

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET
POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET
DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE CONSTANTINE1



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

جامعة قسنطينة 1

N° de série :

.....

*Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département de Biologie et Ecologie Végétale
Année universitaire 2013/2014*

*Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention
Du Diplôme de Master
Filière : Ecologie et environnement
Option : Pollution des Ecosystèmes et Ecotoxicologie
Thème :*

***ETUDE DE LA POLLUTION MARITIME PAR LES
METAUX LOURDS (Pb , Zn) DANS LA COTE DE
JIJEL***

Présenté par :

MESSAI KARIMA

Soutenu le : 25/06/2014

Devant le jury :

Président : Mme. Mehennaoui .F.Z.

Promoteur : Mr. Menad .A.

Examinatrice : Mme .Zaimeche .S.

M.C.A.Université Constantine 1

Prof.Université Constantine1

M.A. Université Constantine1

Remerciement

J'aimerais en premier lieu remercier mon dieu Allah qui m'a donné la volonté et le courage pour la réalisation de ce travail.

Je souhaite avant tout remercier mon Directeur de Mémoire le Professeur Menad pour le temps qu'il a consacré à m'apporter les outils méthodologiques indispensables à la conduite de cette recherche. Son exigence m'a grandement stimulée ; Je le remercie de m'avoir encadré, orienté, aidé et conseillé.

Merci à mes deux petits soleils pour leur patience... Merci à mon mari fares, pour sa compréhension, ses encouragements et toute son aide afin de me laisser consacrer un maximum de temps à ce mémoire,...merci à mon petit enfant raïd à qui je dédie tout ce travail qui est le fruit de Leur amour, pour sa patience face à une "maman étudiantes .; Merci d'être là, à mes côtés...

Je remercie mes très chers parents, qui ont toujours été là pour moi, « Vous avez tout sacrifié pour vos enfants n'épargnant ni santé ni efforts. Vous m'avez donné un magnifique modèle de labeur et de persévérance. Je suis redevable d'une éducation dont je suis fière ».

Je remercie, par ailleurs, ma belle-famille, et notamment ma belle mère : akila ainsi que mon beau père ibrahim pour leurs soutiens inconditionnel dont ils ont fait preuve depuis que mon projet d'étude est défini ;

Je remercie mes frères , et mes soeurs pour leur encouragements.

Je tiens à remercier marwa et sabrina, Pour leur sincère amitié et confiance , leur soutiens inconditionnels et leur encouragements ;, et à qui je dois ma reconnaissance et mon attachement.

Je veux exprimer mes remerciements et ma gratitude à toutes les personnes qui m'ont apporté l'aide et l'assistance nécessaire à l'élaboration de ce travail

L'ambiance de travail au laboratoire, l'amitié des étudiants de ma promotion (marwa) et des promotions précédentes, je pense notamment à monsieur gharib qui par ses paroles, ces écrits, ces conseils et ces critiques ont guidé mes réflexions et a accepté à me rencontrer et répondre à mes questions durant mes recherches, m'a permis d'effectuer mon master et ce travail dans des conditions particulièrement stimulantes

Nous tenons également à remercier messieurs les membres de jury pour l'honneur qu'ils nous ont fait en acceptant de siéger à notre soutenance

Sommaire

I-INTRODUCTION.....	1
II- SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	
II.1. Les métaux lourds	3
II.1.1. Les métaux lourds dans le milieu marin.....	4
II.1.2. La toxicité des métaux lourds.....	5
II.1.3. Les métaux étudiés.....	6
II.1.3.1. Le plomb.....	6
II.1.3.1. 1 Le comportement du plomb dans l'environnement.....	7
II.1.3.1. 2 Toxicité du plomb	8
II.1.3.2. Le Zinc.....	9
II.1.3.2.1 : Comportement du zinc dans l'environnement	10
II. 1.3.2.2 . Toxicité de zinc.....	11
II.2. Les algues.....	11
II.2.2. Morphologie.....	12
II.2.2.3. Classification des algues	13
II.2.2.4. Rôle des algues	15
II.2.2.5. Cycle de vie.....	16
II.2.2.6. Ecologie des algues :.....	17
II.2.2.7 Utilisation des algues dans le domaine de la recherche en écotoxicologie... 17	
II.2.2.7.1. Les algues comme bioindicateurs	17
II.2.2.7.2-Les algues source de biomarqueurs écologiques	18
III -Résultats et Interprétation	
III.1-Présentation de la région de Jijel.....	20
1- Situation géographique.....	20
2- Climatologie	20
III.2-Prélèvement des échantillons	23
1-Choix des stations de prélèvement	23
2-Justification du choix des stations	23
3-Sortie de prospection du terrain.....	23
4-Première sortie de prélèvement.....	24
5-Conditions de prélèvement.....	24
6-Au laboratoire.....	24

7-Plan d'échantillonnage	24
8-Situation géographique - localisation et description de la zone d'étude	25
9-Identification des sources de pollution.....	26
III.3-Choix des espèces d'algues	27
III.4-Prélèvement des échantillons d'algues	28
III.5 -Protocole d'extraction des métaux lourds dans les plantes	29
III.6- Prélèvement de l'eau	29
III-7- Flaconnage de prélèvement	29
III-8- Prélèvement sur terrain	30
III-9- Préparation des échantillons	30
III.10-Caractérisation physico-chimique	30
1- L'eau.....	30
1-1-Mesures <i>in situ</i>	30
1-2-Analyse au laboratoire	30
1-Dosage de la matière en suspension	31
2-Dosage des salinité.....	32
3-Dosage des nitrates dans les eaux naturelles	34
4-Dosage des orthophosphates dans les eaux naturelles	35
5-Dosage de Chlorure (Méthode de Mohr)	37
6-Dosage du métaux lourds	38
7-1- Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA).....	41
IV-RESULTAT ET INTERPRITATION	
IV-1-Résultats des analyses des eaux de mer	43
1-Paramètres physicochimiques	43
2-Résultats des métaux lourds.....	44
IV-2-- Résultats des métaux lourds dans les tissus des algues	45
IV-3- facteur de bioconcentration « BCF »	46
V-DISCUSSION	
1-Eau de mer	47
2-Algues	48
CONCLUSION	50
REFERANCE BIBLIOGRAPHIQUES	52
ANNEXES	

Liste des abréviations

<i>C.officinalis</i>	<i>Corallina officinalis</i>
EDTA	Ethylène diamine tetracétique
<i>E.intestinalis</i>	<i>Entemorpha intestinalis</i>
ETM	éléments traces métalliques
<i>J.rubens</i>	<i>Jania rubens</i>
g/Cm ³	gramme par centimètre cube
Mm	millimètre
µm	micromètre
MO	la matière organique
OD	Oxygène dissous
ppm	partie par million.
SAA	spectrophotométrie d'absorption atomique.
St	Station.
<i>U.lactuca</i>	<i>Ulva lactuca</i>
<i>U. Regida</i>	<i>Ulva regida</i>
µmol.g ⁻¹	micro mole par gramme
µg g ⁻¹	micro gramme par gramme ⁻¹

Liste des figures

Figure 01 :Interactions subies par les métaux au cours de leur transport en milieu aquatique.....	5
Figure 02 :thalle nématothallien(1) prostrée(2) partidresséepartie.....	13
Figure 03 :thalle à cladome,A : cladomeuni axial,B : cladome multiaxial.....	13
Figure 04 : algue verte : <i>Codium tomentosum</i>	14
Figure 05 : algue brune : <i>Laminaria ochroleu</i>	14
Figure 06 : algue rouge : <i>Corallina elongata</i>	15
Figure 07 :Diagramme ombro-thermique deJijel	22
Figure 08 : Station géographique de la zone d'étude	26
Figure 09 : <i>Ulva lactuca</i>	28
Figure 10 : <i>Corallinao fficinalis</i>	28
Figure 11 :Le spectromètre d'absorption atomique.....	39
Figure 12 :Lampe à cathode creuse.....	40
Figure 13 :Principe de la A.S.S.....	42

Liste des tableaux

Tableau 01 :Les Caractéristiques physico-chimiques du Pb.....	7
Tableau 02 :Les caractéristiques physicochimiques du zinc.....	10
Tableau 03 :Moyennes mensuelles des précipitations en mm [1989-2009]	21
Tableau 04 :: Moyennes mensuelles des températures [1989-2009] (O.N.M).....	21
Tableau 05 : Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrates	36
Tableau 06 : Etablissement de la courbe d'étalonnage des phosphates	37
Tableau 07 : : Caractères physicochimiques des eaux de mer de la cote de Jijel (moyennes \pm écart-type, min et max).....	43
Tableau 08 : : taux du Pb et du Zncdans des eaux de mer (moyennes \pm écarttype).....	44
Tableau 09 : taux du Pb et du Zn dans <i>U.lactuca</i> et <i>C.officinallis</i> des eaux de mer de (moyennes \pm écart-type, min et max).....	45
Tableau 10 : facteur de bioconcentration du Pb et du Zn dans <i>U.lactuca</i> <i>C.officinallis</i> des eaux de mer (moyennes \pm écart-type, min et max).....	46

Introduction

L'augmentation de la concentration des polluants dans les estuaires et les océans, en particulier celle des métaux lourds, est à l'origine de nombreuses études dans différentes zones du globe. Ces études ont porté sur l'accumulation des métaux sous forme de traces au niveau des algues (G.W. Bryan, L.G. Hummerstone (1973)). Les métaux sont des contaminants potentiellement toxiques, ils s'accumulent dans les dépôts, bioconcentrés par des organismes et peuvent poser des problèmes de santé aux humains par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire (Daby, 2006).

Le processus de la bioaccumulation des métaux dans les chaînes alimentaires marines est mal comprise parce que les données sont peu disponibles sur la concentration des métaux à différents niveaux trophiques et leur variation temporelle ou spatiale (Riosmena-Rodríguez et al., 2010).

La biosurveillance offre un outil attrayant pour l'évaluation de la pollution métallique dans l'écosystème aquatique. Les bioindicateurs comprenant les algues, les macrophytes, le zooplancton, les insectes, les mollusques bivalves, le gastéropode, les poissons, les amphibiens et d'autres sont énumérés et comparés pour leurs avantages et inconvénients dans biomonitoring pratique de la pollution aquatique par les métaux. Les applications potentielles de biomonitoring sont proposées pour inclure principalement l'évaluation de la pollution aquatique réelle en métaux, bioremediation, prévision de toxicologie et recherchent sur le mécanisme toxicologique (Zhou et al ., 2008).

Les algues jouent un rôle important dans le fonctionnement et l'équilibre de tous les écosystèmes aquatiques. Elles participent également de manière non négligeable aux activités économiques de certains pays (A. Kaimoussi, *et al* (2002)). La région de Jijel comporte un gisement important et naturel d'algues marines benthiques. La variation spatiale et temporelle des teneurs en métaux (Pb et Zn) au niveau de l'espèce d'algue *Ulva lactuca et coralina officinalis* ont été étudiée et les résultats obtenus ont été discutés à la lumière des données de la littérature.

L'objectif de notre étude est visé principalement à la surveillance du littoral ouest de la région de Jijel par l'utilisation algues marines comme bioindicateurs de la pollution métalliques, en passant en revue des données disponibles et résultats obtenus à l'évaluation du niveau de contamination des eaux de mer.

Le premier volet de notre étude sera consacré à la mesure des paramètres physico-chimiques du milieu marin (T°, pH, conductivité, matière en suspension, salinité, chlorure, orthophosphates, nitrates) en plus le dosage de deux éléments métalliques (Pb et Zn).

Le second volet s'intéresse l'évaluation de la contamination de deux espèces de macroalgues *U. lactuca* et *C. officinalis* par les ETM (Pb et Zn), ou la technique de la spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) a été utilisée.

II.1. Les métaux lourds :

Les métaux lourds sont naturellement présents mais en quantités très faibles dans les sols, l'eau et l'air et ne sont pas biodégradables. Ils s'introduisent dans l'environnement de diverses façons: extraction minière, utilisation de combustibles fossiles, comme le charbon, combustion de déchets, feux de forêt, fumée de cigarette. Certains métaux sont indispensables aux organismes vivants, d'autres, par contre, ne sont pas essentiels. La toxicité de certains de ces métaux non essentiels, dont le cadmium (Cd), le plomb (Pb), et le mercure (Hg), est reconnue, même à de très faibles concentrations. Cette toxicité est renforcée par un phénomène de concentration dans l'organisme qu'on appelle bioaccumulation. Dans plusieurs études menées sur des travailleurs, l'exposition aux métaux lourds dans l'air a été associée à une augmentation de la mortalité causée par le cancer du poumon (CIRC, 2006) .

Les métaux lourds sont les éléments métalliques naturels dont la masse volumique dépasse 5g/cm^3 et qui possèdent un numéro atomique élevé. Ils sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles et ne sont pas biodégradables. On dit que les métaux sont présents en « quantités traces » car ils représentent 0,6 % (en masse) du total des constituants de la croûte terrestre (Blum, 1990) et représentent aussi « la trace » du passé géologique et de l'activité anthropique.

Le terme de métal lourd est souvent appliqué à tort à des éléments en raison de leur toxicité. En effet, certains métaux toxiques sont déclarés métaux lourds alors qu'ils sont des métalloïdes (arsenic). De plus, il existe des métaux lourds qui sont indispensables aux organismes vivants; d'autres, par contre, ne sont pas essentiels. La toxicité de certains des métaux non essentiels est reconnue, même à de très faibles concentrations (Cd, Pb, Hg) (Blum, 1990), alors que les métaux essentiels (calcium (Ca), zinc (Zn), cuivre (Cu)) peuvent également devenir dangereux dès que leur concentration dans l'organisme dépasse un certain seuil (Baize, 1997).

La classification en métaux lourds est d'ailleurs souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement « lourds » (le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas tous des métaux (par exemple l'arsenic qui est un métalloïde) (Miquel., 2001 ; Burnol et al., 2004). Quarante et un métaux correspondent à cette définition générale auxquels il faut ajouter cinq métalloïdes (Miquel, 2001).

II.1.1. Les métaux lourds dans le milieu marin :

Un métal est un élément chimique dont la masse volumique dépasse 5 g/cm^3 , bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme depuis l'Antiquité. Dans le milieu aquatique, un métal sera défini comme un élément chimique qui peut former des liaisons métalliques et perdre des électrons pour former des cations. [Belanger, David, 2007)

Ceux-ci sont présents le plus souvent dans l'environnement sous forme de traces : Mercure, Plomb, Cadmium, Cuivre, Arsenic, Nickel, Zinc, Cobalt, Manganèse. Les plus toxiques d'entre eux sont le Plomb, le Cadmium et le Mercure. L'origine des métaux présents dans le milieu marin est double. Naturellement présents dans la biosphère, ils proviennent, d'une part, de l'érosion mécanique et chimique des roches et du lessivage des sols (Lacoue-Labarthe,2009).D'autre part, la contribution d'origine anthropique issue des rejets industriels et domestiques, l'activité minière et les eaux d'écoulement contaminées par les engrais et les pesticides utilisés en agriculture sont autant de sources ayant contribué à l'augmentation des concentrations de métaux lourds dans le milieu marin et surtout en zone côtière (Belanger, David2007).

