BENYAHIA, M., 2010-b.** Le dessalement de l'eau de mer dans la perspective d'une gestion intégrée et d'un développement durable: Cas de la station de dessalement d'Oran : Algérie Nord Occidentale. *Actes du 6^{ème} Colloque International sur le thème : "Stratégies de développement : Quel chemin parcouru ? Quelles réponses face aux nouvelles contraintes économiques et climatiques ?"*(Hammamet, Tunisie).
- KERFOUF, A. et REMILI, S., 2013.** Evaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination métallique (Cd, Pb, Zn) des rejets d'eaux usées d'Oran et de Mostaganem (littoral ouest algérien) ; *Physio-Géo* (En ligne). Vol. 7/2013.
- KHELIL, F., 2007.** Evaluation de la contamination de l'eau de mer et d'un mollusque la moule *Mytilus galloprovincidis* pêche du port d'Oran, mémoire de magistère, Université d'Oran, 112P.
- KIMURA, K., TOSHIMA, S., AMY, G., WATANABE, Y., 2004.** Rejection of neutral endocrinedisrupting compounds (EDCs) and pharmaceutical active compounds (PhACs) by RO membranes. *Journal of Membrane Science* 245. pp 71–78.
- KUT, D., TOPCUOGLU, S., ESEN, N., KÜÇÜKCEZZAR, R. & GÜVEN, K. C., 1999.** Trace metals in marine algae and sediment samples from the Bosphorus (Turkey). *Water, Air, and Soil Pollution* 118. 2000. pp 27-33.

L

LAAMA, C., 2009. Contribution à l'étude des paramètres physico-chimiques et bactériologiques des eaux du port d'Alger. Mémoire DEUA en sciences de la mer ; Ecole Nationales Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du littoral : Algérie. 45p.

LACAZE, J.C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales: causes manifestations, conséquences et moyens de lutte. Edit. Ellipses. Paris. 191p. *Environ Monit Assess (2012) 184:1711–1718. Springer Science.*

LAIB, E. ET LEGHOUCI, E., 2011. Cd, Cr, Cu, Pb, and Zn concentrations in *Ulva lactuca*, *Codium fragile*, *Jania rubens*, and *Dictyota dichotoma* from Rabta Bay, Jijel (Algeria). *Environ Monit Assess (2012) 184:1711–1718. Springer science.*

LAREDJ, F.Z., 2013. Evaluation préliminaire de l'impact des rejets urbains et industriels évacués le long du littoral de la cote oranaise. Mémoire de master, sciences de la mer et du littoral. Département de biologie. Université d'Oran. 107 p.

LARNO, V., LOROCHE, J., LAUNEY S., FLAMMAION P., DEVAUX A., 2001 – responses of chub (*leuciscuscephalus*) populations chemical stress, assessed by genetic markers. DNA damage and cytochrome P 4501A induction, *Ecotoxicologie* 10:175.

LAUENSTEIN, G.G., DOLVIN S.S., 1992. Mollusk monitoring of united state coastal and estuary environments. *Analysis*, 20, 06, pages 23-26.

LEM., 1998 Laboratoire d'Etudes Maritime, Etude de délimitation d'une zone d'extraction de sable en baie d'Alger.

LOBBAN, C.S., HARRISON, P.J., 1994. Seaweed Ecology and Physiology Cambridge University Press, Cambridge - New York - Oakleigh 1994. 366 pp. ISBN 0-521-40334-0.

M

MAHA, A., ABDALLAH, M., ALY M., AND ABDALLAH A., 2007. Biomonitoring study of heavy metals in biota and sediments in the South Eastern coast of Mediterranean sea, Egypt. *Environ Monit Assess (2008) 146:139–145. Springer Science.*

MARCHAND, M., KANTIN, R., 1997. Les métaux traces en milieu aquatique. *Océanis*, 23(4): 595-629.

MARCHAND, M., BRUNOT, C., 1997. L'environnement littoral et marin. Institut français de l'environnement. Etudes et Travaux n°16 : 116 p.

MEENA, A.K., KAIRVELU, K., MISHRA, G.K., RAJAGOPAL, C. & NAGAR, P.N., 2008. Adsorptive removal of heavy metals from aqueous solution by treated sawdust (*Acacia arabica*). *Journal of Hazardous Materials*, 150, 604–611.

MEHTAP USTUNADA, HÜSEYİN ERDUĞAN, SELEHATTIN YILMAZ, RIZA AKGÜL, VEYSEL AYSEL. 2010. Seasonal concentrations of some heavy metals (Cd, Pb, Zn, and Cu) in *Ulva rigida* J. Agardh (Chlorophyta) from Dardanelles (Canakkale, Turkey). *Spriger* n° 177:337–342.

MENDIGUCHIA, C., GARACIA-VARGAS, M., MORENO, 2008. Screening of dissolved heavy metals (Cu, ZN, Mn, Al, Cd, Ni, Pb) in seawater by a liquid-membrane-ICP-MS: *Anal nionnalchem* 391:773-778.

MIKAC, N., KWOKAL, Z., MARTINCIC, D., BRANICA, M., 1996. Uptake of mercury species by transplanted mussels *Mytilus galloprovincialis* under estuarine conditions (Krka river estuary). *Sci. total Environment*. 184 (3), 173-182.

MILLOT, C., 1987. Circulation in the western Mediterranean Sea. *Oceanog. Acta*, 10 (2): 144- 149.

MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT « MATE », 2002. Plan d'action stratégique pour la conservation de la diversité biologique en région méditerranéenne. CAR/ASR-PAS BIOALGERIE. Rapport national. 187p.

MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT « MATE », 2013. Stratégie nationale de gestion intégrée des zones côtières en Algérie. Janvier 2013, Rapport du Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement et de la Ville.

MINISTERE DES APPRIVISIONNEMENT ET SERVICES CANADA, 1992. Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins créatives au Canada.

MIRAMAND, P., BENTLEY, D., 1992. Heavy metal concentrations in two biological indicators (*Patella vulgata* and *Fucus serratus*) collected near the French nuclear processing plant of La Hague, *Sci. Total Environ*. 111. 135-149.

MIQUEL, M., 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Dir.). *Rapport Sénat n°261*. France, 360p.

MOHAN, D., & SINGH, K. P., 2002. Single- and multicomponent adsorption of cadmium and zinc using activated carbon derived from bagasse—an agricultural waste. *Water Research*, 36, 2304–2318.

MOHAMED, L.A., and KHALED A., 2005 Comparative Study of Heavy Metal Distribution in Some Coastal Seaweeds of Alexandria, Egypt. *Chemistry and Ecology*, 21, 181-189.

N

NEFF, J.M., 2002. Bioaccumulation in marine organisms: Effect of contamination from oil well water. Elsevier science publisher. Amsterdam.