Les métaux lourds présents dans l'eau et dans les sédiments sont absorbés par les plantes et les animaux marins, le dépassement d'une quantité donnée dans ces espèces provoque leur accumulation dans les organismes et tout au long de la chaîne alimentaire. Ils peuvent atteindre des concentrations menaçant la survie de certaines populations naturelles et présenter des dangers pour le consommateur de produits marins du fait de leur possibilité de concentration dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique. Déjà dans les années 50, leurs effets hautement nocifs ont été mis en évidence suite à l'intoxication mortelle survenue à Minamata au Japon. Les habitants avaient mangé du poisson contaminé par des rejets Mercuriels d'une usine située à proximité. Cette maladie s'est ensuite propagée à toute la jeune génération par le lait maternel. (Jica, Matet, Onned.2008)

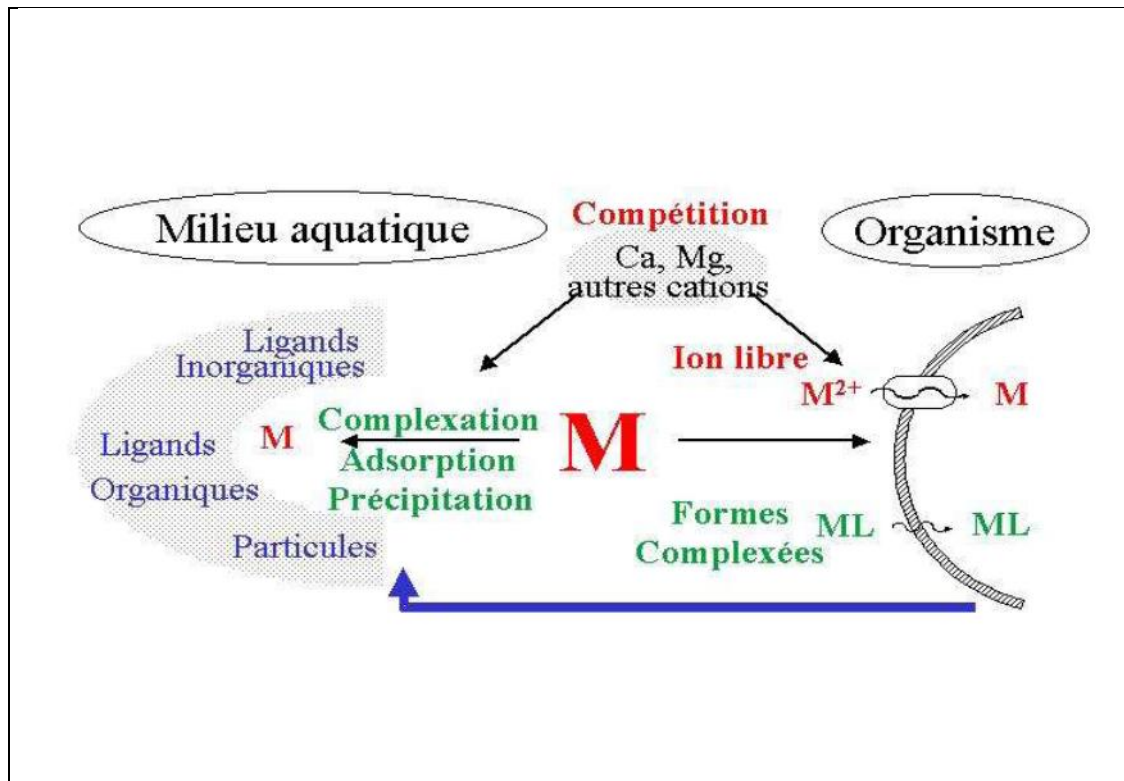


Figure 01: Interactions subies par les métaux au cours de leur transport en milieu aquatique (Gilbin, 2002 adapte de Turner et Tessier, 1995).

II.1.2. La toxicité des métaux lourds :

Les métaux sont généralement séparés en deux catégories selon leur caractère essentiel ou non pour les êtres vivants. En effet, ils peuvent s'avérer indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments), c'est le cas du Fer (Fe), du Cuivre (Cu), du Zinc (Zn), du Nickel (Ni), du Cobalt (Co), du Vanadium (V), du Sélénium (Se), du Molybdène (Mo), du Manganèse (Mn), du Chrome (Cr), de l'Arsenic (As) et du Titane (Ti). Dans ce cas, leurs concentrations dans les organismes doivent répondre aux besoins métaboliques de ces derniers. Dans le cas contraire, une carence ou un excès de ces éléments essentiels peut induire des effets délétères.

D'autres ne sont pas nécessaires à la vie, et peuvent être même préjudiciables comme le Mercure (Hg), le Plomb (Pb), le Cadmium (Cd) et l'Antimoine (Sb). (Casas, Stelio.2005)

Les métaux lourds provoquent des dommages neurocomportementaux irréversibles se développant chez beaucoup de mammifères, mais les mécanismes de ces dommages sont inconnus (Akins., 1992).

De nombreux métaux sont considérés comme cancérigènes pour l'homme et les animaux ou les deux. Le chrome, le platine et les dérivés inorganiques du mercure sont responsable aussi de dommage, principalement au niveau des tubules proximaux des reins (Lu, 1991).

II.1.3. Les métaux étudiés

II.1.3.1. Le plomb

Le plomb connu depuis la haute antiquité, vient du latin plumbum signifiant liquide argenté. C'est est un métal bleuté brillant, très mou, très malléable et ductile. Il ternit au contact de l'air humide, ne réagit ni avec l'oxygène, ni avec l'eau et il est attaqué par l'acide nitrique. Ses composés sont toxiques par inhalation ou ingestion. Les effets sont cumulatifs. On le trouve principalement dans des minerais comme la galène et le sulfure de plomb (PbS) . Des travaux archéologiques récents ont mis en évidence des sites de production à partir de la galène (PbS) en Asie centrale datant d'environ 6 500 ans avant notre ère (Wittrner *et al.*, 2002) et le développement d'une chimie du Pb en Égypte ancienne vers 3 000 avant JC essentiellement liée à l'élaboration de cosmétiques (Walter *et al.*, 1999). Des récipients datés approximativement à 1 000 avant JC ont été mis à jour en Chine. En Europe, l'exploitation minière du gisement de Laurion en Grèce qui fut la plus importante de l'antiquité, a débuté vers 850 avant JC (Wittrner *et al.*, 2002). La Rome antique a fait grand usage de ce métal et de ses alliages pour manufacturer une multitude d'objets de la vie courante comprenant des ustensiles de cuisine, des jarres, des coffres et des canalisations (Greenwood et Earnshaw, 1984).

Le plomb est concentré dans les gisements de sulfures où il est communément rencontré sous forme de galène (PbS(s)). Il peut être également rencontré sous la forme d'anglésite (PbSO₄(s)) et de cérusite (PbCO₃(s)). À l'air, le plomb métallique forme une couche protectrice d'oxyde de plomb qui le protège contre la corrosion (Burno *et al.*, 2006).

Le Pb peut constituer des alliages avec de nombreux autres métaux. Il peut facilement être extrait de minerais (Bliefert et Perraud, 2004). L'utilisation presque universelle de composés du Pb pour les raccords et les soudures effectués dans les réseaux de distribution d'eau a des répercussions importantes sur la qualité de l'eau potable. Au Canada, il se peut que les réseaux de distribution et la plomberie installés avant 1945 soient faits de tuyaux en Pb (Quinn, 1990). Les déchets solides et liquides (boues) constituent environ 81 % des rejets de Pb effectués dans l'environnement,

habituellement dans des décharges. Mais ce sont les émissions atmosphériques qui sont responsables de la dispersion du Pb dans l'ensemble de l'environnement (Bliefert et Perraud, 2004). Le Pb est un des principaux polluants métalliques de l'atmosphère. Dans l'air, il forme une couche d'oxyde de Pb qui le protège contre la corrosion. L'introduction de l'essence sans Pb a grandement fait diminuer ce type d'émission.

Tableau 1 : Les Caractéristiques physico-chimiques du Pb (Miquel , 2001)

Masse atomique	270
Masse volumique	11,35 g/cm ³
Température de fusion	327°
Température d'ébullition	1.740°
Symbole chimique	Pb
Minerai d'origine	Galène

II.1.3.1. 1Le comportement du plomb dans l'environnement

-Dans l'eau :

Bien qu'en milieu océanique, la majorité du plomb soit sous forme dissoute la fixation de ce métal sur des particules organiques suivi de leur absorption dans les sédiments, ainsi que leur incorporation dans la biomasse qui se sédimente également quand les organismes meurent (Ramade, 2000).

Dans des conditions réductrices, les concentrations en plomb présente dans les eaux souterraines sont limitées par La solubilité de la phase solide hydroxyde, ou, dans certains cas, du plomb métallique, qui présente une stabilité élevée dans des conditions réductrices (Burnol et al., 2006).

II.1.3.1. 2Toxicité du plomb :

La toxicité des composés minéraux du plomb est en rapport avec leur plus ou moins grande hydrosolubilité (Viala et Botta, 2005). Ce sont les composés et sels du plomb qui sont plus toxique que le plomb métallique (Bliefert et Perrot, 2003). Le plomb pénètre dans le corps humain, que se soit par ingestion ou inhalation, diffuse via la circulation sanguine vers des organes ou il est stocké (cerveau, cheveux, os...) et par voie cutanée (Miquel, 2001). Il provoque la toxicité aigue sur les organismes à partir de 0.1mg/l (Gaujous, 2005). L'intoxication aigue provoque une néphropathie tubulaire, avec anurie, parfois associée à des troubles neuromusculaires (Ramade,

2000). Le fœtus et le jeune enfant sont particulièrement sensibles à l'effet de toxique neurocomportemental du plomb, caractérisé par une baisse peu ou pas réversible des facultés cognitives (Tremel-Shaub et Fiex, 2005). Une exposition chronique peut entraîner des risques d'hypofertilité, de malformation fœtale (Savary, 2003).

L'intoxication aiguë est rare. L'intoxication habituelle est liée à une exposition chronique (Miquel, 2001). D'une façon générale, en cas d'intoxication au plomb, on parle du « saturnisme » (Savary, 2003). On admet qu'une dose de 1mg de plomb est suffisante pour engendrer rapidement le saturnisme (Viala et Botta, 2005).

Selon (Pistl et al., 2008), On peut conclure que l'intoxication chronique causée par le trihydrate acétate de plomb a un effet immunotoxique chez les rats manifesté par une diminution significative des capacités fonctionnelles des phagocytes et les lymphocytes T.

L'intoxication chronique se caractérise par l'apparition d'une anémie, d'un éctéré, d'un liseré du au plomb au niveau de la gencive, d'une anorexie, de gastralgie, etc. (Benecke, 2004).

II.1.3.2. Le Zinc :

Le Zinc entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins.

Les apports anthropiques de Zinc dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du Fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), des épandages agricoles (alimentation animaux, lisiers) et des activités urbaines (trafic routier, incinération ordures). Dans les zones portuaires, le Zinc est introduit à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion, et est contenu dans certaines peintures antisalissure. (CASAS, Stellio.2005)

Le zinc est présent dans l'écorce terrestre principalement sous forme de sulfure (blende), accessoirement sous d'autres formes telles que la smithsonite ($ZnCO_3$), l'hémimorphite ($Zn_4 [(OH)_2Si_2O_7] H_2O$), ou l'hydrozincite ($Zn_5(OH)_6(CO_3)_2$). Le zinc provient également des minerais de plomb dans lesquels il est toujours associé au cadmium (Bisson et al., 2005_b).

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. Le Zinc est un des métaux les moins toxiques et les problèmes de carence sont plus fréquents et plus graves que ceux de toxicité. Les risques tératogènes, mutagènes et cancérigènes sont pratiquement nuls aux doses utilisées chez l'homme. Si les signes digestifs aigus n'apparaissent qu'à dose élevée, une anémie sévère par interaction avec le Cuivre peut survenir avec des doses peu supérieures aux apports recommandés. En outre, des problèmes non résolus persistent dans des domaines importants en santé publique: maladie d'Alzheimer, patients diabétiques ou séropositifs. (GUNNAR, F. 2007,Pichard, 2005)

Tableau 02 : Les caractéristiques physicochimiques du zinc (Gray, 2006).

Symbole chimique	Zn
Numéros atomique	30
Masse atomique	65.39
Point d'ébullition	788°F (420°C)
Point de fusion	1665 °F (907°C)
Densité	7.133g/cm ³
Isotopes	Cinq isotopes naturels et soixante artificiels

II.1.3.2.1 :Comportement du zinc dans l'environnement :

- Dans l'eau :

La concentration du zinc dans les eaux naturelles est généralement faible et diminue encore par suite de son adsorption sur les matières en suspension et les sédiments, la solubilité des sels du zinc peut être importantes (Savary, 2003).

Bien que le zinc ne soit pas un élément sensible aux variations de potentiel redox, dans des milieux réducteurs, la formation de sulfures en phase aqueuse ou en phase solide est le processus contrôlant la disponibilité de ce métal dans l'environnement (Burnol et al., 2006).

II.1.3.2.2 .Toxicité de zinc

Le zinc est oligo-élément entrant dans la composition de nombreuses métallo-enzymes (Viala et Botta, 2005). Il est doué de propriétés hermétiques et devient donc toxique à des concentrations relativement faibles (Ramade, 2000).

L'inhalation des fumées d'oxyde de zinc peut conduire à une intoxication aiguë caractérisée par une asthénie accompagnée de fièvre (Ramade, 2000). Les manifestations d'intoxication aiguës se traduisent entre autres par des troubles digestifs (Savary, 2003).

Le zinc exerce une action toxique sur un vaste spectre d'organismes terrestres et aquatiques à partir de faibles concentrations (à quelques ppm), il inhibe la photosynthèse des plantes vertes, du phytoplancton et des algues macrophytes. Il provoque diverses lésions tissulaires, en particulier chez les invertébrés aquatiques et chez les poissons. Il retarde également la croissance et perturbe la reproduction (Ramade, 2000).

II.2. Les algues

Les algues sont des organismes chlorophylliens se développant dans l'eau ou dans des milieux très humides. Bien que surtout abondantes dans les eaux des mers, des lacs, des mares, des eaux courantes et des eaux thermales, on en trouve également sur les rochers humides et sur la terre. Exceptionnellement, elles peuvent être endophytes de tissus animaux ou végétaux. L'air, la lumière et des sels dissous sont, en plus de l'eau, nécessaires à leur développement. Groupées avec les champignons dans la division des Thallophytes, les algues constituent en réalité un vaste ensemble hétérogène d'embranchements très distincts les uns des autres et n'ayant entre eux que peu de caractères communs (Feldman., 1963).

Les algues sont classées dans le groupe des thallophytes, dans le règne végétal, mais du fait de la diversité des formes, certaines espèces phytoplanctoniques sont classées dans le règne des protistes qui regroupe les eucaryotes unicellulaires. La taille des algues peut varier de la cellule microscopique unique, à quelques cellules en colonie et jusqu'à 75 m (laminaires, sargasses) pour certaines formes multicellulaires. (Michel Cavalla, 2000)

Les algues sont des thallophytes chlorophylliens, c'est-à-dire des organismes capables de photosynthèse. Elles sont donc autotrophes (Roland , 2008) .

Les algues constituent un ensemble d'organismes extrêmement divers qu'il est fort difficile de définir et de présenter de manière cohérente. Jusqu'à une époque récente, on avait défini les Algues comme des végétaux photosynthétiques dont l'appareil végétatif, relativement simple, était nommé « thalle»; on les regroupait alors, au sein des Thallophytes, avec les Champignons, dont l'appareil végétatif est

également peu différencié, mais qui n'effectuent pas la photosynthèse. On oppose les Thallophytes aux Cormophytes ou « Végétaux supérieurs», qui possèdent une organisation plus complexe, avec généralement des racines, des tiges, des feuilles et un appareil conducteur.(Cabioc'h , 2006) .

II.2.2. Morphologie

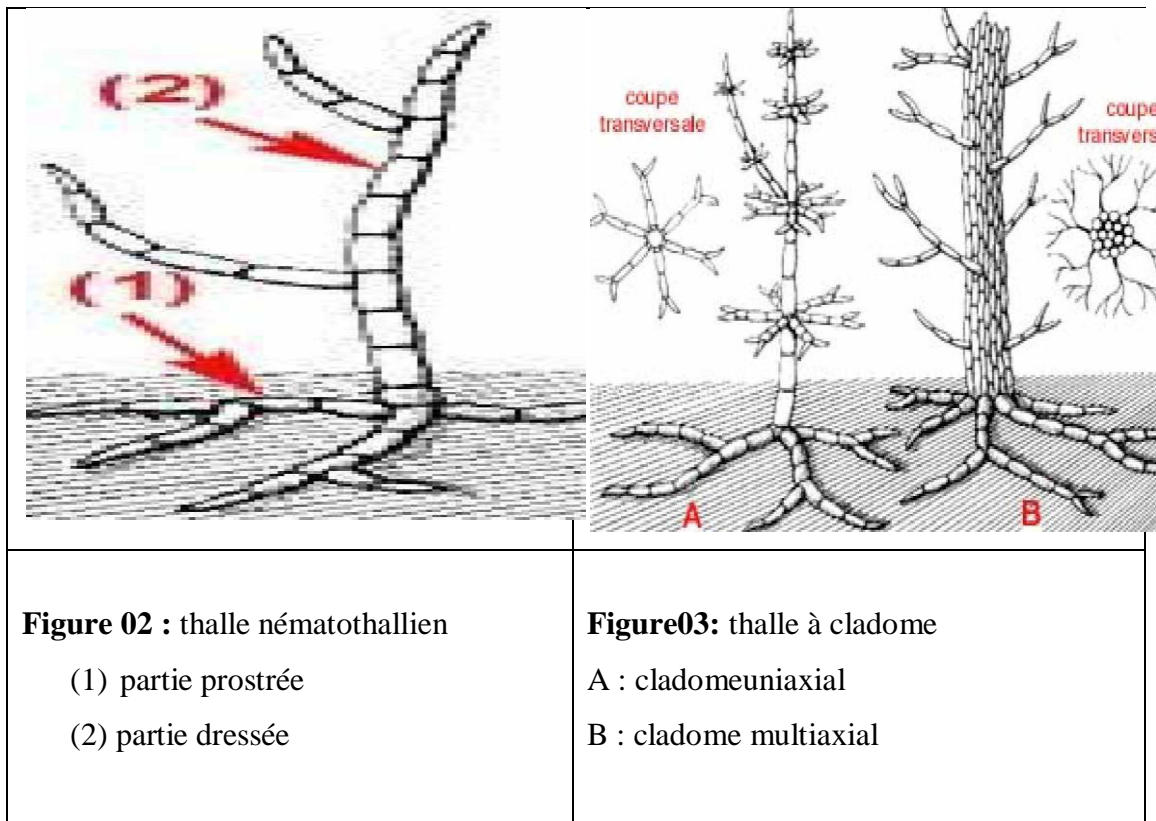
Chez les algues, il existe différents types morphologiques, le thalle le plus réduit est unicellulaire. Il peut être pourvu de flagelles, dans ce cas il est mobile et est dit monadoïde, (exemple : *Chlamydomonas*, *Peridinium*, *Euglena*, etc.), il peut être non flagellé ou amoeboïde donc immobile, il est dit coccoïde (*Chlorella*, *Diatomées*, etc.).