NRIAGU, J.O., 1983, Lead and Lead Poisoning in Antiquity, Wiley

O

OFEP, 2004. Analyses physico-chimiques. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse. Module Chimie, Niveaux R & C. *L'office fédéral de l'environnement, des Forêts et du paysage, Berne*.

OMS, 2004. Directives pour la sécurité des eaux de baignade. Volume : Eaux côtières et eaux douces. Genève.

OMS, 2006. Près d'un quart des maladies sont dus à une exposition environnementale
<http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2006/pr32/fr/index.html>

ONM, 2008. (Office National de Météorologie d'Oran). Documents techniques sur les données météorologiques.

OSPAR, 2000. Quality status report 2000: Region IV Bay of Biscay and Iberian Coast, OSPAR Commission, London.

OZDEMIR, E., UGUR, S., KAIMAKI, A., 1998. Heavy metals concentrations in some mollusks and in superficial sediment from Izmir Bay (Turkey). *C.I.E.S.M.*: 35-2.

P

PAHLAVANZADEHA, H., KESHTKARB, A. R., SAFDARIB, J., & ABADIA, Z. 2010. Biosorption of nickel (II) from aqueous solution by brown algae: Equilibrium, dynamic and thermodynamic studies. *Journal of Hazardous Materials*, 175, 304–310.

PATHAK, T. S., YUN, J-H., LEE, S.-J., BAEK, D.-J., & PAENG, K.-J., 2009. Effect of cross-linker and cross-linker concentration on porosity, surface morphology and thermal behavior of metal alginates prepared from algae (*Undaria pinnatifida*). *Carbohydrate Polymers*, 78, 717–724.

PEREZ-MARÍN, A. B., MESEGUER ZAPATA, V., ORTUÑO, J. F., AGUILAR, M., SÁEZ, J., & LLORÉNS, M., 2007. Removal of cadmium from aqueous solutions by adsorption onto orange waste. *Journal of Hazardous Materials*, B139, 122–131.

PNUE /PAM, 2004. United Nations Environment Programme. Plan of Action for PAM méditerranée, MED POL. Guidelines for the development of ecological status indicators and stress reduction. No. 154 Series of WFP technical report.

PNUE, 2004. Réglementation des métaux lourds parmi les décisions clefs du conseil d'administration du PNUE. *CP 25/272 du 02.2005*, Nairobi.

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.

PRANKEL, S.H., NIXON, R.H., PHILIPS, C. J. C., 2004. Méta-analysis of feeding trials investigating cadmium accumulation in the livers and kindeys of sheep. *Environmental Research* 94,171,183(2004).*Revue de Médecine Interne*, 17: 826-835.

PUILLAT, I., TAUIER-LETAGE, I. Et MILLOT, C., 2002. Algerian Eddie's lifetime can near three years. *Journal of Larine Systems*, 31:245-259

Q

QUASIMEM, 1992. Guidelines on quality Assurance for Marine Measurements. Prepared by Topping, G., Wells, D.E and SOAFFD Marine Laboratory , Aberdeen,

Scotland. Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe.

R

RAHAL, W., 2012. Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest algérien. *Thèse de doctorat*. Université de Tlemcen.

RAJFUR, M., KLOS, A., & WACLAWEK, M., 2010. Sorption properties of algae *Spirogyra* sp. and their use for determination of heavy metal ions concentrations in surface water. *Bioelectrochemistry*, **80**, 81–86.

RAMADE, F., 1979. Ecotoxicologie. Masson Ed., Fr.: 228 p.

RAMADE, F., 2000. Dictionnaire encyclopédique des pollutions. *Edition: Ediscience International, France*, 690 p.428.

REINECKE, A.J., SNYMAN, R.G. AND NEL, J.A.J., 2003. Uptake and Distribution of Lead (Pb) and Cadmium (Cd) in the Freshwater Crab, *Potamonautes perlatius* (Crustacea) in the Eerste River, South Africa. *Water, Air, & Soil Pollution*, **145**, 395-408.

REMILI, S. ET KERFOUF, A. , 2010 Impact of fecal pollution of coastal recreational areas of Oran(Algeria North West) Proceedings of the 1èreÉdition Francophone Days of Hydric Environments Microbiology (Agadir, Morocco) , p. 134-141 .

REMPAC, 1985. OMI/PNUE: Guide : Système Régional d'Information; Partie D, Guides Opérationnels et Documents Techniques, Fascicule 1: Guide pour la lutte contre la pollution.

RINBIO, 2001. Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 2000. Réseau Intégrateurs Biologiques; Ifremer, direction de l'environnement et de l'aménagement littoral.

RÖNNBERG, O., ADJERS, K., RUOKOLAHTI, C., BONDESTAM, M., 1990. *Fucus vesiculosus* as an indicator of heavy metal availability in a fish farm recipient in the northern Baltic sea, *Mar. Pollut. Bull.* **21** (8). 388–392.

RNO, 2004. Surveillance du milieu marin. Bulletins annuels édités par l'Ifremer et le Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement.

RODIER, J., 1996. L'analyse de l'eau: Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, *Ed. Dunod, 8ème Edition*, Paris, Dunod, pp.1394.

RODIER, J., 2005. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer. 8ème édition, Paris, 1384 P.

ROUANE HACENE, O., 2012. Biomonitoring of coastal water quality of the Algerian west coast, through the monitoring of biological indices, bioavailability and bioaccumulation of heavy metals (Zn, Cu, Pb and Cd) in the mussel *Mytilus galloprovincialis* and sea urchin *Paracentrotus lividus* University Oran: doctoral Thesis.

ROUHI, A., SIF, D., FERSSIWI, A., CHEMAA, A., 2007. Bioaccumulation de quelques éléments métalliques par deux espèces d'Annélides polychètes du littoral de Jorf Lasfar (région d'El Jadida, Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la vie. 29 :81-87.

S

SAHNOUN, F.Z., BENDRAOUA, A. ET HADJEL M., 2010. Contrôle de la pollution marine du littoral oranais. *Communication Science & Technologie* N°8. Javier ; COST ; Univ. STMB, Oran.

SAID, S.M., 2006. Surveillance des tendances polluantes au niveau du littoral occidental algérien. Mémoire de Magistère. Sciences de l'environnement. Université d'Oran. Département de Biologie. 80p.

SAWIDIS, T., BROWN, M.T., ZACHARIADIS, G., SRATIS, I., 2001. Trace metal concentrations in marine macroalgae from different biotopes in the Aegean Sea. *Environment International* 27: 43-47.

SCHINTU, M., DURANTE, L., MARRAS, B., PUDDU, D., MELONI, P., CONTU, A., 2007. Trace metals in Algae from the South-Western coast of Sardinia (Italy). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 38.

SCHULZ-BALDES, M., 1974. Lead uptake from sea water and food, and lead loss in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 25, 177-197.

SEELIGER, U., & EDWARDS, P., 1977. Correlation coefficients and concentration factors of copper and lead in seawater and benthic algae. *Marine Pollution Bulletin*, 8, 16-19.

SHIBER, J.G., 1978. Washburn, Lead, mercury and certain nutrient elements in *Ulva lactuca* (Linnaeus) from Ras Beirut, Lebanon, Hydrobiology 61 .187–192.

SKALAR ANALYTICAL, SIDOUMOU, Z., ROMEO, M., , 1998. Manuel san plus analyser: SA 1050 (Random Access Auto sampler). Breda (Netherlands), 23p.

STREZOV, A. AND NONOVA, T., 2005. Environmental Monitoring of Heavy Metals in Bulgarian Black Sea Green Algae.

T

TAGHEZOUT, F., 2015. Impacts environnementales des rejets d'eaux le long du littoral occidental algérien. Mémoire de magistère. Sciences de l'environnement. Université d'Oran. Département de Biologie. P 34.

TOPCUOGLU, S., KIRBASOGLU, C., BALKIS, N., 2003. Heavy metal concentrations in marine algae from the Turkish coast of the Black Sea, during 1979-2001. J.Black Sea/Mediterranean Environment vol10: 21-44.

TREVORS, J.T., CTRATTON, G.W. AND GADD, G.M., 1986. Cadmium transport, resistance, and toxicity in bacteria, algae, and fungi, Can. J. Microbiol, 32 . 447-464.

TURNER, A., PEDROSO, S. S., & BROWN, M. T., 2008. Influence of salinity and humic substances on the uptake of tracemetals by the marine macroalga, *Ulva lactuca*: Experimental observations and modelling using WHAM. *Marine Chemistry*, 110, 176–184.

U

Rapport-gratuit.com 
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

UNEP, 2001. Programme des Nations Unies pour l'Environnement.

USEPA, 2006. Les grands lacs. Cheminement de la pollution. *Atlas écologique et manuel des ressources. 4^{eme} chapitre.*

V

- VASCONCELOS, M.T.SD., LEAL, M., FERNANDA, C., BERG, C.M.G., 2002.** Influence of the nature of the exudates released by different marine algae on the growth, trace metal uptake and exudation of *Emiliania huxleyi* in natural seawater. *Mar. Chemistry*, 77: 187-210.
- VILAR, V. J. P., BOTELHO, C. M. S., & BOAVENTURA, R. A. R., 2008.** Copper removal by algae *Gelidium*, agar extraction algal waste and granulated algal waste: Kinetics and equilibrium. *Bioresource Technology*, 99, 750–762.
- VILLAESCUSAA, I., FIOL, N., MARTÍNEZ, M., MIRALLES, N., POCH, J., & SERAROLS, J., 2004.** Removal of copper and nickel ions from aqueous solutions by grape stalks wastes. *Water Research*, 38, 992–1002.
- VILLARES, R., PUENTE, X., CARBALLEIRA, A., 2001.** *Ulva* and *Enteromorpha* as indicators of heavy metals pollution . *Hydrobiologia* 462: 221-232.
- VILLARES, R., PUENTE, X., CARBALLEIRA, A. 2002.** *Ulva* and *Enteromorpha* as indicators of heavy metals pollution . *Hydrobiologia* 462: 221-232.
- VINCENT, M., 2006.** Etude d'expertise en Aquaculture - Environnement - Pêche - Pollution. Saint-Maximin –France.

W

- WALLENSTEIN, F.M., COUTO, R. P., AMARAL, A. S., WILKINSON, M., NETO, A. I., & RODRIGUES, A. S., 2009.** Baseline metal concentrations in marine algae from São Miguel (Azores) under different ecological conditions— urban proximity and shallow water hydrothermal activity. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 438–443.
- WANG, G., & FOWLER, B. A., 2008.** Roles of biomarkers in evaluating interactions among mixtures of lead, cadmium and arsenic. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 233, 92–99.
- 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.
- WHO, 2004.** Guidelines for drinking-water quality, third edition, Chemical fact Sheets.

Y

YOSHIDA, N., IKEDA, R., & OKUNO, T. 2006. Identification and characterization of heavy metal-resistant unicellular alga isolated from soil and its potential for phytoremediation. *Bioresource Technology*, 97, 1843– 1849.

Z

ZAINAL, K., AL-SAYED, H., AL-MADANY, I., 2008. Coastal pollution in Bahrain and its management. University of Bahrain. Biology Department. Protecting the Gulf's Marine Ecosystems from Pollution, 148-162.

ZEROUAL, Y., 2003. Utilisation de bactéries et d'algues marines pour le traitement des eaux chargées en métaux lourds. Thèse nationale en Sciences biologiques. Univ Hassan II Casablanca Maroc 142p.

Rapport-Gratuit.com

Annexe



RESEARCH PAPER

OPEN ACCESS

Monitoring of pollutant trends in the Oran coast in western of Algeria by assessing the physicochemical quality of waste water discharges

Laredj Fatima Zohra*, Benaissa Nouredine, Mouffok Salim, Boutiba Zitouni, Bouderbala Mohamed

Laboratory Network for Environmental Monitoring (LRSE), Department of Biology, Faculty of Nature Sciences and Life, University of Oran1 Ahmed BENBELLA, BP1524 El M'naouer, Oran, Algeria

Article published on June 30, 2017

Key words: Marine pollution, Urban wastewater, Physicochemical parameters, Oran coast

Abstract

The Oran coast is like a Mediterranean basin, a region of high population density undergoes permanent aggression, including the release of domestic and industrial waste water into the sea without prior treatment. This study focuses on the quality of urban water rejection along the Oran coast in western of Algeria. This study is based on the analysis of the physicochemical parameters of waste water effluent discharges. Our samples of water were collected in two different sites: Western of Oran (1): Andalusian complex which is a tourist area and Eastern of Oran (2): Arzew complex which is an urban industrial area during the year of 2013 and 2015 to evaluate the physico chemical parameters. The mean values of parameters analyzed of water samples were: T°: 21.57-20.85°C, pH: 7.75-7.36, dissolved oxygen: 4.91-7.63mg/l, COD: 265.57-525.789mg/l, BOD: 72.95-798.1mg/l, SM: 1524-1971mg/l and Total phosphorus: 3.06-6.14mg/l respectively in site (1) and (2). This result shows that the waters of the two sites are very impacted by the discharge of wastewater and show the presence of a significant pollution. From the results obtained the contents of the parameters analyzed are very high and much higher than the levels certified by the World Health Organization and the Algerian standards for direct discharges which were very impacted by urban wastewater and required a pretreatment before being discharged directly into the seawater.

*Corresponding Author: Laredj Fatima Zohra ✉ fatilaredj@gmail.com

Introduction

Characterized by a great maritime traffic and by an agglomeration of important industrial units, the Oran coastline does not escape this form of pollution which constitutes an imminent danger for the region. In this respect, the present work is part of a research project of the Laboratory Networks of Environmental Monitoring (LRSE), whose objective is:

To establish an assessment of the quality of wastewater discharges and their impact on the marine environment using a multi-mark approach based on the monitoring of physicochemical parameters. In this context, we conducted this study to diagnose the state of marine pollution caused by the waste water discharged to the Oranean coast. This investigation is carried out by analyzing the physicochemical parameters in the raw discharges dumped along the Oranan coast.