Le plus souvent, le thalle est pluricellulaire dans ce cas, on distingue les types morphologiques suivantes :

- archéthalles : ce sont des groupes de cellules souvent unis entre elles par une gelée et qui sont ou mobile ou immobiles. Ils peuvent être sous forme des coenobes avec soit un nombre de cellules qui peut être réduit à quelques unités (ex : *Scenedismus*, *Pediastrum*, *pandorina*), ou au contraire il peut être très élevée : (*volvox*, *Hydrurus*), ou sous une forme filamenteuse simple non ramifiée (*Spirogyres*, *Ulothrix*, *Zygnéma*) dont la croissance est indéfinie. Dans les archéthalles il n'y a pas de communication intercellulaire.

- Nématothalle : diffère uniquement de l'archéthalle par le fait qu'il est ramifié, mais la croissance de chacun des rameaux est indéfinie. Il est composé de deux parties l'une prostrée, fixatrice, l'autre dressée (figure 2). Les nématothalles peuvent prendre un aspect foliacé à une seule couche de cellules (*Monostroma*) ou à deux couches (*Ulva*). Il y a des communications intercellulaires dans les nématothalles.

- cladome : c'est le cas le plus complexe le thalle est constitué de plusieurs catégories d'axes à fonction déterminée. Le cladome est une organisation structurale comprenant un axe dressé à croissance indéfinie et des ramifications latérales (pleuridies) à croissance définie. Les cladothalles peuvent prendre des aspects très variés (figure 3), cependant, le cladome est uniaxial si la partie dressée, à croissance non limitée, est formée par un seul filament, et il est multiaxial, si cette partie comporte plusieurs filaments (ex : *codium*). La diversité extrême des thalles à cladome permet de rencontrer des formes très proches de celles de certaines cormophytes.



II.2.2.3. Classification des algues :

Les algues sont divisées en 6 grands phylums d'après la nature des pigments et des réserves cellulaires :

1-Les cyanophytes, dénommées aussi Algues bleues ou Schizophytes ou encore Myxophytes, ne possèdent pas de noyau à membrane définie (ce sont des Procaryotes, à l'inverse des autres groupes qui sont des Eucaryotes) ni de chromatophores.

2-Les chlorophytes (Algues vertes) sont comme tous les groupes suivants des eucaryotes à noyau bien individualisé; elles possèdent des plastes d'un vert franc contenant de la chlorophylle a et b associée à de l' α et β carotène et des xanthophylles identiques à celles des plantes supérieures.



Figure 04 : algue verte : *Codium tomentosum*(Milleron, 2006).

3-Les euglénophytes sont des algues unicellulaires et flagellées, le plus souvent mobiles, avec des plastes verts contenant de chlorophylle a et b associée à du β carotène et des xanthophylles.

4-Les chrysophytes ou chromophytes (Algues Brunnes) sont caractérisées par des chromatophores bruns, jaunes ou vert-jaunâtres. Elles ne possèdent jamais d'amidon et ne se colorent pas au contact de l'iode.



Figure 05 :algue brune : *Laminaria ochroleuca*(Milleron, 2006).

5-Les rhodophytes (Algues Rouges) sont le plus souvent des algues marines et leur présence dans les eaux douces se limite à une trentaine de genres peu fréquents. Leurs pigments sont constitués par des chlorophylles a et d, des α et β carotènes, des xanthophylles et des biliprotéines (Phycoérythrine et Phycocyanine).

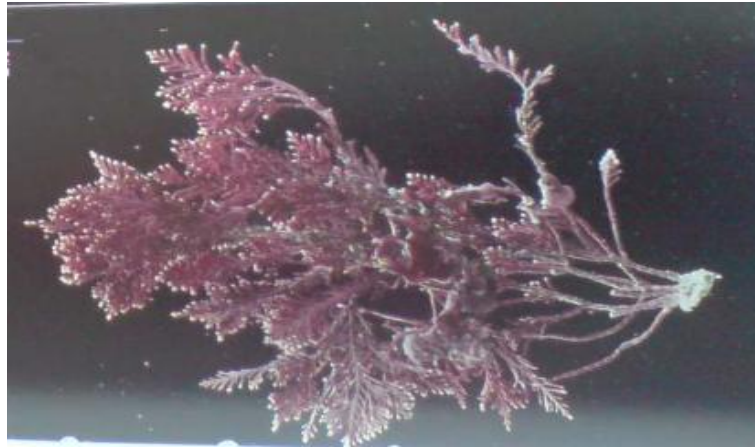


Figure 06 : algue rouge : *Corallina elongata* (Milleron, 2006).

6-Les pyrrhophytes sont des plastes bruns, plus rarement rouges ou bleu-vert contenant des chlorophylles a et c, du carotène et parfois des biliprotéines.

II.2.2.4. Rôle des algues

L'importance des algues dans le milieu aquatique est due à leur situation à la base du cycle biologique existant dans l'eau. Elles constituent le point de départ de la chaîne alimentaire qui aboutit aux peuplements piscicoles exploités par l'homme. Utilisant l'énergie lumineuse, elles sont, quelques bactéries mises à part, les seuls organismes qui synthétisent des hydrates de carbone et de la matière organique à partir des éléments minéraux dissous dans le milieu. Une bonne connaissance du plancton végétal existant permet donc une appréciation sur la qualité de l'eau et sa valeur pour la production piscicole. Deux éléments doivent pour cela être pris en considération : la biomasse algale présente et sa vitesse de formation. La biomasse peut être estimée par comptages au microscope (ou à l'aide de compteurs de particules) ou par dosages de la quantité de chlorophylle présente par unité de volume du milieu. La formation de matière organique par le plancton végétal constitue la production primaire, elle est évaluée de façon indirecte par dosage des quantités d'oxygène dissous produites dans le milieu par le peuplement algal ou en mesurant, après addition d'éléments radioactifs (carbone 14 généralement) dans l'eau, la quantité de ces éléments assimilée dans le phytoplancton par unité de temps.

II.2.2.5. Cycle de vie :

Le cycle de vie, correspondant à l'enchaînement des différentes générations nécessaires pour retrouver un individu semblable à l'individu de départ, peut faire intervenir 1, 2 ou 3 générations successives (ce dernier cas ne se rencontrant que chez les Rhodophytes et les champignons) (Fischer et al., 1987).

Le cycle biologique des algues se déroule, au moins une partie, en milieu aquatique. Les algues ont deux modes de reproduction à leur disposition: la voie sexuée et la voie asexuée (Wariaghli et al., 2004).

Chez les algues, les gamètes présentent une grande diversité de structure, de comportement et d'origine. Dans les espèces primitives, ils sont morphologiquement identiques (*isogamie*). C'est le cas du *Chlamydomonas* dont les gamètes sont semblables entre eux et semblables aux cellules parentales. L'évolution tend à établir une ségrégation entre gamètes mâles, petits et mobiles, et gamètes femelles chargés de réserves, et progressivement immobiles. Dans l'*anisogamie*, les deux cellules sexuelles conservent la même organisation mais sont de tailles différentes (ulve). La forme la plus achevée de cette évolution est l'*oogamie* dans laquelle des spermatozoïdes petits, nageurs, nombreux, s'opposent aux oosphères, volumineuses, riches en réserves, immobiles et produites en nombre plus restreint (*Dictyota, fucus, laminaires*).

Dans les types précédents, au moins un des gamètes est flagellé et actif: on parle de planogamètes et la fécondation est une *planogamie*. Il est des cas où aucun des deux gamètes n'est mobile et leur rencontre se fait passivement : la fécondation est une *aplanogamie*. Elle se rencontre par exemple chez les algues rouges où le gamète femelle est une cellule située à l'extrémité de certains rameaux des thalles et le gamète mâle, ou spermatie, est une petite masse protoplasmique sphérique entraînée passivement par le courant d'eau. La *cystogamie* est un mode de fécondation particulier ne mettant pas en jeu de gamètes libres: ce sont les gamétocystes eux-mêmes qui fusionnent. Elle se produit par exemple chez la spirogyre où les cellules de deux filaments voisins établissent des *tubes de copulation* dans lesquels passe le protoplasme d'une des cellules. La répétition des tubes de copulation donne un aspect « en échelle » très caractéristique des filaments en reproduction.

Planogamie et aplanogamie sont des formes de fécondation bien adaptées au milieu *aquatique*. La cystogamie, elle n'impose pas l'existence d'une phase liquide et peut s'adapter à un mode de vie *aérien*. Rare chez les algues, elle est très répandue chez les champignons où, plus ou moins modifiée, elle devient la règle chez les espèces terrestres (Roland et al., 2008).

II.2.2.6. Ecologie des algues :

La diversité des algues et la variété des habitats qu'elles occupent sont liées (Reviere, 2003). En raison de leur diversité des biotopes et des modes de vie des algues, il ya

lieu d'envisager successivement l'écologie des algues marines et celle des algues continentales (algues d'eau douce, algues aériennes ...etc.).

En ce qui concerne les biocénoses appartenant à l'écosystème marin, il faut distinguer les biocénoses benthiques c'est-à-dire liées au fond de la mer ou au rivage, qui sont développées en eaux peu profondes, et les biocénoses pélagiques c'est-à-dire de haute mer (Ozenda, 2000).

❖ Algues pélagiques ou phytoplancton

Ensemble des organismes photosynthétiques microscopiques flottants librement près de la surface des océans et des lacs (Nabors, 2008). Représentent 99 % de la biomasse végétale aquatique (Bonnefis et Pathé, 2010).

❖ Algues fixées ou benthiques

Algues uni ou pluricellulaire fixées sur support au fond de l'eau (Wariaghli et al., 2004):

- Epilithes Ce sont les algues des côtes rocheuses fixées par des crampons robustes aux rochers ou aux galets.
- Epizoïques : fixées sur des animaux ;
- Epiphytes : sur des végétaux ;
- Epixyles : sur du bois.

II.2.2.7. Utilisation des algues dans le domaine de la recherche en écotoxicologie

II.2.2.7.1. Les algues comme bioindicateurs

Un bioindicateur désigne des espèces végétales ou animales qui par suite à leur particularités biologiques sont l'indice précoce (organismes sentinelles) de modifications abiotiques ou biotiques de l'environnement dues à tel ou tel type de l'action humaine (Ramade, 2002).

Les algues sont des indicateurs biologiques car elles présentent plusieurs avantages intrinsèques :

- Elles sont benthiques, elles peuvent donc servir à caractériser les conditions environnementales intégrées à un lieu pendant une période.
- Il est généralement facile de cueillir des quantités suffisantes dans divers habitats.
- Elles accumulent directement les composés présents dans l'eau de mer ce qui fait de

l'analyse des tissus un indicateur fiable de la qualité de l'eau, et évite les difficultés logistiques souvent associés aux échantillonnages représentatifs et comparatifs de l'eau de mer (Wariaghli et al., 2004).

L'étude faite par (Benkdad et al., 2011), a montré que les macroalgues peuvent être un outil puissant en biomonitoring pour évaluer les tendances spatiales et temporelles des métaux et radionucléides contaminants le secteur côtiers au Maroc. Selon (Favero et Frigo, 2002), les espèces de macroalgues suivantes : *Ulva laetevirens*, *Entemorpha intestinalis*, *Gracilaria verrucosa* et *Sargassum muticum*, ont été utilisées pour surveiller les concentrations des métaux (Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Cr, Co, Ni et Cd), dans les eaux de bassin sud de la lagune de Venise.

La bioindication écotoxicologique repose sur un processus écologique très important : la bioaccumulation ou la bioconcentration (Gobat et al., 2010).

II.2.2.7.2-Les algues source de biomarqueurs écologiques :

Un biomarqueur est un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présent ou passée d'un individu à moins une substance chimique à caractère polluant (Lagadic et al., 1997). Les algues sont capables de synthétiser des metallothioneines (MTs) particulières (les phytochelatines) qui sont des protéines cytosoliques de faible poids moléculaire, riches en cystéine, thermostables, et pouvant s'associer avec les métaux divalents (Cd, Cu, Zn, Ag, Hg). De nombreux travaux ont montré l'induction de ces protéines par les métaux, ce qui a permis d'envisager leur utilisation comme biomarqueurs d'exposition aux polluants métalliques (Wariaghli et al., 2004).

L'étude de (Kumar et al., 2010), a montré que la concentration de 0,4 mM Cd²⁺ induit la production des espèces oxygénées réactives (ROS) et établit un certain niveau d'effort oxydant chez l'algue *U. lactuca*. La tolérance contre le Cd²⁺ induit l'effort oxydant est dû aux plus grandes activités de certains des enzymes antioxydantes et antioxydantes non enzymatiques qui sont impliquées dans la désintoxication du ROS.

Par conséquent, les résultats obtenus et les enzymes détectées peuvent être considérés comme biomarqueurs possible pour surveiller les métaux lourds dans l'écosystème marin.

III.1-Présentation de la région de Jijel :

1- Situation géographique :

JIJEL est une wilaya côtière de l'est Algérien, située à environ 314 Km d'Alger. S'étalant sur une superficie de 2,398 km², avec une façade maritime de 120 km, la wilaya de Jijel est limitée par : La mer méditerranée au nord, la wilaya de Skikda à l'Est, la wilaya de Bejaia à l'Ouest, la wilaya de Mila au sud et enfin la wilaya de Constantine au Sud-Ouest.

La wilaya de Jijel est connu être une wilaya à vocation agricole ; touristique et de la pêche (les ressources halieutiques y sont appréciable ,avec une superficie maritime de 6,510 Km² et une biomasse totale de 200 .000 T/an) .

Le potentiel touristique de la région est considéré comme unique par les spécialistes, car il est composé de paysages marins et terrestre pittoresques, la potentialité se distingue au niveau littoral par l'existence d'une Corniche avec criques, îles, ilots et sites se succédant et parsemée de 50 Plages de différentes textures.

La ville de Jijel est le chef lieu de la wilaya, sa population est estimée à 134 839 habitant en 2008, cette ville connaît actuellement un développement remarquable sur tous les plans : industriel, touristiques, démographiques, infrastructure, portuaire routière ou financières ..., ce développement est sans aucun doute ,le principale enjeu à prendre en compte dans la régulation des sources de pollution .

Cette concentration de la population dans le centre urbain engendre de graves problèmes sur l'environnement marin.

Via les apports élevés des eaux usées, domestiques, urbains et industrielles déversées directement dans la mer, ainsi que l'abondance des déchèteries sauvages le long du littoral.

2- Climatologie :

La région de Jijel est considérée parmi les régions les plus pluvieuses en Algérie, elle est caractérisée par un climat méditerranéen pluvieux et froid en hiver, chaud en été. Les températures varient entre 20 °C et 35 °C en été, et 3 à 15 °C en hiver. La saison de pluie dure environ 06 mois.

Les précipitations moyennes annuelles enregistrées dans la wilaya se situent entre 800 et 1200 mm/an et atteignant exceptionnellement les 1800 mm/an (ANEP, 2010).

2-1- Les précipitations :

La pluie est un facteur climatique très important qui conditionne l'écoulement saisonnier et influence directement le régime des cours d'eau ainsi que celui des nappes aquifères. Les précipitations sont également variables et irrégulières d'une année à l'autre. La moyenne mensuelle la plus élevée est observée essentiellement pendant le mois de Décembre (194,8 mm). Par contre la pluviosité la plus basse est observée pendant le mois de Juillet (3,26 mm) (tableau 0 3).

Tableau 0 3 : Moyennes mensuelles des précipitations en mm [1989-2009] (O.N.M)

MOIS	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc
P (mm)	134, 2	101, 4	81,8	88,8 1	50,3 9	12,7 0	3,2 6	12,4 5	62,7 9	83,9 7	151, 3	194, 8

2.2- Les températures :

Le tableau 02 nous indique que la région de Jijel est caractérisée par un climat doux et humide en hiver et chaud et sec en été. Ces caractéristiques indiquant un climat méditerranéen. La moyenne mensuelle la plus élevée est observée essentiellement pendant le mois d'Aout (26, 15 °C). Par contre la température la plus basse est observée pendant le mois de Janvier (11, 41 °C).

Tableau 04 : Moyennes mensuelles des températures [1989-2009] (O.N.M).

MOIS	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc
T (°C)	11,4 1	11,7 4	13,6 0	15,3 0	18,7 5	22,5 2	25,2 0	26,1 5	23,6 7	20,3 0	15,6 9	12,7 6

2.3- Le diagramme ombro – thermique :

L'analyse de deux paramètres climatiques (précipitations et température) permet de tracer la courbe ombro-thermique de Gausсен qui met en évidence deux périodes :

- ✓ l'une de sécheresse : s'étale du mois de Mai au mois de Septembre.
- ✓ et l'autre humide : s'étale du mois d'Octobre au mois de Mai.

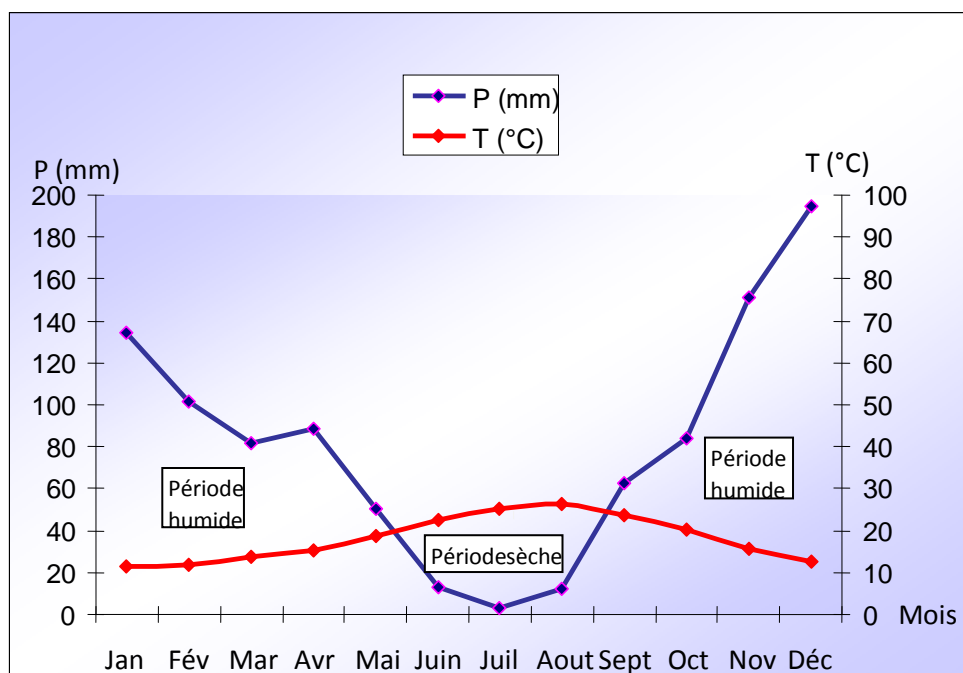


Figure 07 : Diagramme ombro-thermique de la wilaya de Jijel entre (1989-2009) (O.N.M).

2.4 - Les vents :

Le vent est un facteur important du climat qui influe sur la température, l'humidité et l'évaporation. La fréquence et la vitesse du vent sont variables au cours de l'année. En hiver, les vents dominants sont souvent secs et froides, ils ont une direction Nord-Ouest et parfois Nord-est. Pendant la période estivale et particulièrement de Mai à Septembre, les vents secs et chauds (Sirocco) ont une direction Sud-ouest et parfois Sud -Nord, ils soufflent en moyenne durant 15 jours par ans (O.N.M).

III.2-Prélèvement des échantillons :

1-Choix des stations de prélèvement :

Dans le cadre du suivi de l'état de contamination des eaux marines côtière de la wilaya de Jijel, le choix des stations est basé, outre sur la présence des algues, sur la proximité des rejets d'effluents, dans le but d'évaluer leurs flux polluant et leur impact sur le milieu marin récepteur.

2-Justification du choix des stations :

Station 01 :OuledBonnar : sise à 8 Km Ouest la ville de Jijel , cette station se dote d'une plage sableux et rocheux très agréable ,très fréquentées par les touristes . Selon notre enquête merises sur terrain , cette station est loin d'être affectées par le q de pollution , ou on a pas noté la présence dans ces sources .

Cette station a été choisie comme station de références à cause de la biodiversité élevées dans la flore algales , pureté des eaux et la taille importante des sujets prélevés par rapport aux autres station .

Station 02 : Port de pêche de boudis (kotama) : sis au centre ville de Jijel ,sur le plage kotama ,cette infrastructure est un vrai dépotoir de déchets de la ville , cette station est caractérisée par une fréquence de pêche et de tourisme intensifs . Selon l'enquête, on a noté des eaux usées urbains divisés dans la mer sans aucun traitement préalable, les eaux de mers de cette station sont très turbide , les déchets ferreux ,organique de toute nature , matière plastique, bouteille, sacs , les hydrocarbure (essence ,huiles, gazoil...etc). les travaux de construction d'une nouvelle digue entraine une perturbation énorme à l'écosystème marin via l'augmentation du taux de matière en suspension ,turbidité élevées , enlèvement des espèces et destruction de leur habitat ,nuisances sonores ..etc

3-Sortie de prospection du terrain :mardi 11/03/2014

1-Prospection de la zone d'étude, vérification de l'accessibilité du terrain , présence des algues ,source de pollution ...

2-Je me suis rendu sur sites :grand phare , , corniche ,port de Boudis et plage terre rouge.

3-Prise des photos.

4-Désignation des station des limite de zone d'étude et repérage de sites de prélèvement comme suit :

- Station 01 :Grand phare ou OuledBounnar :station normalement pure,prise comme zone de référence .
- Station 02 : Le port de JIJEL :Pour mettre en évidence l'impact de cette installation sur le milieu marin ,ainsi que l'impact de la pêche intensive la sur fréquentation des plages ,les travaux de construction d'un nouveau port , et jusqu'au station de la 3 ème (pollution diffuse du port vers L'est selon la direction des vents et vagues)

4-Première sortie de prélèvement :Samedi 05/04/2014

_Prélèvement des échantillons destinés à l'analyse des eaux de mers (analyse phisico-chimiques) et des algues destinés aux analyses des métaux lourds .

5-Conditions de prélèvement :

- Les prélèvement ont été effectué à partir de la frange littoral de 4 Stations différentes :Ouled Bounnar , ,Port de Boudis et Plage 3 ème .
- Les prélèvements ont été effectués entre 9 :30 et 12 :00 matin.
- T° = 21, vents : faible, mer calme.
- Les échantillons des algues ont été rincés sur place par d'eau de mer puis emballés dans des sachets en polyéthylène ;
- Les flacons d'eaux ont été décontaminés aux préalable par l'acide dilué, rincé sur place par d'eau de mer ,puis transporté dans une glacière .
- Dés le retour les échantillons ont été transféré directement au réfrigérateur.

6-Au laboratoire :Dimanche 06/04/2014

1-Dés l'arrivé au laboratoire, les échantillons d'eau ont été acidifier selon le protocole de (RODIER , 2009) pour l'analyse des ETM ,PO-4,NO-3 , NO-2 .

2 -Les algues ont été triés selon l'espèce, rincé par l'eau de robinet et d'eau distillé pour les détachés des abris adhérent, mis a sécher à l'air libre jusqu'au jour de l'analyse.

3 -Les échantillons d'eau ont été conservés à 4° C.

7-Plan d'échantillonnage :

Pour caractériser les impacts de la ville de Jijel sur le milieu marin récepteur, par l'utilisation des algues marines comme bioindicateurs et biomarqueurs de la pollution métallique, nous avons opté pour un échantillonnage subjectif dans la zone allant de

la plage troisième à l'entrée est de la ville , jusqu'au plage Ouled Bounnar à la sortie ver Bejaia ,en fonction des sources de pollution possibles présence des algues et l'accessibilité du terrain .

Quatre station ont été choisie le long de la frange littoral de la ville sur une distance de 15 Km ,au sein de chaque station a pris 3 sites différent selon un transept à partir de la source de pollution :

Ouled Bounnar , Port de pêche (Koutama) la station dernier a été choisie pour caractérisation de l'impact pollution anthropique , alors que la première est choisie comme témoin (station de référence) , comme elle sise un peu loi de tout impact possible de la ville et comme elle dépourvue des sources de pollution anthropique.

8-Situation géographique - localisation et description de la zone d'étude :

Notre zone d'étude situe au nord Est de la commune de Jijel, le long de la route nationale reliant la wilaya de Jijel et celle de Bejaïa, sur une distance de 20 km (figure 14).

Au niveau de cette zone, trois stations d'étude ont été choisies pour effectuer des prélèvements :

Site 01 : ce site se situe à l'intérieur du port, juste près de la jetée et l'hotel kotama ;

Site 02 : près de la nouvelle jetée à 1KM ;

Site 03 : à 2km.

Site 04 : station de référence à 5 km, ouest la ville de jijel



Figure 08 : situation géographique de la zone d'étude et localisation des sites de prélèvement (station port de pêche et station de référence OULED BOUNAR)

9-Identification des sources de pollution :

Dans la station de boudis(kotama) : Les infrastructures portuaires ont plusieurs impacts sur le milieu marin :

1/ Impacts liés à la construction : l'implantation d'un ouvrage dans le milieu marin a pour conséquence imminente et irréversible la destruction de la faune et de la flore de la zone marine .

2/ Impacts liés à la colonne d'eau : la matière en suspension dans le milieu marin a des origines diverses et variées ,elle sont naturelle (apport par ruissellement, production de plancton ,remise en suspension de la houle et des courant ...etc),on elle sont produite par l'homme (dragage et rejets domestiques, eaux industrielles ...etc).

Le nombre de particules en suspension peut avoir des conséquences telle que la diminution du taux de filtration des bivalves ,colmatage des branches de poisson et les stomates des algues entraînant la mort des ces derniers .

Les hydrocarbures que l'on trouve en mer proviennent surtout de dégazage sauvages et ont un effet désastreux sur le milieu . La formation d'une couche un perméable à la surface de l'eau empêchent les échanges gazeuses entre l'eau et l'air , les

animaux et les végétaux même par asphyxie, le gonflement leur bouchant les pores aussi .

Peu de bateaux sont maintenant équipés pour recueillir les eaux usées ,la pollution organique et les détergents (savon, lessives) se retrouvent directement en mer .La tolérance des organismes marins est relativement limitée .

3/Impacts liés au rejet : les rejets en eau de mers des matériaux de dragage provoquent l'enfouissement des organismes benthiques, augmentation de la turbidité, colmatage des branchies des poissons et stomates des végétaux, en diminuant l'oxygénation du milieu .

III.3-Choix des espèces d'algues :

La zone d'étude comporte un gisement important et naturel d'algues marines benthiques, vertes, brunes ou rouges à dominance des *Ulves* et des *Corallinales*, à grand intérêt écologique et scientifique.

Dix neuf espèces des trois groupes d'algues ont été prélevées à partir de la frange marine et identifiées au niveau du laboratoire de photochimie et pharmacologie de l'Université de Jijel :

- **Algues vertes :** *Ulva lactuca*, *Ulva varegida*, *Ulva compressa*, *Cladophora rupestris*, *Entemorpha linza*, *Entemorpha intestinales*, *Chaetomorpha* sp., *Codium tomentosum*.
- **Algues brunes :** *Saragassum muticum*, *Dictyota dichotoma*, *Dilophus fasciola*, *Padina pavonica*, *Halopteris scoparia*.
- **Algues rouges :** *Corallina officinalis*, *Corallina elongata*, *Cystoseira compressa*, *Asparagopsis taxiformis*, *Janiarubens*, *Gelidium* sp.

Seulement deux espèces ont été choisies pour faire l'objet de la présente étude : *Ulva lactuca* et *Corallina officinalis*.

Ces deux espèces ont été choisies pour plusieurs raisons :

- ✓ Les deux espèces appartiennent à deux rangs taxonomiques différents permettant de

décerner les différences de la capacité de bioaccumulation de chaque espèce ;

- ✓ Ces espèces sont scientifiquement connues, facilement reconnaissables sur terrain,

échantillonnage facile ; largement utilisées pour ces types de recherches en biomonitoring et en écotoxicologie ;

✓ Ces espèces ont une croissance rapide avec plusieurs générations et peuvent supporter un large éventail de conditions écophysiologicals et des niveaux de pollution élevés ; présentes tout au long de la côte, même dans des endroits particuliers tels que lagunes, estuaires, les égouts proche, et aussi dans des zones non polluées; dont la composition des thalles reflète bien la composition de l'eau de mer pendant les dernières semaines avant la collecte.

1-Espèce 01 :

Systématique (Milleron, 2006)

Embranchement : Chlorobionta

Sous-embranchement : Chlorophyta

Classe : Ulvophyceae

Ordre : Ulvales

Famille : Ulvaceae

Ulva lactuca

Étym : Du nom ancien des algues (latin); laitue (latin).



Figure09 : *Ulva lactuca*

2-Espèce 02 :

Systématique (Milleron, 2006)

Embranchement: Rophophytes

Classe : Florideophyceae

Ordre : Corallinales

Famille : Corallinaceae

Corrallina officinalis

Étym : corail (grec) ; crépu, frisé (latin)



Figure10 : *Corallina officinalis*

III.4-Prélèvement des échantillons d'algues :

Les algues recueillies manuellement ont été débarrassées de tous leurs épiphytes et des débris adhérant à leurs thalles, rincées sur place à l'eau de mer puis placées dans des sacs en plastiques, à leur arrivée au laboratoire les algues sont à nouveau rincées à l'eau bidistillées et séchées à 70 °C pendant 24H. Les algues

séchées sont ensuite broyées pour obtenir une poudre fine qui sera utilisée pour la minéralisation (Kaimoussi et al., 2004).

III.5-Protocole d'extraction des métaux lourds dans les plantes :

Les extraits des plantes sont préparés selon la méthode décrite par (Hoening et al ; 1979) : qui consiste en une digestion.

Les métaux lourds (Pb et Zn) sont extraits avec l'eau régale (solution sulfonitrique-eau oxygénée). Pour cela 1 ml d'acide sulfurique, 3 ml d'acide nitrique, 3 ml d'eau oxygénée à 30 volume, sont ajoutés à 1g de l'échantillon des plantes séchées et broyées en fines particules.

Dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, fixé à un réfrigérant, l'ensemble est chauffé à 75 °C, jusqu'à l'ébullition pendant 15mn, après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques millilitres d'eau déminéralisée, le contenu est filtré sur papier filtre à vitesse moyenne de filtration dans une fiole de 50 ml à 100 ml selon les besoins.

C'est à partir de cette solution d'essai que l'on procède aux dosages par spectrophotométrie d'absorption atomique.

III.6- Prélèvement de l'eau :

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; Il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. En outre, s'il est bien évident qu'un prélèvement correct est indispensable à l'obtention de résultats analytiques significatifs, il est tout aussi important de connaître le devenir de l'échantillon entre le prélèvement et l'arrivée au laboratoire (Rodier et al., 2009).

III-7- Flaconnage de prélèvement :

Avant l'utilisation, tout matériel susceptible d'entrer en contact avec l'échantillon doit faire une attention particulière l'emploi de flacons fermés hermétiquement et préalablement décontaminés suivant les protocoles décrits ci-dessous.

Pour le dosage des éléments traces métalliques, les flacons sont rincés à l'acide nitrique à 15 %, puis rincés à l'eau distillée. Les flacons destinés au dosage du phosphate, nitrate et nitrites; sont nettoyés par l'acide sulfurique à 15 % (Rodier et al., 2009). L'échantillon doit être homogène et représentatif.

III-8- Prélèvement sur terrain :

Dans le cadre d'un prélèvement manuel, chaque flaconnet nettoyé comme précisé ci-dessus ; a été débouché lors de l'échantillonnage et plongé à une certaine distance du fond et de la surface assez loin des rives, et en dehors des zones morte. Il a été rincé plusieurs fois avec l'eau d'échantillon de façon à conserver certaine représentativité de l'échantillon. Le prélèvement est effectué en immersion complète, en limitant la présence d'air afin de limiter au maximum les contaminations d'une part et l'évolution des échantillons d'autre part (Rodier et al., 2009).

III-9- Préparation des échantillons :

D'une façon générale, le transport à la température de 4 °C et à l'obscurité dans des emballages isothermes permet d'assurer une conservation satisfaisante. Dans le cas des échantillons destinés à l'analyse des métaux lourds: s'il s'agit du dosage total de l'élément soluble et insoluble, les échantillons ont fait l'objet d'une acidification à l'acide nitrique de très grande pureté, jusqu'à $\text{pH} < 2$. Les échantillons destinés à l'analyse des nitrates et les nitrites ont été acidifiés à l'acide chlorhydrique, tandis que ceux destinés à l'analyse des orthophosphates ont été acidifiés à l'acide sulfurique jusqu'à $\text{pH} < 2$ (Rodier et al., 2009).