The environmental problems have no borders, from the beginning of the century, they became an international concern, and their rapid development has led the community of nations to develop legal instruments environmental protection as environmental conventions and international protocols (PNUE/PAM, 2004, RNO, 2006).

Became the receptacle of wastewater from industrial, urban and agriculture, streams in Algeria in recent years have reached an alarming level of pollution (Grimes, 2003; Boutiba *et al.*, 2003; Taleb, 2009;

Grimes *et al.*, 2010; Belhouari *et al.*, 2011; Hachemi Rachedi, 2012). Different sampling sites were selected based on the importance of waste dumped at sea (industrial, household). Became the receptacle of wastewater from industrial, urban and agriculture, streams in Algeria in recent years have reached an alarming level of pollution (Grimes, 2003; Boutiba *et al.*, 2003; Taleb, 2009; Grimes *et al.*, 2010; Belhouari *et al.*, 2011; Hachemi Rachedi, 2012; Benaissa and *et al.*, 2015).

Materials and methods

Presentation of the study area

The Oran coast along 124 km, or 1/10 of the National coastline has been interested by many scientists as the theme concerned which is today increasingly assaulted nowadays by various forms of pollution: industrial activities, intensive tourism and massive urbanization, with the corollary an ever increasing extent of pollution of domestic origin (Dermeche *et al.*, 2006; Remili *et al.*, 2010. Rouane Hacenne, 2012).

Our sampling area is spread over a strip (Fig. 1) of coast between the:

Western of Oran (1): Andalouses complex is a touristic site subject to sewage effluents.

Eastern of Oran (2): Arzew complex is a very broad and wide area and includes several urban and industrial wastes.

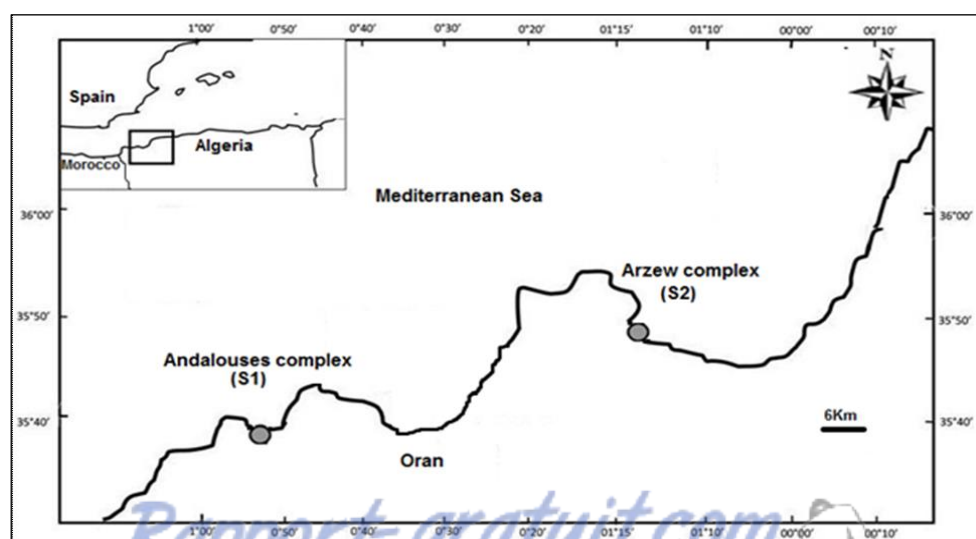


Fig. 1. Location of study area.

Sampling and water analysis

For meaningful analytical results, it is very important to know the fate of the sample between collection and analysis. The most common way of conservation of water samples is to keep them in an isothermal temperature of between 0 and 4°C until their arrival at the laboratory within the time not exceeding 24 hours.

The physicochemical parameters were analyzed according to Rodier's analysis protocol (Rodier, 1996). The following parameters: T°, pH, dissolved oxygen and salinity were performed "in situ" the using multi parameter apparatus: WTW 340i. Suspended matters were determined by filtering a volume of water on cellulosic filter (0.45 micron meter). Chemical Oxygen Demand (COD) was determined using colorimetric method (K₂CrO₄) and Biological Oxygen Demand (BOD) was determined by manometry and was measured after 5 days (BOD₅).

The determination of levels of elements: Nitrates, nitrites, ammonium and elements concentrations were assessed by spectrophotometry (Rodier, 2009).

Statistical analysis

The test Ki 2 used to analyze significant and not significant result of samplings of the study area. To assess organic pollution and biological quality of Oran coast receiving domestic and industrial discharges from Oran town, we evaluated a share of organic pollution index OPI: Organic Pollution Index (Leclercq & Maquet, 1987) is based on four physicochemical parameters: BOD₅, ammonium, nitrite and phosphate we can replaced phosphates with total phosphorus (Table 1).

The principle is to spread the values of the pollutant into five classes and to determine from its own actions the class number corresponding to each parameter and then average them.

Table 1. Organic pollution index OPI classes limits (Leclercq and Maquet 1987).

Parameters Class	BOD ₅	Ammonium	Nitrites	Phosphates
Class 5	<2	<0,1	5	15
Class 4	2-5	0,1-0,9	6-10	16-75
Class 3	5,1-10	-2,4	11-50	76-250
Class 2	10,1-15	2,5-6,0	51-150	251-900
Class 1	>15	>6	>150	>900

OPI = average number of classes of the 4 parameters (at best):

= 5.0 - 4.6: no organic pollution

= 4.5 - 4.0: low organic pollution

= 3.9 - 3.0: moderate organic pollution.

= 2.9 - 2.0: organic pollution.

= 1.9 - 1.0: very strong organic pollution.

Results

The measurement of physicochemical parameters (T°, pH, dissolved oxygen, COD, BOD₅) and analysis of some elements (ammonium, nitrites, nitrates and total phosphorus), we have identified the following observations (Table 2 and Fig 2):

The results obtained of temperature are stored below 30°C (Fig 2 (a)) considered limit as direct discharge into the receiving environment (JORA, 2006). In this investigation, the coastal water temperature varied between a minimum of 16°C during autumn 2013 at Site.1 and a maximum of 31,5°C during summer 2014 at the same station and also at site 2 with 33°C (Table 2).