III.10- Caractérisation physico-chimique :

1- L'eau

1-1- Mesures *in situ*

La température, le pH et la salinité ont été mesurés *in situ* (sur site) par un multiparamètre analyser de type consort C651. En effet, ces paramètres sont très sensibles aux conditions du milieu et susceptible de varier dans des proportions importantes s'ils ne sont pas mesurés *in situ*.

1-2- Analyse au laboratoire :

Les échantillons des eaux sont analysée au laboratoire en se référant aux méthodes d'analyse chimique décrites par (Rodier et al., 2009). Les orthophosphates

et nitrates ont été analysés au niveau du laboratoire à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption moléculaire de type SHIMADZU, UV mini 1240, UV-vis spectrometer.

1-Dosage de la matière en suspension :

■Principe

L'eau est filtrée et le poids de matières retenues par le filtre est déterminé par pesée différentielle.

■ Matériel spécial

- Dispositif de filtration sous vide ou sous pression (100 000 à 200 000 Pa).
- Disques filtrants en fibres de verre (plusieurs types de disques commerciaux sont disponibles, la porosité la plus communément utilisée est 1,2 µm).

■Mode opératoire

Laver le disque de filtration à l'eau distillée, le sécher (105 °C) jusqu'à masse constante, puis le peser à 0,1 mg près après passage au dessiccateur. Le mettre en place sur l'équipement de filtration. Mettre en service le dispositif d'aspiration ou de pression. Verser l'échantillon (*V*) sur le filtre. Rincer la fiole ayant contenu l'eau à analyser avec 10 mL d'eau permutée. Faire passer sur le filtre cette eau de lavage.

Laisser essorer le filtre, sécher à 105 °C. Laisser refroidir au dessiccateur et peser à 0,1 mg près, jusqu'à masse constante.

■Expression des résultats

La teneur de l'eau en matières en suspension (mg / L) est donnée par l'expression

$$M1 - M0 \text{ —————}$$

$$V \square 1\ 000$$

M0 = masse du disque filtrant avant utilisation (mg).

M1 = masse du disque filtrant après utilisation (mg).

V = volume d'eau utilisé (mL).

Remarques

- Le volume filtré doit être d'au moins 100 mL et contenir au moins 1 mg de matières filtrables par centimètre carré de surface filtrante, sauf si le volume filtré est supérieur à 500 mL.
- En présence d'hydrocarbures, le filtre doit être lavé avec 2 fois 30 mL de chloroforme.
- Il est préférable de laisser décanter l'échantillon et de verser ensuite le dépôt sur le filtre.

2-Dosage de salinité :

La mesure de la salinité est une variable indispensable à la description du milieu marin, elle est souvent associée à la mesure de la température. Bien qu'elle soit considérée comme représentant le contenu en sels dissous de l'eau de mer, il faut être conscient qu'elle ne correspond pas à la mesure exacte de ce contenu en sels. La salinité doit être considérée comme un concept pratique (Aminot 2004). La salinité est un nombre sans dimension.

À l'origine, elle était exprimée en « pour mille » ($S \text{ ‰}$).

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 dissous ou seulement les sels dominants.

■ Expression de la salinité

Compte tenu de la difficulté de la mesure directe de la salinité ainsi exprimée,

Knudsen a proposé un calcul de la salinité à partir de la chlorinité :

$S \text{ ‰} = 0,030 + 1,8050 \text{ Cl ‰}$ (Cl ‰ étant la masse d'halogénures, exprimée en chlorures, obtenue à partir de 1 kg d'eau de mer). Au cours des années 1950, de nombreux travaux ont été menés en vue de relier les grandeurs mesurées. Plusieurs organismes internationaux ont établi et publié en 1956 des tables océanographiques internationales.

Depuis 1969 une nouvelle relation empirique, plus précise entre la salinité et la chlorinité est entrée en vigueur : $S \text{ ‰} = 1,80655 \times \text{Cl ‰}$.

■ Conductivité et salinité

La forte concentration en sels dissous confère à l'eau de mer une forte conductivité. Les concentrations des différents ions étant proportionnelles, la salinité peut être mesurée par conductivité avec une grande précision.

■ Expression de la chlorinité et de la chlorosité

La majeure partie des sels dissous dans l'eau de mer existe sous forme d'halogénures qui, à l'exception du fluor, sont globalement déterminés par argentimétrie. La chlorinité étant rapportée à une masse d'eau de mer, il est préférable, dans la pratique, d'exprimer le dosage des halogénures en terme de chlorosité qui se rapporte à un *volume*. Diverses tables de correspondance et des méthodes graphiques de calcul de la chlorinité à partir de la chlorosité ont été établies et publiées par Menache (1954), Kalle (1955) et Marvin (1957).

3-Dosage des nitrates dans les eaux naturelles :

▪ Principe

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de Sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage spectrophotométrique.

▪ Réactifs

– Solution de salicylate de sodium à 10g/L à renouveler toutes les 24 heures.

– Acide sulfurique concentré ($d = 1,84$).

– Solution d'hydroxyde de sodium :

- hydroxyde de sodium..... 200 g.

- sel disodique de l'acide éthylène diamine tétracétique 50.

- eau déionisée..... *q.s.p.* 1 L.

Dissoudre avec précaution l'hydroxyde de sodium dans 800 mL d'eau déionisée ; ajouter le sel sodique EDTA. Après dissolution et refroidissement, transvaser la solution dans une fiole jaugée, ajuster le volume à 1 litre. Conserver cette solution dans un flacon de polyéthylène.

– Solution d'azoture de sodium :

- azoture de sodium..... 50 mg.

- eau déionisée.....*q.s.p.* 100 ml.

– Solution mère étalon d'azote nitrique à 100 mg/L :

- nitrate de potassium anhydre..... 722 mg.

- eau déionisée.....*q.s.p.* 1 000 ml.

À renouveler tous les deux mois.

– Solution fille étalon d'azote nitrique à 5 mg/L.

Amener 50 mL de la solution mère à 1 000 mL avec de l'eau déionisée.

- Acide acétique (mL).

Tableau05 :Etablissement de la courbe d'étalonnage

Dans une série de capsules de 60 ml, introduire successivement :

Numéro des capsules	T	I	II	III	IV
Solution étalon d'azote nitrique 5 mg/L (mL)	0	1	2	5	10
Eau déionisée (mL)	10	9	8	5	0
Correspondance en mg/L d'azote nitrique	0	0,5	1	2,5	5
Solution d'azoture de sodium (mL)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Acide acétique (mL)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Attendre 5 minutes puis évaporer à sec au bain-marie ou dans une étuve portée à 75-80 °C (ne pas surchauffer ni chauffer trop longtemps). Ajouter 1 mL de solution de salicylate de sodium, mélanger puis évaporer. Laisser refroidir.

Reprendre le résidu par 1 mL d'acide sulfurique concentré ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10 minutes, ajouter 15 mL d'eau déionisée puis 10 mL de solution d'hydroxyde de sodium qui développe la couleur jaune. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm. Soustraire des unités d'absorbance, lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin. Construire la courbe d'étalonnage.

▪ Mode opératoire

Introduire 10 mL d'eau dans une capsule de 60 mL. Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium. Poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage. Préparer de la même façon un témoin avec 10 mL d'eau déionisée. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

▪ Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 10 mL, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en milligrammes par litre d'eau. Pour obtenir la teneur en nitrate (NO₃), multiplier ce résultat par 4,43.

4-Dosage des orthophosphates dans les eaux naturelles :

▪ Principe

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les ions orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique, qui, après réduction par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrométrique. Le développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium.

▪ Réactifs

- Solution d'acide sulfurique ($d=1.84$) à 15% environ en volume.
- Solution de molybdate d'ammonium à 40 g/L, filtrer si nécessaire.

A conserver en flacon de polyéthylène à 4°C.

- Solution d'acide ascorbique à 20g/L :

- acide ascorbique.....2 g.
-eau permutée.....q.s.p : 100ml.

À préparer chaque jour.

- Solution de tartrate double d'antimoine et de potassium à 2,8 g/L :

-tartrate double d'antimoine et de potassium 0,28 g

-eau déionisée*q.s.p.* 100 mL

- Réactif combiné :

- solution d'acide sulfurique50 mL
- solution de tartrate double d'antimoine et de potassium5 mL
- solution de molybdate d'ammonium15 mL
- eau déionisée*q.s.p.*100mL

Conserver le réactif au réfrigérateur à 4 °C.

- Solution mère étalon à 50 mg/L de phosphore :

-dihydrogénophosphate de potassium desséché au préalable à l'étuve à 100 °C 219,7 mg

-eau déionisée*q.s.p.* 100 mL

Acidifier la solution par 1 mL d'acide sulfurique à 15 % avant d'ajuster le volume.

- Solution fille étalon du phosphore à 1 mg/L :

Diluer au 1/50 la solution précédente avec de l'eau permutée au moment de l'emploi.

▪ **Tableaux06 :Etablissement de la courbe d'étalonnage**

Introduire dans une série de fioles jaugées de 25 ml :

N° des Fioles						
Solutions	T	1	2	3	4	5
Solution étalon de (P) à 1 mg/l (ml)	0	1	5	10	15	20
Eau distillée en (ml)	20	19	15	10	5	0
Correspondance en mg de phosphore	0	0.001	0.005	0.010	0.015	0.020

Introduire dans chaque fiole 1ml de solution d'acide ascorbique, agiter puis ajouter 4 ml de réactif. Mélanger soigneusement, et compléter éventuellement le volume à 25 ml. Attendre 30 minutes la stabilisation de la coloration et effectuer les mesures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 700 ou 800 nm.

Construire la courbe d'étalonnage.

▪ **Dosage de l'échantillon**

Vérifier le pH de l'échantillon qui doit être compris entre 2 et 7, l'ajuster si nécessaire.

Introduire 20 ml d'eau dans une fiole jaugée de 25 ml, ajouter 1 ml de solution d'acide ascorbique puis poursuivre comme pour l'établissement de la courbe d'étalonnage.

Tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

▪ **Expression des résultats**

La courbe donne la teneur en phosphore, exprimée en mg pour la prise d'essai.

5-Dosage de Chlorure (Méthode de Mohr) :

■ **Principe**

Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent.

Réactifs

- Acide nitrique pur.
- Carbonate de calcium pur.
- Solution de chromate de potassium à 10 %.
- Solution de nitrate d'argent 0,1 N.

■ Mode opératoire

Introduire 100 mL d'eau à analyser (préalablement filtrée si nécessaire).
Ajouter 2 à 3 gouttes d'acide nitrique pur puis une pincée de carbonate de chaux et 3 gouttes de solution de chromate de potassium à 10 %.

Verser alors au moyen d'une burette la solution de nitrate d'argent jusqu'à apparition d'une teinte rougeâtre, qui doit persister 1 à 3 minutes.

Soit V le nombre de millilitres de nitrate d'argent 0,1 N utilisés.

■ Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 100 mL :

$V \times 10 \times 3,55$ donne la teneur en chlorures, exprimée en milligrammes de Cl^- par litre d'eau.

$V \times 10 \times 5,85$ donne la teneur en chlorures exprimée en milligrammes de NaCl par litre d'eau.

Remarques

- Dans le cas d'eaux très peu minéralisées, opérer par la technique de Charpentier-Volhard (teneur en chlorures inférieure à 30 mg/L).
- Dans le cas d'eaux contenant des sulfures, des thiosulfates ou des matières organiques en quantité importante, utiliser la technique de Charpentier-Volhard. On peut aussi détruire ces composés en ajoutant goutte à goutte une solution de permanganate de potassium environ 0,1 N jusqu'à coloration persistante, puis décolorer par une goutte d'eau oxygénée à 3 %.
- Dans le cas d'eaux alcalines à la phénolphtaléine ajouter de l'acide nitrique au 1/10 jusqu'à décoloration de la phénolphtaléine en évitant d'ajouter un excès d'acide. Pratiquer alors le dosage comme l'indique la technique.

5-Dosage du métaux lourds :

Les métaux lourds étudiés ont fait l'objet d'une analyse spectrophotométrique à absorption atomique (SAA) ; à l'aide d'un Atomic Absorption Flamme Emission Spectrophotomètre.

Tous les échantillons dosés par la SAA sont filtrés sous vide par des membranes de filtration ayant une porosité 0.45 μm .

Figure 11 : Le spectromètre d'absorption atomique de flamme se compose de différents éléments variant 700:



- lampe à cathode creuse

La lampe à cathode creuse est constituée par une enveloppe de verre scellée et pourvue d'une fenêtre en verre ou en quartz contenant une cathode creuse cylindrique et une anode. Le gaz rare est alors ionisé et ces ions bombardent alors la cathode, arrachant des atomes à celle-ci. Ces atomes libres sont excités par chocs : il y a émission atomique de l'élément constituant la cathode creuse. La longueur d'onde est spécifique de l'élément à analyser.



Figure 12 : lampe à cathode creuse

-Le nébuliseur

L'échantillon à analyser est en solution. Celle-ci est aspirée au moyen d'un capillaire par le nébuliseur. La solution d'analyse est alors aspirée dans le capillaire et à la sortie, elle est pulvérisée en un aérosol constitué de fines gouttelettes. Ce brouillard homogène pénètre alors dans l'atomiseur de flamme.

- Brûleur à flux laminaire

L'aérosol pénètre dans le brûleur puis dans la flamme. Au bout d'un certain parcours au seuil de la flamme, le solvant de la gouttelette est éliminé, il reste les sels ou particules solides qui sont alors fondus, vaporisés puis atomisés. Ici la flamme est composée d'un mélange air/acétylène. Sa température est de 2500°C environ.

Préparation des échantillons pour analyse par spectrométrie d'absorption atomique :

Échantillons liquides notre cas : on dilue les échantillons pour avoir des teneurs en analytes faibles afin que la concentration soit proportionnelle à l'absorption.

$$A=Kc \text{ (k: coef propre à chaque élément)}$$

A = absorbance,

C = concentration de l'élément considéré dans la solution à analyser,

k = coefficient spécifique à chaque élément (Rodier et al., 2009).

Solutions étalons de Pb et de Zn de 1 000 µg/l dans HNO₃ 0,2 % :

Pour chaque élément, utiliser une fiole volumétrique de 500 ml décontaminée contenant environ 400 ml d'eau. Introduire dans la fiole volumétrique 1 ml de HNO₃ concentré de qualité 0.0002 PPM et 500 µl de la solution étalon 1 000 mg/l d'intérêt (cf. 6.4 à 6.9 ou 6.11). Compléter au trait de jauge avec de l'eau.

Solution étalon de travail de Zn 10,0 et 2,5 µg/l

Dans deux fioles volumétriques décontaminées de 100 ml contenant environ 50 ml d'eau, Introduire, à l'aide d'une micropipette à embout décontaminé, respectivement 1 000 µl et 250 µl de la solution 1 000 µg/l de Zn. Ajouter 200 µl de HNO₃ de qualité et compléter aux traits de jauge avec de l'eau.

Solution étalon de travail de Pb 4 µg/l :

Dans une fiole volumétrique décontaminée de 100 ml contenant environ 50 ml d'eau, Introduire, à l'aide d'une micropipette à embout décontaminé, 400 µl de la solution 1 000 µg/l de Pb et 200 µl de HNO₃ de qualité. Compléter au trait de jauge avec de l'eau.

5-1- Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)

La spectrométrie d'absorption atomique est une technique qui s'est largement développée ces dernières années mais dont le phénomène de base était connu depuis très longtemps. Les séduisantes possibilités de la méthode et en particulier sa rapidité, l'ont fait adapter au dosage d'un certain nombre d'éléments rencontrés dans les eaux.

Pour un atome à l'état libre, le passage de l'état fondamental à l'état excité est conditionné à la fourniture d'un quantum d'énergie correspondant la différence d'énergie entre le niveau excité E_n et le niveau fondamental E_0 .

En spectrométrie d'absorption atomique (SAA) on utilise un générateur de photons dont la fréquence correspond à l'élément à doser. Une population d'atomes, générée par un atomiseur à partir de l'échantillon, est éclairée par ce rayonnement lumineux de longueur d'onde donnée.

La SAA Atomic Absorption Flamme Emission Spectrophotomètre, avec lequel nous avons effectué les dosages, comporte les dispositifs suivants (Figure 09) :

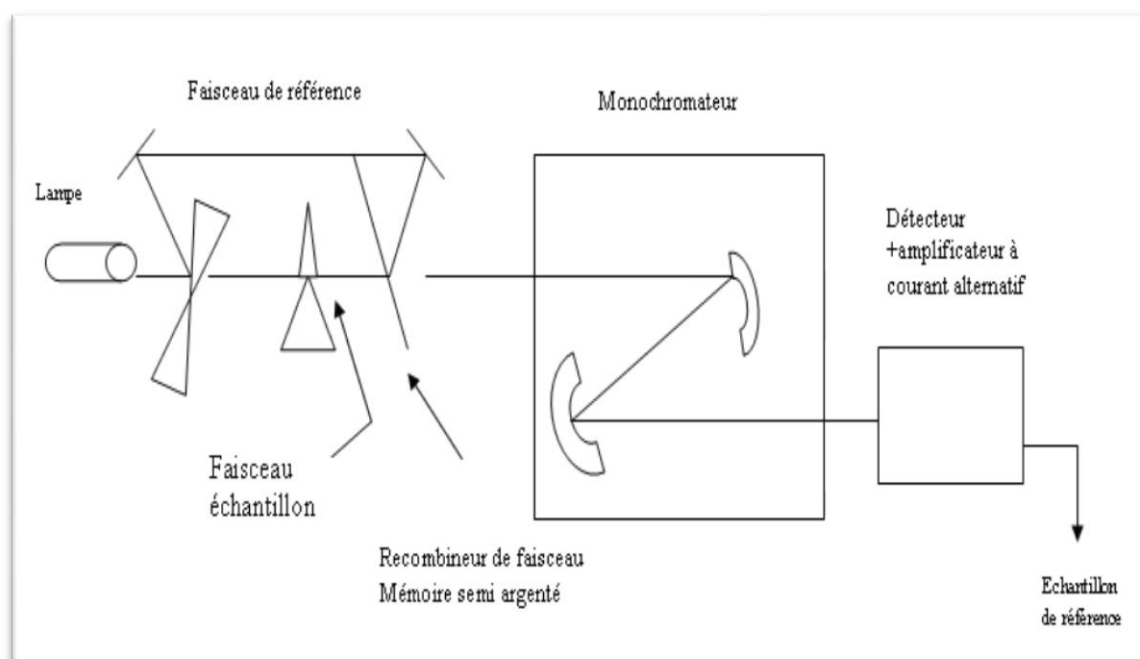


Figure 13 : principe de fonctionnement de la S.A.A.

IV-Résultats :

IV-1- Eaux de mer :

IV-1- 1-Paramètres physicochimiques

Tableau 07 : Caractères physicochimiques des eaux de mer de la cote de jijel

(moyennes \pm écart-type, min et max)

	pH	Température (°c)	Salinité (g/l)	PO ₄ ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	CL ⁻ (mg/l)	MES (mg/l)
S 1	8,06 \pm 0,00 (8,06-8,07)	22,33 \pm 0,47 (22-23)	21,6 \pm 0,00	0,89 \pm 0,01 (0,87-0,91)	21,33 \pm 1,6 (19-23)	11715 \pm 0,00	0,053 \pm 0,00
S 2	8,02 \pm 0,01 (8,0-8,03)	22 \pm 0,00	25,65 \pm 0,00	1,46 \pm 0,12 (1,3-1,6)	27 \pm 0,81 (26-28)	14200 \pm 0,00	0,058 \pm 0,00
S 3	8,23 \pm 0,01 (8,21-8,23)	22 \pm 0,00	36,87 \pm 0,00	0,43 \pm 0,2 (0,24-0,71)	24,33 \pm 2,0 5 (22-27)	20412,5 \pm 0,00	0,065 \pm 0,00
S 4	8,51 \pm 0,00 (8,06-8,07)	24,5 \pm 0,5 (24-25)	40,08 \pm 0,00	0,13 \pm 0,04 (0,87-0,91)	16,33 \pm 2,3 5 (13-18)	22187,5 \pm 0,00	0,057 \pm 0,00

L'analyse des résultats obtenus et représentés dans le tableau (07) nous permet de distinguer que : le pH des eaux de mer est légèrement basique, avec des valeurs qui s'échelonnent entre minimum de l'ordre de (8,00) enregistré au niveau du (S1) et un maximum de l'ordre de(8,23) enregistré au niveau de (S3).

La température des eaux de mer reste tributaire de la saison de prélèvement et des stations d'étude avec des valeurs extrêmes Dans le cas de la salinité on a révélé une valeur minimale de (21,6 mg/l) dans (S1), tandis qu'une valeur maximale de (40,08 mg/l) a été révélée dans (S4). Les teneurs en orthophosphates sont comprises entre

(0,24 et 1, 6 mg/l) enregistrées respectivement au niveau des stations (S3 et S2). Cependant, les teneurs en nitrates sont comprises entre (13 et 28 mg/l) enregistrées respectivement au niveau des stations (S4 et S3). L'abondance des chlorures dans les eaux de mer est indiscutable, néanmoins, la valeur minimale de (14200 mg/l) a été signalée au niveau de (S2), la valeur maximale de (22187,5 mg/l) a été enregistrés au niveau de (S4). minimale et maximale (22 et 25 °C) enregistrés au niveau de (S1 et S4) respectivement. Finalement, l'évolution de la matière en suspension montre une autre tendance, les valeurs extrêmes sont enregistrées au niveau de (S1 et S3) et sont de (0,053 et 0,065 mg/l) respectivement.

IV-1- 2- Les métaux lourds

Tableau 08 : taux du plomb et du zinc dans des eaux de mer de la cote de jijel
(moyennes ± écart-type)

	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)
S1	0,033±0,00 (0,03-0,036)	0,68±0,14 (0,581-0,873)
S2	0,031±0,00 (0,03-0,032)	0,51±0,01 (0,504-0,523)
S3	0,032±0,00 (0,032-0,032)	0,33±0,01 (0,322-0,341)
S4	0,02±0,00 (0,017-0,021)	0,24±0,01 (0,235-0,251)

L'observation des résultats récapitulés dans le tableau (08), nous permet de constater quelles concentrations du Pb dans les de mer montrent une valeur maximale de (0,036 mg/l) dans la station S1, et une valeur minimale enregistrée au niveau de S3. Dans le cas du zinc, les concentrations s'échelonnent entre (0,235- 0,873mg/l), enregistrées au niveau de S3 et S1 respectivement.

IV-2- Les métaux lourds dans les tissus des algues

Tableau 09 : taux du plomb et du zinc dans *U.lactuca* et *C.officinallis* des eaux de mer de la cote de jijel (moyennes ± écart-type, min et max)

	<i>U.lactuca</i>		<i>C.officinallis</i>	
	Pb (mg/kg poids sec)	Zn (mg/kg poids sec)	Pb (mg/kg poids sec)	Zn (mg/kg poids sec)
S1	6,07±0,14	63,73±2,84	4,67±0,69	84,30±9,58

	(5,92-6,25)	(61,2-67,7)	(4,58-4,74)	(73,1-96,5)
S2	2,35±0,09 (2,23-2,46)	167,20±8,27 (161,2-178,9)	7,18±1,40 (7,02-7,36)	120,50±2,97 (118,3-124,7)
S3	1,91±0,09 (1,88-1,93)	82,00±0,24 (81,7-82,3)	4,920±1,28 (4,75-5,06)	119,27±3,63 (114,4-123,1)
S4	4,58±0,14 (4,39-4,71)	50,00±0,91 (49-51,2)	4,05±3,92 (3,92-4,17)	100,70±1,50 (98,7-102,3)

L'analyse des résultats obtenus et représentés dans le tableau (09) nous permet de distinguer que le plomb : les concentrations du Pb varient entre (1,88mg/kg) dans les tissus d'*U.lactucaet* (7,36 mg/kg) dans les tissus de *C. officinalis* au niveau des stations S3 et S2 respectivement. La concentration la plus faible du zinc dans les tissus des algues (49 mg/kg) a été enregistrée dans la station S4 ; chez *U.lactuca*, alors, la concentration la plus forte (124,7mg/kg) a été enregistrée dans les tissus de *C. officinalis* au niveau de S2.

IV-3- facteur de bioconcentration « BCF » :

Tableau10 : facteur de bioconcentration du plomb et du zinc dans *U.lactucaetC.officinallis* des eaux de mer de la cote de jijel (moyennes ± écart-type, min et max)

	<i>U.lactuca</i>		<i>C. officinalis</i>	
	Pb	Zn	Pb	Zn
S1	165,55	93,63	127,55	123,85
S2	75,91	325,93	231,61	234,89
S3	124,35	248,23	320,87	361,05
S4	240,88	145,07	213,16	413,84

Les résultats enregistrés dans le tableau (10) révèlent des informations importantes en matière d'accumulation des métaux par les algues, le BCF du Pb et Zn de *C.officinallis* semble plus élevé à celle de *U.lactuca* avec un BCF maximale de (Pb=320,87 et Zn=361,05).

V -Discussion :

1- Eau de mer :

Bien que, l'étude des résultats obtenus par l'analyse de la variance nous révèle une variation spatiale significative des teneurs en Pb et Zn dans les eaux de mer ($F_{Pb}=1652,34$ et $F_{Zn}=119,78$, avec $P \leq 0,05$), une valeur maximale du Pb de (0,036 mg/l) a été enregistrée dans la station S1, une valeur maximale de Zn (0,873mg/l) a été enregistrée au niveau de la station S1. Cette variation peut être attribuée aux variations des sources de pollution et des variations des conditions environnementales au sein de la zone d'étude (tab 02).

Les métaux lourds étudiés montrent différentes attitudes de corrélation entre eux et avec les paramètres physicochimiques du milieu : une corrélation positives (fonction de synergie) a été constatée entre Pb et Zn ($r=0,85$), ainsi entre Pb, Zn et orthophosphates, ce qui est peut être expliqué par l'origine communes des polluants et la précipitation dans les même conditions environnementales. Les autres paramètres (pH, température, salinité, conductivité et chlorures) montrent une corrélation négative avec les métaux Pb et Zn (voir annexe).

Selon (Strezov et Nonova, 2005), le comportement du métaux dans les écosystèmes d'eau est complexe et ses concentrations dans un grand nombre d'eaux naturelles n'est pas supérieure à 1 $\mu\text{g/g}$. Le Pb et Zn se trouve dans l'eau de mer principalement sous la forme de différents composés organiques.

Selon l'étude faite par (Scoullou et Pavlidou, 2003), les métaux semble avoir tendance à former des complexes organiques qui sont en partie précipité et retiré du système et en partie détruite sous conditions de haute salinité.

L'étude faite par (Bouadli et al., 2005), un pH qui varie entre 7 et 8 facilitent le phénomène de complexations des métaux par les matières solides ensuite une précipitation et retrait de la colonne d'eau.

La comparaison des résultats obtenus par notre étude avec la littérature scientifique révèle de la présence d'une pollution des eaux de mers par les métaux Pb et Zn.

Dans le cas du Pb : Zainal et al., 2008, dans leur étude sur la pollution côtière au Bahreïn ont signalé des teneurs en Pb de l'ordre de $0.16\mu\text{g. l}^{-1}$. Mendiguchía et al., 2008, dans les eaux de mer en Espagne ont trouvé des teneurs en Pb qui s'échelonnent entre 3.96 et $28.93\mu\text{g. l}^{-1}$ et enfin, Yilmaz et al., 2010, ont obtenu des concentrations du Pb de $9.39 \pm 0.030\text{ mg/l}$ dans leurs étude sur les eaux de mer en Turquie.

Dans le cas du Zn : Zhang et al., 2010, dans leur étude sur la concentration du Cd et du Zn dans l'eau de mer dans la baie de Bohai ; ont trouvé des concentrations en Zn varient de $15,2$ à $24,3\mu\text{g l}^{-1}$, avec une valeur moyenne de $19,68\mu\text{g l}^{-1}$, tandis que, YAP et al., 2011, dans son étude sur l'évaluation de qualité des eaux côtière Malaysiennes ont trouvé des concentrations de $0.032-0.099\text{ mg/l}$.

2- Algues :

L'étude des résultats obtenus n'a permet de distinguer aucune relation entre métaux (Pb, Zn) et espèces d'algues, suggérant que les algues marines *U.lactuca* et *C.officinallis* accumulent ces métaux dans leurs tissus de la même façon et peuvent être utilisées conjointement dans la biosurveillance du milieu marin. D'autres études comme celles réalisées par (Kut et al., 1999), ont montré que Zn est accumulé plus par les espèces d'algues rouges. L'étude de (Laib et Leghouchi, 2011), a montré l'avantage d'accumulation du Zn par les algues vertes par rapport aux algues rouges.

Les teneurs maximales du Zn dans les tissus des algues sont enregistrées au niveau de la station S2 ($\text{Zn}_{U.lactuca}=167,20\pm 8,27\text{ mg/kg}$ et $\text{Zn}_{C.officinallis}=120,50\pm 2,97$), avec un BCF maximal de $361,05$ chez *C.officinallis*. L'analyse de la matrice de corrélation nous permet de constater un effet significatif du pH sur les teneurs en Zn ($r=0,999$). Selon (Benkdad et al., 2011), Les concentrations de 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, des facteurs anthropiques et de la distribution hétérogène des métaux dans l'écosystème. Ces variations sont en relation avec l'âge des tissus, le cycle de vie, les concentrations ambiantes des métaux et d'autres conditions environnementales.

L'influence des facteurs environnementaux tels que la spéciation physico-chimique des métaux dissous, et la teneur en sels minéraux et en nutriments dans l'eau ambiante sur les teneurs en zinc dans les algues marines peuvent être importantes et devraient être étudiés (Tabudravu et al., 2001).

La comparaison des résultats obtenues par la présente étude, par rapport à ce qui est rapporté par la littérature scientifique, nous permet de constater que les valeurs obtenues sont proches de celles des milieux pollués.

Villares et al., 2001, ont trouvé des valeurs de entre 6,96 à 66,8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les tissus de *U.lactuca*, et de 16,21 à 147 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les tissus de *E.intestinalis*.

Kaimoussi et al., 2004, ont arrivé à une valeur limite maximale de 337 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec, dans les tissus d'*U.lactuca*.

Dans le cas du Pb, les valeurs maximales (6,07 \pm 0,14 mg/l) ont été enregistrées au niveau de la station S1 chez *U.lactuca*, et au niveau de S2 chez *C.officinallis*(7,18 \pm 1,40 mg/l), avec un BCF maximal de (240,88) enregistré au niveau de S4 chez *U.lactuca*.

Selon (Schintu et al., 2010), Un rapport significatif a été trouvé entre la teneur en Pb dans les algues et le gradient de diffusion total du Pb labile dans l'eau de mer, suggérant que les concentrations élémentaires brutes des métaux non essentiels tels que le Pb dans les tissus des algues sont apparemment commandé par l'abondance des espèces dissoutes du métal dans l'eau de mer ambiante.

Selon l'étude de (Favero et Frigo, 2002), les teneurs en métaux dans les tissus des algues, dépendent principalement des différences des cycles biologiques et des conditions de la biodisponibilité des métaux.

La comparaison des résultats obtenus par notre étude avec des études antérieures nous indiquent la présence d'une pollution plombifère :

Kut et al., 1999, ont trouvé des teneurs variantes entre 6.0 \pm 0.7 et 3.2 \pm 0.2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les tissus de *U.lactuca* et *C. officinalis* respectivement.

L'étude de la corrélation permet de constater une dépendance étroite entre Pb et Zn au niveau de S1 chez *U.lactuca*, et au niveau de S3 chez *C. officinalis*. L'étude de (Strezov et Nonova, 2005), a montré que Pb est également corrélé avec tous les ions métalliques dans *Enteromorpha* et *Ulva*.

Conclusion

L'usage des bioindicateurs est désormais un outil de grande importance pour la biosurveillance de la pollution provoquée par les métaux lourds dans le milieu marin, les algues ont un grand intérêt écologique et ecotoxicologique. Du fait qu'elles occupent le premier maillon de la chaîne alimentaire aquatique, les algues benthiques sont plus ou moins liées au fonds et totalement émergées dans l'eau de mer, elles accumulent directement polluants disponibles dans leur milieu, ce qui rend l'analyse de leurs tissus un indicateur fiable pour évaluer le niveau de contamination des écosystèmes marins et prévenir les catastrophes écologiques.

Les résultats obtenus par notre étude, fondés sur l'utilisation de bioindicateurs biologiques (les algues), permettent une évaluation de l'état de contamination des eaux de mer du littoral Est de Jijel par les métaux lourds (Pb et Zn) dans le mois d'Avril 2014, par la technique de la spectrophotométrie d'absorption atomique ; est une quantification de l'impact des apports anthropiques en métaux sur le milieu marin.

L'étude de la teneur en deux métaux lourds (Pb et Zn) dans les eaux de mer et dans les tissus de deux espèces d'algues marines *Ulva lactuca* et *Corallina officinalis* nous indiquent que ces teneurs varient sensiblement entre station et autre. Chaque métal a un comportement différent.