Measurements of pH identified in the two sites range from 7,75 and 7,34 (Fig 2(b)) the values of potential hydrogen fluctuated around 6.6 during spring 2015 at site 2 and 8.27 during autumn 2013 at site 1 (Table 2), showing the character slightly alkaline water of the coastal of Oran. Our observations indicated salinity variations between 21,21 and 20,42 PSU in two sites (Fig. 2(c). The variations during 2013 and 2015 were with found a minimum 11,68 PSU in site 2 during autumn 2013 and a maximum 29,78 PSU at the same site in Spring 2015 and 28,12 PSU during winter 2015 at site 1 (Table 2). Dissolved oxygen varied between 4,91 and 7,64 respectively in site 1 and 2 (Fig 2(d) with

a minimum 0,1 during summer 2014 at the sites 2 and a maximum 22,68 at the same site in Spring 2014 and 8,28 in site 1 at the same season (Table 2) . For SM we observed that it represent the highest values 2938,29 in site 1 and 3685,06 in site 2 (Fig 2(e)).

We note that the values of COD are relatively high to the recommended standard 265,57 and 525,78 in site 1 and 2 (Fig. 2. (f)) with a minimum 48 in site 1 during spring 2014 in site 1 and a maximum 1498 in site 2 during Spring 2015. We also note for the sampling points chosen, the analytical results show a high

Organic load expressed as BOD₅ corresponding to 72, 96 in site 1 and 798,1 in site 2 (Fig. 2. (g)). In site 1 and 2, the Measurements of nitrites and nitrates values range from 0,98 and 2,8 for nitrites (Fig. 2. (h)).

with a minimum 0,25 during winter 2015 in site2 and a maximum 3 during winter 2013 in the same site (Table 2), 27,14 and 25,18 for nitrates (Fig. 2. (i)) with a

minimum 10,64 during Autumn 2013 in site 2 and a maximum 40 during in summer 2014 in two sites.

As shown in (Fig. 2. (j)). Table 2) the values of ammonium varied between 4, 54 and 22,38 in site 1 and 2 with a minimum 0,03 during winter 2015 in site 2 and a maximum 21,2 during spring 2015 at the same site.

The total phosphorus results are stored between 3,06 and 6,14 (Fig. 2. (k)). with a minimum 0,67 in site 1 during Autumn 2013 and a maximum 19,62 and 13 in summer 2014 in site 1 and 2 (Table 2) .

The measurement of IOP was shown the following observations (Fig. 3):

Our result shown that the two sites are characterized by an OPI index that varies between 3.25 and 3 during the warm period, this indicates a moderate level of organic pollution.

Table 2. Seasonal fluctuations of the physico-chemical parameters in the study area during 2013 and 2015.

Andalouses complex : (1)	Autumn 2013	Winter 2013	Spring 2014	Summer 2014	Autumn 2014	Winter 2015	Spring 2015
Temperature C°	16	17	21	31,5	29	19	17,5
pH	8,27	7,52	8	7,35	7,46	7,85	7,8
Salinity mg/l	20,34	13,97	19,89	18,3	24,87	28,12	22,98
Dissolved oxygen mg/l	8,5	5,8	4,6	4,7	2,6	7,8	0,4
SM mg/l	138	1098	28	11068	4450	886	2900
COD mg/l	48	86	160	460	885	57	163
BOD ₅ mg/l	8,7	17,7	48,6	157	222,5	19,6	36,6
Nitrate µmol/l	35	23	19	40	26	30	17
Nitrite µmol/l	1,6	0,7	0,68	0,24	0,92	0,6	2,1
Ammonium µmol/l	2,4	1,6	0,75	10	6,8	4,2	6
Total phosphorus mg/L	0,67	4,1	1,48	13	0,53	0,28	1,37

Arezw complex : (2)	Autumn 2013	Winter 2013	Spring 2014	Summer 2014	Autumn 2014	Winter 2015	Spring 2015
Temperature C°	19	17	22	33	27	19	23
pH	7,31	7,27	7,6	7,34	7,4	7,9	6,6
Salinity mg/l	11,68	15,73	22	19	17,98	26,78	29,76
Dissolved oxygen mg/l	22,68	2,8	12,1	0,1	0,6	2,34	7,43
SM mg/l	887	13371	1670	3144	1234	516	4976
COD mg/l	123	18,5	127	773	238	903	1498
BOD ₅ mg/l	662,4	816	432	2796	58,2	254,1	568
Nitrate µmol/l	10,64	27	15,6	40	38	19	26
Nitrite µmol/l	2	3	2	0,31	12	0,25	0,1
Ammonium µmol/l	0,22	0,03	0,25	86	47,5	1,2	21,5
Total phosphorus mg/L	1	1	0,89	19,62	0,58	13,4	7,4

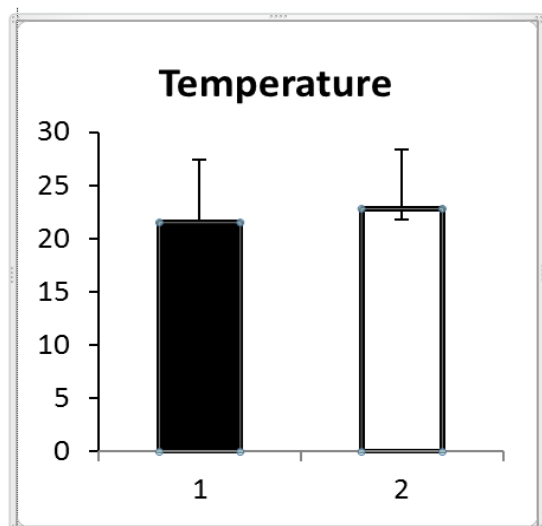


Fig. 2(a). Variations of temperature °C.

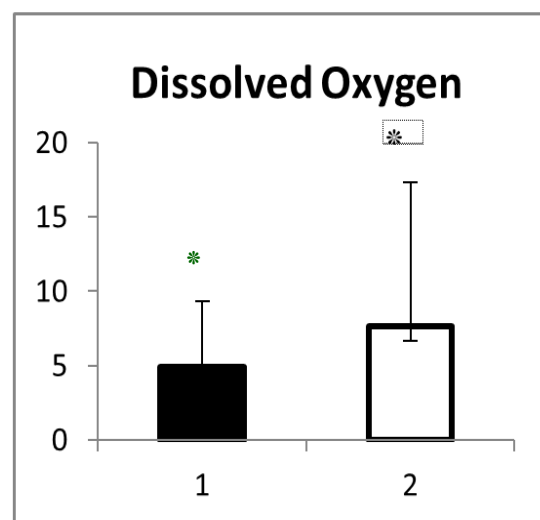


Fig. 2(d). Variations of dissolved oxygene.

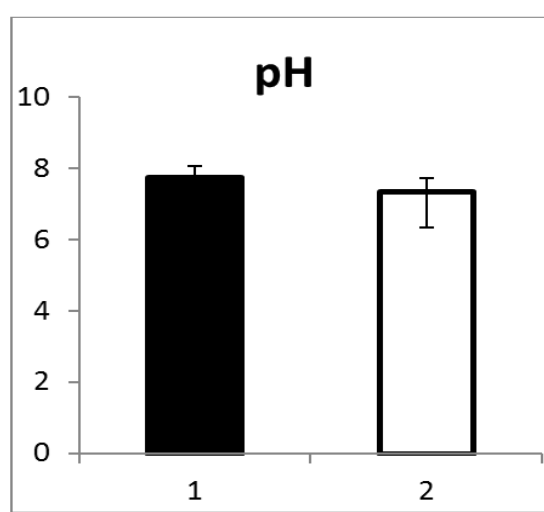


Fig. 2(b). Variations of pH.