Grâce aux résultats obtenus, nous pouvons déduire des informations importantes en matière de distribution de chaque métal dans les eaux marines de la région : la station 02 présente les teneurs les plus élevées en Zn pour les deux espèces, la station 01 présente les teneurs les plus élevées en Pb pour l'espèce *Ulva*, tandis que la station 02 montre les teneurs les plus élevées en Pb pour *Corallina*.

L'ordre des teneurs en métaux étudiés montrent des modèles différents d'une station à l'autre : au niveau de la station 01, l'ordre est le suivant : Pb > Zn, au niveau de la station 02 l'ordre est le suivant : Zn > Pb et la station 03 montre un ordre différent : Pb > Zn, et finalement la station 04 : Pb > Zn. Ceci reflète les origines diverses des métaux, la nature et les apports des rejets dans chaque station.

L'évolution des métaux lourds dans le milieu marin est caractérisée par des attitudes différentes de chaque métal, Pb présentent des valeurs pics en période humide (mois d'Avril).

L'étude comparative de l'accumulation des métaux lourds entre les deux compartiments du système aquatique étudié (eau, algues) montre que les algues peuvent accumuler des teneurs élevées en métaux lourds dans leurs tissus que les teneurs initiales dans le milieu marin.

La présence des métaux lourds (Pb et Zn) dans les tissus des algues est positivement corrélée avec les teneurs initiales de chaque métal dans l'eau de mer.

Les résultats obtenus montrent qu'à l'exception du Zn, l'espèce *C. officinalis* accumule plus de métaux que l'espèce *U.lactuca*. Cette faible différence entre les espèces peut être éventuellement en relation avec la bioécologie de chaque espèce (âge, cycle de vie, emplacement...) et en particulier attribué à l'affinité et la capacité de chaque espèce à accumuler les métaux dans leurs tissus. L'étude statistique montre que cet effet interspécifique est faible.

L'abondance des métaux lourds chez les deux espèces d'algues étudiées est en générale dans l'ordre suivant : $Zn > Pb$. Cette abondance est liée au rôle de chaque métal dans le cycle de vie de l'organisme.

Les résultats obtenus montrent que l'influence de la saisonnalité sur le processus de bioaccumulation est remarquable pour Cd, Pb et Mn, mais absent pour Zn et Cr. Les variations de la concentration du Pb dans les algues avaient une tendance sensiblement différente que la plupart des métaux lourds, avec une concentration maximale en mois d'Avril dans toutes les stations. Cependant tous les autres métaux montrent des maxima durant le mois de Juin.

La comparaison des résultats obtenus par notre étude la littérature scientifique indiquent que les teneurs de ces éléments dans les eaux et les algues sont faibles et ne présentent aucun risque de contamination et confirment l'importance de l'utilisation des algues *U.lactuca* et *C.officinalis* comme bioindicateurs, vu leurs grande capacité d'accumulation des métaux lourds.

Références bibliographiques

A

-Akins, J. M., Schroeder, J. A., Browert, D. L., Aposhian, H. V., 1992. Evaluation of *Drosophila melanogaster* as an alternative animal for studying the neurotoxicity of heavy metals. Department of Pharmacology and Toxicology and University Department of Molecular and cellularbiology, University of Arizona, Tucson, AZ, USA, *biometals*, 5,111 ,120.

B

-Baize D. 1997. Un point sur les teneurs totales en éléments-traces métalliques dans les sols. INRA Éditions, Paris. France. Pp. 408.

-Baise, D., Stresemann, T., Piquet., Ceisielski, H., Béreau., J., Bispo, A., 2005. Dérogation relative à la réglementation sur l'épandage des boues de stations d'épuration comment formuler une demande pour les sols à teneurs naturelles élevées en éléments traces métalliques guide technique, 145pp.

-Benecke, M., Gustav Eckert, K., Erber, B., 2004. Guide pratique de toxicologie, 1^{ère} édition, édition De Boeck and Larciens.a., 348 pp.

-BELANGER, David. Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement marin côtier.maître en écologie internationale : maîtriseen biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale. Canada,Août 2009,67p.

-Benkdad, 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 monitassess*, 182 : 317–324.

-Benkdad, 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 monitassess*, 182 : 317–324.

-Bisson, M., Diderich, R., Houeix, N., Hulot., Lacroix, G., Lefèvre, J.P., Leveque, S., Magaud, H., morin, A., Pepin, G., 2011 (b). Zinc et ses dérivés. I N E R I S - fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 69 pp.

-Bliefert C, Perraud R. 2004. Chimie de j'environnement: Air, eau, sols, déchets. Boeck Université. Pp. 373-374.

-Blum WE. 1990. Pollution des sols par métaux lourds. Sixième conférence ministérielle européenne sur l'environnement. Bruxelles.

-Bonnefis, J., Pathé, M., 2010. Le monde sous marin du plongeur biologiste en méditerranée, étymologie des noms et des termes présentation des embranchements, identification et classification des principales espèces. Édition gap, 32-39 pp.

-Bouabdli, A., Saidi, N, m'rabet, S., Escarre, J., Leblanc, M., 2005. Heavy metals transport by the moulaya river (morocco), revue science de l'eau, rev. Sci. Eau 18/2, 199-213.

-Burnol, A., Duro, L. M., Grive, M., 2006. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les eaux souterraines. Rapport final, BRGM/RP-52910 -FR, 73pp.

C

- CASAS, Stelio, 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, mytilusgalloprovincialis, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat : Océanologie biologique, Environnement marin, 314p.

-CIRC, 2006. Centre International de Recherche sur le Cancer. Évaluation des risques de cancérogénicité pour l'Homme. Dérivés inorganiques et organiques du plomb. 87 : 5-12.

D

_Daby, D. (2006). Coastal pollution and potential biomonitoring of metals in Mauritius. Water, Air and soil pollution 174, 63-91.

F

- Favero, N., Frigo, M. G., 2002. Biomonitoring of metal availability in the southern basin of the lagoon of Venice (Italy) by means of macroalgae. Department of Biology, University of Padova, Padova, Italy.

-FELDMANN(J.) , 1963. - Les algues in Botanique (P. P. Grassé), Masson et Cie, Paris,

P.83-249.

- **Fischer, W., Schneider, M., Bauchot, M, L., 1987.** Végétaux et invertébrés, méditerranée et mer noire, zone de pêche 37, fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche, révision 1, volume 1.

G

-**Gobat, J.M., Aragno, M., Matthey, W., 2010.** Le sol vivant : bases de pédologie, biologie des sols. 3^{ème} édition, presse polytechnique et universitaire romandes.

-**Gray, L., 2006.** The element zinc. Library of Congress Cataloging-in Publication Data, Marshall, Cavendish corporation, 32 pp.

-**Greenwood N, Earnshaw A. 1984.** Chemistry of the elements.pergamonpress, Oxford. Pp.

248.

- **GUNNAR, F. NODBERG. BRUCE, A. NODBERG F,W. FRIBERG L.**Handbook on the toxicologie of metals. 3eme edition.academicpress, **25 juin 2007.**1024 p.

ISBN: 978-0123694133.

-**G.W. Bryan, L.G.(1973).** Hummerstone, Brown seaweed as an indicator of heavymetals in estuaires of south-westengland, J. Mar. Biol. Assoc. UK 53 705–720.

J

- **JICA, MATET, ONNED.**Compte rendu du séminaire Conjoint Algérie Japon pour une gestion efficace de l'Environnement. Alger, du 21 au 22 avril 2008,102 p.

K

- **Kaimoussi ,A . 2002.,** État de la pollution métallique au niveau du littoral de la région d'El Jadida : étude comparative entre l'année 94/95 et l'année 98/99, thèse d'État, université Chouaib-Doukkali, faculté des Sciences, El Jadida, Maroc, 175 p.

-**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), *Biologie et pathologie végétales / Plant biology and pathology*, C. R. Biologies 327, 361–369.

-Kumar, M., Kumari, P., Gupta, V., Anisha, P. A., Reddy, C. R. K., Jha, B., 2010. Differential responses to cadmium induced oxidative stress in marine macro algae *Ulvalactuca* (Ulvales, Chlorophyta), *Biometals*, 23 : 315–325.

-Kut, D., Topcuog, S., Esen, L. N., Küçükcezzar, R., Güven, K. C., 1999. Trace metals in marine algae and sediment samples from the Bosphorus. Çekmece Nuclear Research and Training Center, Istanbul, Turkey

L

- LACOUE-LABARTHE, Thomas. Incorporation des métaux dans les oeufs de la seiche commune *Sepia officinalis* et effets potentiels sur les fonctions digestives et immunitaires. Thèse de doctorat : Océanologie Biologique & environnement marin. 2007, 200 p.

-Lagadic, L., Coquet, T., Amard, J. C., Ramade, F., 1997. Biomarqueurs en ecotoxicologie , aspects fondamentaux. Edition Masson, paris.

M

-Mendiguchía, C., García-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 bioanalchem* 391 : 773–778.

-Milleron, B. 2006. Guide des algues des mers d'Europe. Delachaux et Niestlé SA, Paris, 272 pp.

-Michel Cavalla 2000 .les algues _ les microalgues .

-Miquel, M. G., 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, Rapport l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et Technologiques, 365 pp.

_Munawar, M., Hänninen, O., Roy S., Munawar, N., Kärenlampi, L. Et Brown, D. (1995). Bioindicators of environmental health (New York: SPB Academic Pub).

N

-**Nabors, M., 2008.** Biologie végétale (structure, fonctionnement, écologie et biotechnologies). Pearson education, Paris, France, 375 pp.

O

- **Ozenda, P., 2000.** Organisation et diversité biologique. 2^{ème} édition, Dunod, Paris, 62-79 pp.

P

-**Pistl, J., Krupicer, I., Kovalkovičová, N., Legáth, J., Falis, M., Beňová, K J., Sabo, R., 2008.** The effect of chronic lead acetate trihydrate intoxication in Wistar rats on experimental *Ascaris suum* infestation and immunity. Parasitological Institute of SAS, Košice, HELMINTHOLOGIA, 45, 2: 69 – 75.

Q

-**Quinn M.J, Sherlock I.e. 1990.** The correspondence between U.K. action levels for lead in blood and in water. Food. Addit. Contam. 7 : 387-424.

R

-**Ramade, F., 2000.** Dictionnaire encyclopédique des pollutions, les polluants de l'environnement à l'homme. Ediscience international, Paris, 50-186 pp.

-**Ramade, F., 2002.** Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et sciences de l'environnement, 2^{ème} édition, Dunod, Paris, 87-90 pp.

-**Ramade, F., 2005.** Eléments d'écologie, écologie appliquée. 6^{ème} édition, Dunod, Paris, 864 pp.

-**Reviers, B. 2003.** Biologie et phylogénie des algues. Tome 2. Edition Belin.

-**Roland, J., Bouteau, H., Bouteau, F., 1999.** Biologie végétale, organisation des plantes sans fleurs, 7^{ème} édition, sciences sup, Dunod, Paris, 154 pp.

S

-Savary, P., 2003. Guide des analyses de la qualité de l'eau. Dossier d'expert, Editions Techni. Cités, 87-194 pp.

-Schintu, M., Marras, B., Durante, L., Meloni, P., Contu, A., 2010. Macroalgae and DGT as indicators of available trace metals in marine coastal waters near a lead-zinc smelter; Environ Monit Assess 167 : 653–661.

-Scoullou, M. J., Pavlidou, A. S., 2003. Determination of the lability characteristics of lead, cadmium and zinc in a polluted Mediterranean Brackish-marine interface system. University of Athens, Department of Chemistry, Division III, Laboratory of Environmental Chemistry, Panepistimiopolis, 15771, Athens, Greece.

-Strezov, A., Nonova, T., 2005. Environmental monitoring of heavy metals in Bulgarian black sea green algae; Bulgarian Academy of Sciences, Institute for Nuclear Research and Nuclear Energy; Environmental Monitoring and Assessment 105 : 99–110.

T

-Tabudravu, J. N., Gangaiya, P., Sotheeswaran, S., South, G. R., 2002. Enteromorpha flexuosa (wulfen) J. Agardh (Chlorophyta: Ulvales) – evaluation as an indicator of heavy metal contamination in a tropical estuary; Environmental Monitoring and Assessment 75: 201–213.

-Tremel-Shaub, A., Fiex, I., 2005. Contamination des sols transfert des sols vers les plantes. Édition EDP, science ADME.

V

-Viala, A., Botta, A., 2005. Toxicologie, 2ème édition, édition Lavoisier tec and doc, 1122 pp.

-Villares, R., Puente, X., Carballeira, A., 2001. Ulva and Enteromorpha as indicators of heavy metal pollution. Hydrobiologia 462 : 221–232.

W

-Walter P, Martinetto G, Tsoucaris R, Breniaux M, Lefebvre A, Richard G, Talabot J, Dooryhee E. 1999. Making make-up in Ancient Egypt. Nature. 397 : 483-484.

-Wariaghli, F., El ghzaoui, G., al amouri, M., 2004. Les algues et leur Intérêt en écotoxicologie. Université Mohamed V, UFR, biodiversité du littoral marocain, Module, Ecotoxicologie, 92 pp.

-Wittmers L, Aufderheide A, Rapp G, Alich A. 2002.Archaeological contributions of skeletal lead analysis. Acc. Chem. Res. 35 : 669.

Y

-Yılmaz, S., Sadikoglu, M., 2011. Study of heavy metal pollution in seawater of Kepez harbor of Canakkale (Turkey), environmonit Assess 173:899–904.

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 PP.

- Zhang, X.H., Zhang, X., Wang, X.C, Jin, L.F. Yang, Z.P., Jiang, Qing Chen, C., Ren, X. Cao, J., Wang, Q., Zhu, Y., 2011. Chronic occupational exposure to hexavalent chromium causes DNA damage in electroplating workers. BMC Public Health, 11:224.

Annexe 1

Tableau 1 Matrice des corrélations des caractères physicochimiques des eaux du plomb et du zinc dans *U.lactuca* et *C.officinallis* provenant des eaux de mer de la cote de jijel.

Corrélations significatives marquées à $p < ,05000$ N=12 (Suppression des Observ. à VM)

	STATION	PB	ZN	PH	T_°C	MES	CL	SALI	NO3	PO4
STATION	1,00									
PB	-0,32	1,00								
ZN	-0,31	0,85	1,00							
PH	0,31	-0,70	-0,77	1,00						
T_°C	0,34	-0,38	-0,60	0,86	1,00					
MES	0,16	-0,78	-0,55	0,14	-0,18	1,00				
CL	0,33	-0,95	-0,92	0,87	0,60	0,59	1,00			
SALINITE	0,32	-0,95	-0,91	0,88	0,61	0,59	1,00	1,00		
NO3	-0,16	0,20	0,27	-0,76	-0,76	0,28	-0,43	-0,44	1,00	
PO4	-0,35	0,70	0,64	-0,87	-0,63	-0,25	-0,79	-0,80	0,66	1,00

Annexe 2

Tableau 2 Analyse de variance des caractères physicochimiques des eaux du plomb et du zinc dans *U.lactuca* et *C.officinallis* provenant des eaux de mer de la cote de jijel. Corrélations significatives marquées à $p < ,05000$ N=12 (Suppression des Observ. à VM)