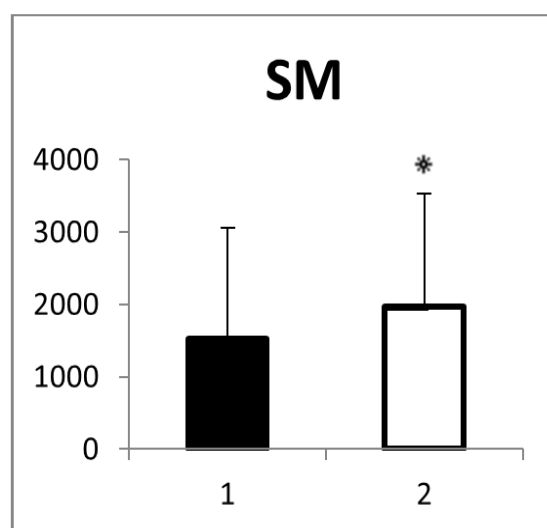


Fig. 2(e). Variations of suspended metter.

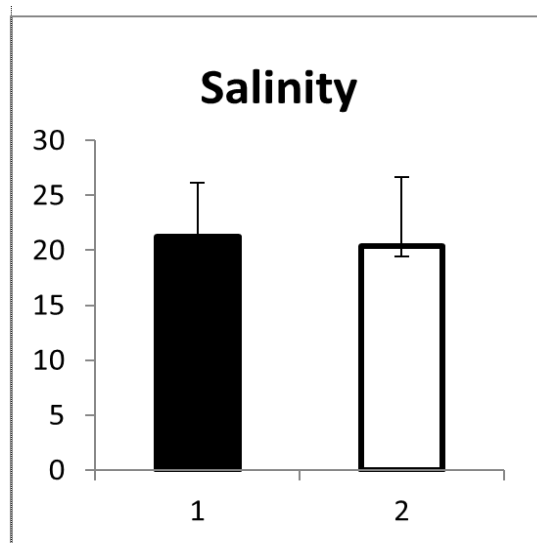


Fig. 2(c). Variations of salinity.

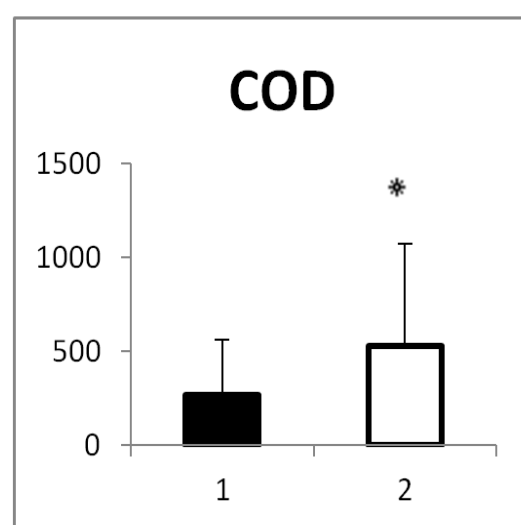


Fig. 2(f). Variation of chemical oxygen demand.

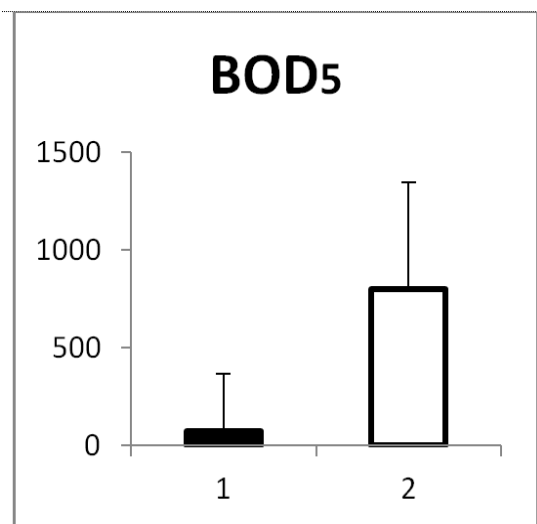


Fig. 2(g). Variation of biochemical oxygen demand.

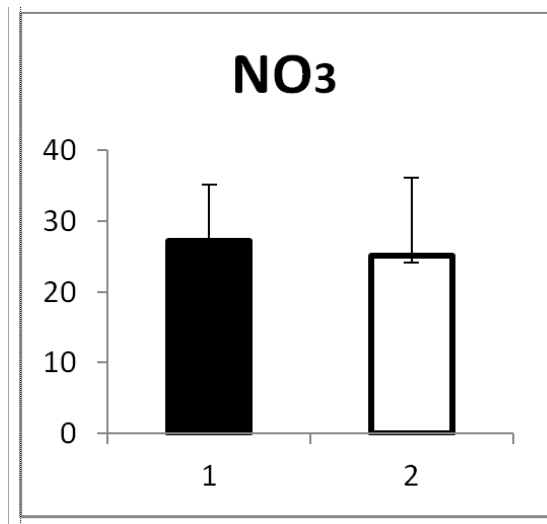


Fig. 2(j). Variation of nitrates.

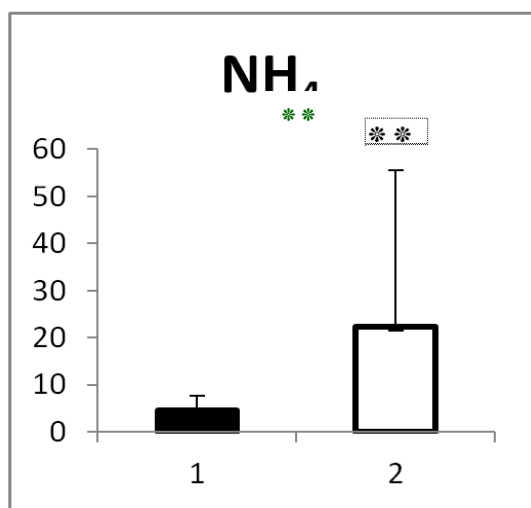


Fig. 2(h). Variation of ammonium

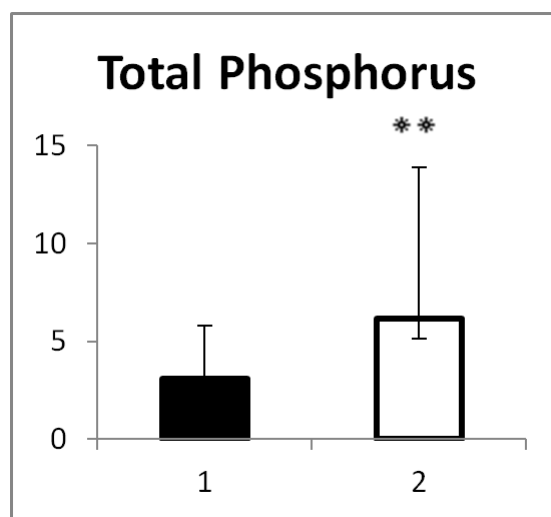


Fig. 2(k). Variation of total phosphorus.

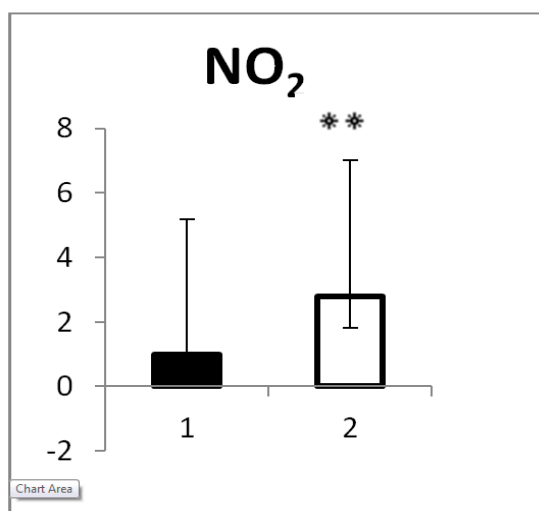


Fig. 2(i). Variation of nitrites.

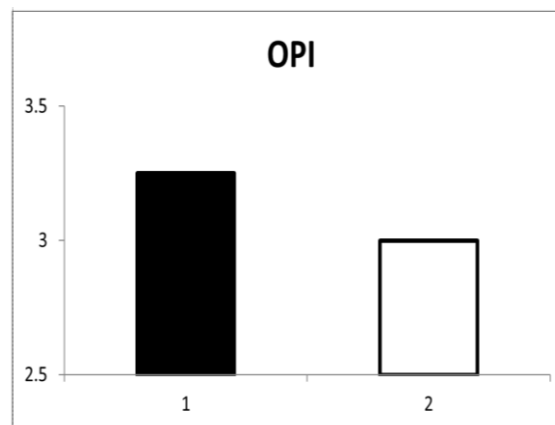


Fig. 3. OPI variations in two sites.

Fig. 2. Evolution of physicochemical parameters in waters of Oran coast with test Ki2. * < 0,05, ** < 0,05.

Discussion

The physic-chemical quality of biotope plays an important role in the determination of the biologic quality and the degree of pollution in the aquatic area, it's also plays a vital role in the metallic behavior at all levels (water, object). Indeed It's governs the adsorption and the desorption phenomenon in the rain fall of metals in its supports (Jaffe and Walters, 1977; Benemessaoud, 2007).

In deed the Algerian western coast is relatively polluted. All the indicators whether they are benthic or pelagic present variable concentrations follow the individual and samples sites (Boutiba and *et al.*, 2003). This pollution is the combination of many elements however the spilling of water waste none treated is the important element one More (Hamel and Fekir, 2011).

The surface water temperature is usually influenced by the intensity of solar radiation, evaporation and insulation and the low temperature during monsoon. This could be due to strong sea breeze and cloudy sky (Behrenfeld and *et al.*, 2006).

The pH values of samples values hydrogen fluctuates around 6.5 and 8.5 (JORA, 2006), The pH measurements at both sites indicate a receiving environment with carbon dioxide equilibrium (CO₂) similar to that of the world ocean and whose hydrogen potential fluctuated around 6.88 and 8.89.

In the Mediterranean sea , the salinity is between 37.8 and 39.3 PSU (Rodier, 2005). It is observed that the values of salinity are relatively low, can be explained by the great mass of fresh water mobilized and used and then removed to the coast, and also compared to the winter season that tends to heavily dilute coastal waters.

The low of dissolved oxygen can be explained levels by the presence of oxidizable organic metter (Roddier, 1996). The dissolved oxygen in water is usually depending on its temperature and salinity. It is also depending on a considerable degree on the quantity of organic matter present in the aquatic environment.

If the decomposition of organic matter is in great proportion, it will absorb too much of the dissolved oxygen in water (Shakweer *et al.*, 2003). As these low values of dissolved oxygen favor the development of pathogenic germs.

Assay results show that SM exceeded beyond (JORA2006) standard which is 35mg/l. High levels of suspended solids can be considered a form of pollution. Such an increase can also lead to a warming of water, which will deduce the quality of habitat for organisms (Hebert and Legare, 2000). For COD content not exceeding 120mg/l and 35mg/l for BOD. The lowest values are largely exceeded the standards. These levels indicate excessive that the two sites of the coastal of Oran received a charges pollution relatively high, which is confirmed by the highest concentrations in COB and BOD during all seasons. COD values are due to discharges into these urban or industrial areas, these concentrations shows an excessive consumption of dissolved oxygen to chemically oxidize the organic loads discharged into the studied areas (Bonte *et al.*, 2008).

For the sampling points chosen, the analytical results show a high organic load expressed as BOD₅. However, significant values of BOD can be explained by the phenomenon of self-purification of the resulting degradation of the polluting organic load (Roddier, 1996). The low concentrations of nitrites encountered in wastewater effluents of the studied could be explained by the fact that nitrite ion (NO₂⁻) is an intermediate compound between ammonium and nitrates. Nitrates are one of many forms of nitrogen present in the water, while providing generally the most abundant form of mineral nitrogen. At the study area, Compared, the Algerian limits set at 50 mg NO₃⁻/l (JORA, 2006), nitrate contents targeted stations are much lower.

The high ammonium levels are explained by the enrichment of those places in nitrogen compound that comes from the discharge of domestic and industrial wastewater, and also by the bacterial decomposition of organic nitrogen compounds, bacterial mechanism called ammonification (Lisec 2004).

The total phosphorus concentration in urban waste water varied between 15 et 25 mg/l (Laheurte and Boeglin, 1993). (Buttler and *et al.*, (1995) has compiled a summary of the origin of the pollution load of some domestic water in concluding that detergents provide more than half of the phosphorus in these water.

Most of the organic phosphorus comes from 50 to 70% of detergents (laundry) and 30 to 50% of organic materials of human origin, which main the wastes of protein metabolism and its elimination as phosphates in Urine by man (Florentz, 1982). (Buttler and *et al.*, 1995) summarized the origin of the pollutant load of some domestic waters, concluding that the laundry extract contains more than half of the phosphorus contained in these waters.

Acknowledgements

This work represents a continuation of the collective environmental concerns of Environmental Monitoring Network Laboratory (LRSE). Pollution from urban waste water, industrial is considered a major problem especially in coastal urban areas, which is the case in our study area.

References

Behrenfeld M, O'Malley R, Siegel D, McClain C, Sarmiento J, Feldman G, Milligan A, Falkowski P, Letelier R, Boss E. 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature* **444**, 752-755.

Belhaouari B, Rouane-Hacene O, Bouhadiba S, Boutiba Z. 2011. Using a marine gastropod *Osilinus turbinatus* marine biomonitoring: application to heavy metals from the Algerian coast occidental. (2011) *J. Sci. Hal. Aquat* **3**, 89-96.

Benaissa Nouredine, Kadri Khadija, Haddad Fatma Zohra, Zitouni Boutiba, Alexandre Dimache. 2015. Assessment of physico-chemical quality of water discharges along the Mostaganemois coastline, *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)*, Vol. 7, No. 2, p. 100-106, 2015.

Benmessaoud F. 2007. Physicochemical quality, water and metal bacteriological estuary of the Bouregreg and impact on the biology and demography of *Venerupis decussata* (Linne, 1758) and *Cardium edule* (LINNE, 1767). PhD thesis of state. Discipline: Biology; Specialty: Animal Ecology University of Mohammed V-Agdal; Faculty of Sciences; Rabat.

Boutiba Z, Taleb Z, Abi-Ayad SMEA. 2003. State of marine pollution from coast. Edition: Dar El Gharb. Algeria pp. 69.

Butler D, Friedler E, Gatt K. 1995. Characterising the quantity and quality of domestic wastewater in flows. *Water Science Technology* **31**, 13-24.

Dermeche S. Chahrour FM, Boutiba Z. 2006. Contribution to the study of changes in physiological indexes (index of repletion index-gonadal and sex ratio) among the population of edible sea urchins *Paracentrotus lividus* (Lamarck 1816) of the Algerian west coast . *European Journal of Scientific Research*, ISSN: 1450-216X Vol **30**, No.1 (2009), pp.153-163.

Florentz M. 1982. Contribution à l'élimination du phosphore des eaux usées par voies biologiques. Thèse de doctorat, Université de Nancy I, France.

Grimes S, Ruellet T, Dauvin JD, Boutiba Z, 2010. Ecological Quality Status of the soft-bottom communities on the Algerian coast: General patterns and diagnosis. *Mar. Pollut. Bull* **60**, 1969-1977.

Grimes S. 2003. Assessment and Diagnosis of the National Algerian coast marine pollution caused by activities on land. Strategic Action Programme (SAP) to address pollution in land-based activities and its operational strategy. Repport PAM/PAS MED/MEDPOL.

Hachemi Rachedi L. 2012. Impact of urban waste water reject on the quality watercourse "Case of Oued Meboudja EST OF ALGERIA"

Hamel L, Fekir A. 2011. Evaluation of the level of pollution of bathing waters Oran coast. Proceedings of the 2nd International Symposium on "Biodiversity and Coastal Ecosystems", 28-30 November 2010 Oran, Algeria; ISBN: 978-975-7895-10, LRSE, 2011.

Hebert S, Legre S. 2000. Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement Gouvernement du Québec 5 p.

Jaffe D, Walters JK. 1977. Intertidale trace metal concentrations in some sediment from the Humber estuary. Sci. total environ., Amsterdam 7, 1-15.

Leclercq L, Maquet B. 1987. Two new chemical and diatomic indicators of quality of running water. Application to Samson and its tributaries (The Belgian Meuse Basin). Comparison with other chemical clues, and diatom biocenotic, Royal Institute of Publishing Science Belgian nature 1-113 pp.

LI, SEC. 2004. Fysicochemische control van kwaliteit van het viswaters Brussels Hoofdstedelijk Gewest, conducted for the report of the IBGE.

Officiel Journal of Algerienne Republic (JORA). 2006. Notes to the maximum limit values of the industrial facilities spill rejection parameters, No 46, pp 7.

PNUE/PAM. 2004. United Nations Environment Programme. Plan of Action for PAM méditerranée, MED POL. Guidelines for the development of ecological status indicators and stress reduction. No. 154 Series of WFP technical report.

Remili S, et-Kerfouf A. 2010. Impact of fecal pollution of coastal recreational areas of Oran (Algeria North West) Proceedings of the 1èreÉdition

Francophone Days of Hydric Environments Microbiology (Agadir, Morocco) p. 134-141.

RNO. 2006. Marine monitoring. Network Works National Observation of marine environmental quality. Ifremer.

Rodier J. 1996. Analysis of water: natural water, waste water, sea water 8th DUNOD PARIS.

Rodier J. 2005. Analysis of water: natural water, wastewater and seawater 8th edition, Paris 1384 P.

Rodier J. 2009. Water analysis .Edition Dunod 1-1600 pp.

Rouane Hacene O. 2012. Biomonitoring of coastal water quality of the Algerian west coast, through the monitoring of biological indices, bioavailability and bioaccumulation of heavy metals (Zn, Cu, Pb and Cd) in the mussel *Mytilus galloprovincialis* and sea urchin *Paracentrotus lividus* University Oran: doctoral Thesis.

Shakweer L. 2003. Ecological and fishery investigations of Nozha Hydrome near Alexandria 2000-2001. 1. Chemistry of Nozha Hydrome water under the conditions of fertilizers applications. Bull. Natl. Inst. Oceanogr. Fish 29, 387-425.

Taleb Zoheir M. 2009. Biomonitoring of environmental pollution on the Algerian west coast using caged mussels *Mytilus galloprovincialis*. OCEANOLOGIA Journal 51(1), 2009. pp. 63-84.

Résumé

La présente étude porte sur les tendances polluantes des eaux usées dont l'objectif est d'évaluer l'état de la contamination et la qualité des eaux marines ; ainsi que, de démontrer la capacité de la bioaccumulation métallique des macro-algues et sa variation temporelle sur le littoral ouest algérien. Cette étude est basée sur l'analyse des paramètres physico-chimiques et métalliques (Cd, Cu, Pb et Zn) des eaux usées et de l'eau de mer prélevées durant la période s'étalant d'Avril 2014 et Janvier 2015. Les résultats obtenus présentent des concentrations importantes des polluants dépassant largement les normes algériennes de point de vue rejet direct.

Les concentrations des métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) ont été déterminées dans deux types de macro-algues : vertes (*Ulva lactuca*) et rouges (*Corallina officinalis*) collectées entre avril 2014 et janvier 2015 à partir de trois sites caractérisés par des déversements des eaux usées ainsi que, la présence de ces algues durant toute l'année. La capacité d'accumulation des métaux traces chez ces deux macro-algues est étroitement liée aux paramètres physico-chimiques du site et montre des variations significatives selon la saison, l'espèce et le site. La concentration des métaux traces dans les eaux et les biotes étudiés suit l'ordre suivant : Zn > Cu > Pb > Cd.

Mots-clés :

Eaux usées; Pollution marine; Paramètres physico-chimiques; Métaux lourds; *Ulva lactuca* ; *Corallina officinalis*; Littoral ouest algérien; Zn; Cu; Pb; Cd.