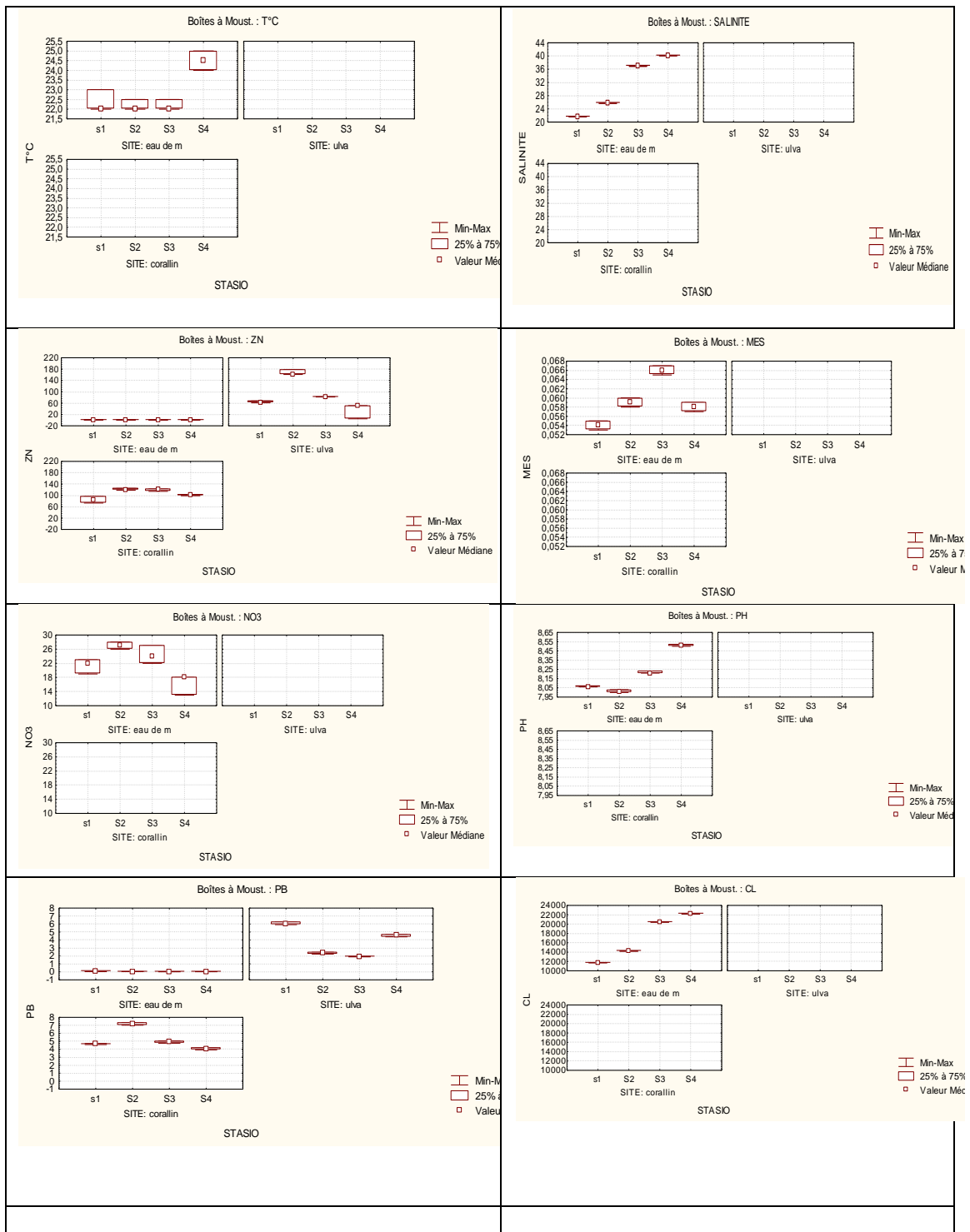
	Effet	Effet	Effet	Erreur	Erreur	Erreur		
	SC	DI	MC	SC	dl	MC	F	p
PB	221,96	11,00	20,18	0,29	24,00	0,01	1652,34	0,00
ZN	107875,49	11,00	9806,86	1964,97	24,00	81,87	119,78	0,00
PH	0,45	3,00	0,15	0,00	8,00	0,00	1199,18	0,00
T°C	11,73	3,00	3,91	1,50	8,00	0,19	20,85	0,00
MES	0,00	3,00	0,00	0,00	8,00	0,00	74,75	0,00
CL	222780693,75	3,00	74260231,25	0,00	8,00	0,00		
SALINITE	701,63	3,00	233,88	0,00	8,00	0,00		
NO3	188,25	3,00	62,75	40,00	8,00	5,00	12,55	0,00

Annexe 5

Tableau 5 Test LSD des taux de pH, T°C, MES et MES dans l'eau et dans *U.lactuca* et *C.officinallis* provenant des eaux de mer de la cote de jjel. Effets significatifs marqués à $p < ,05000$

T°C	{1}	{2}	{3}	{4}
	M=22,333	M=22,167	M=22,167	M=24,500
eau de m s1 {1}				
eau de m S2 {2}	0,6499401		1	
eau de m S3 {3}	0,6499401	1		
eau de m S4 {4}	0,000280	0,000169	0,00016	
MES	{1}	{2}	{3}	{4}
	M=,05400	M=,05900	M=,06600	M=,05800
eau de m s1 {1}		0,000282011	4,51363E-07	0,001195311
eau de m S2 {2}	0,000282011		2,64481E-05	0,255508131
eau de m S3 {3}	4,51363E-07	2,64481E-05		9,88338E-06
eau de m S4 {4}	0,001195311	0,255508131	9,88338E-06	
NO3	{1}	{2}	{3}	{4}
	M=21,333	M=27,000	M=24,333	M=16,333
eau de m s1 {1}				
eau de m S2 {2}	0,01			
eau de m S3 {3}	0,14	0,18		
eau de m S4 {4}	0,03	0,00	0,00	
pH	{1}	{2}	{3}	{4}
	M=8,0633	M=8,0133	M=8,2167	M=8,5100
eau de m s1 {1}				
eau de m S2 {2}	0,00			
eau de m S3 {3}	0,00	0,00		
eau de m S4 {4}	0,00	0,00	0,00	

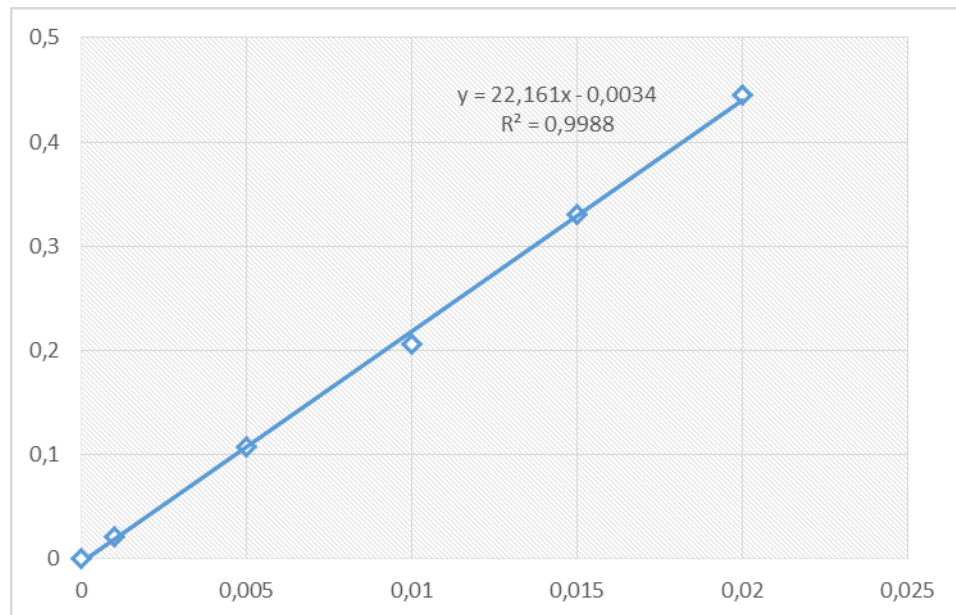
Annexe 6



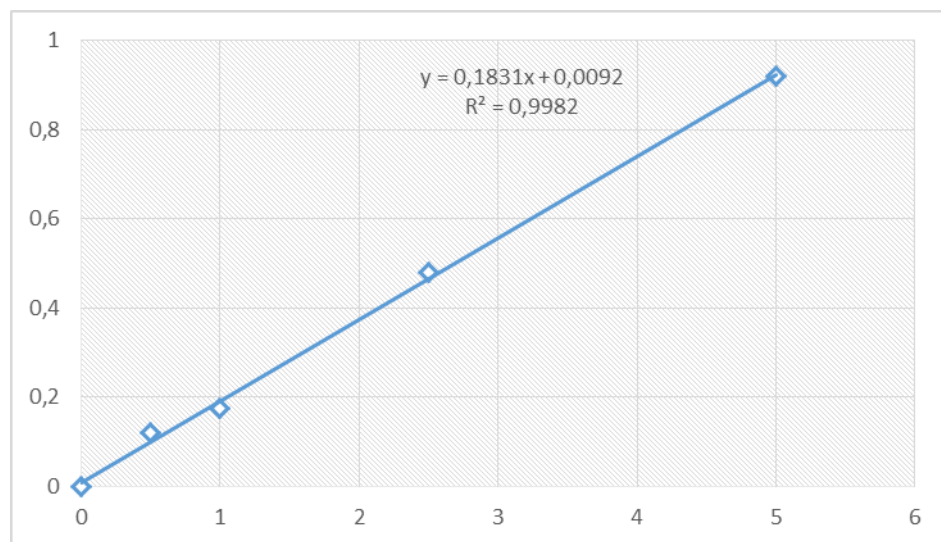
Figures 2 : Test de Tukey des caractères physicochimiques des eaux du plomb et du zinc dans *U.lactuca* et *C.officinallis* provenant des eaux de mer de la cote de jijel.

Annexe 7

Les courbes d'étalonnages des nitrates et orthophosphates:



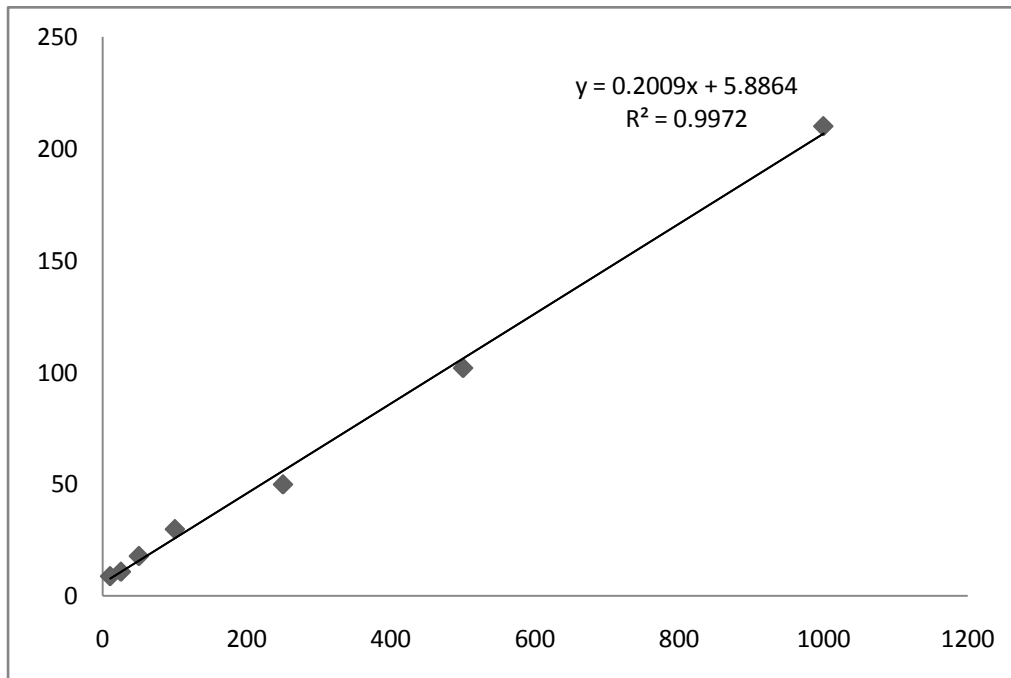
Courbe d'étalonnage des phosphates



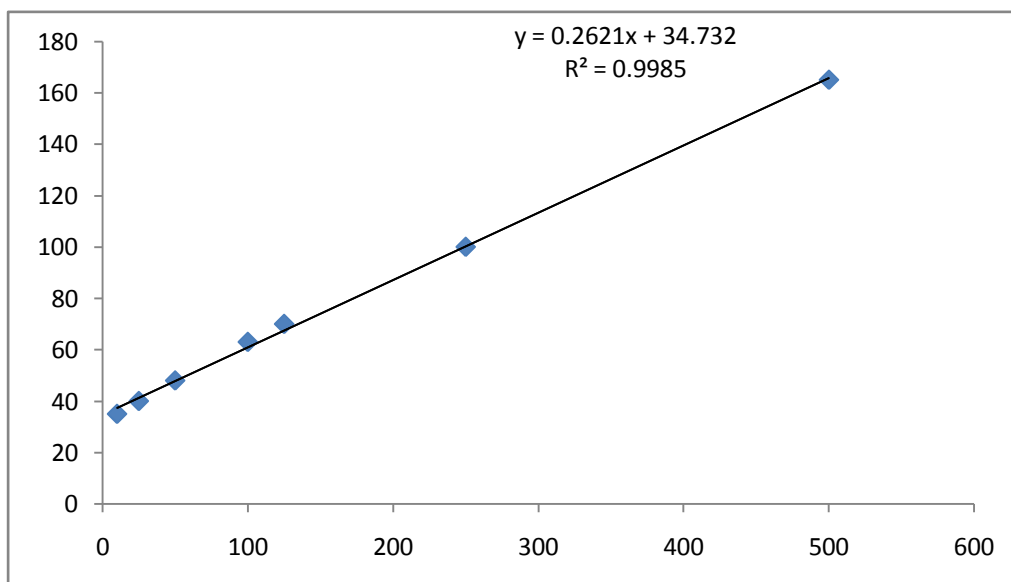
Courbe d'étalonnage des nitrates

Annexe 8

Courbe d'étalonnages des métaux lourds



Courbe d'étalonnage de Zn



Courbe d'étalonnage du Pb

Résumé

Les espèces de macroalgue *Ulva lactuca* (algue verte) et *Corallina officinalis* (algues rouges) ont été prélevées dans le mois d'Avril 2014, de 4 stations le long du littoral Est de la région de Jijel. Les échantillons ont été analysés pour déterminer les concentrations en métaux lourds (Pb et Zn) dans l'eau de mer et dans les tissus des algues marines par la technique de spectrophotométrie à absorption atomique (SAA). Les concentrations de deux métaux ne dépassent pas les normes rapportées dans la littérature scientifique, les résultats obtenus montrent : une corrélation significative entre les teneurs en métaux étudiés dans le milieu et dans les tissus des algues, une différence interspécifique non significative. Mais aussi que chaque métal a un modèle caractéristique de variation spatiotemporelle. Ces résultats fournissent les perspectives dans lesquelles les espèces d'algues devraient être employées dans la biosurveillance des écosystèmes marins vu leur grande capacité de bioaccumulation des métaux lourds

Mots Clé : *Ulva lactuca*, *Corallina officinalis*, pollution métallique, bioindicateur .

Abstract

The Species of macroalgues *Ulva Lactuca* (green algae) and *Corallina Officinalis* (red algae) were collected between the months of April 2014,of for stations along the coast of Jijel. The samples were analyzed for concentrations heavy metals (Pb, Zn) in water and in the mother tissue seaweed by the technique of atomic absorption spectrophotometry (AAS). concentrations of the two metals do not exceed the standards reported in the scientific literature, results showed: a significant correlation between the levels of metals studied in the middle and in the tissues of algae, a species difference not significant. But also that each metal has a characteristic pattern of spatiotemporal variation. These results provide insights into which species of algae should be used in biomonitoring of marine ecosystems because of their high potential to bioaccumulate heavy metals

Keywords : *Ulva lactuca*, *Corallina officinalis*, metallic pollution, bioindicators .

ملخص

خلال شهر أبريل 2014 تم جمع عينات من الطحالب (الطحالب الخضراء) و(الطحالب الحمراء) من 4 محطات مختلفة على طول الساحل الشرقي لولاية جيجل و قد تم تحليل العينات لتحديد تراكيز المعادن الثقيلة (الزرنيخ، الرصاص، الزنك) في ماء البحر و أنسجة الطحالب البحرية بواسطة تقنية الامتصاص الذري الطيفي و كانت تراكيز المعادن الاثنان لا تتجاوز المعايير التي أعلن عنها في الأدبيات العلمية، وأظهرت النتائج وجود علاقة ذات دلالة إحصائية بين تراكيز المعادن المدروسة في الوسط وفي أنسجة الطحالب، مع غياب الفروق النوعية لدى الطحالب. كما اظهرت أيضا أن كل معدن لديه نمط من سمات الاختلاف الزمانية المكانية. توفر هذه النتائج نظرة ثاقبة حول انواع الطحالب ينبغي أن تستخدم في الرصد البيولوجي الانظمة البيئية البحرية بسبب قدرتها العالية على تجميع المعادن الثقيلة

- **الكلمات المفتاحية-** المؤشرات الحيوية - التلوث المعدني
Ulva lactuca, Corallina officinalis,

Noms et Prénoms : MESSAI KARIMA
Mémoire de fin de cycle
Pour l'obtention du diplôme de Master
Filière : Ecologie et environnement
Option : Pollution des Ecosystèmes et Ecotoxicologie

**Thème : ETUDE DE LA POLLUTION MARITIME PAR LES
METAUX LOURDS (Pb , Zn) DANS LA COTE DE JIJEL**

Résumé :

Les espèces de macroalgue *Ulva lactuca* (algue verte) et *Corallina officinalis* (algues rouge) ont été prélevées dans le mois d'Avril 2014, de 4 stations le long du littoral Est de la région de Jijel. Les échantillons ont été analysés pour déterminer les concentrations en métaux lourds (Pb et Zn) dans l'eau de mère et dans les tissus des algues marines par la technique de spectrophotométrie à absorption atomique (SAA). Les concentrations de deux métaux ne dépassent pas les normes rapportées dans la littérature scientifique, les résultats obtenus montrent : une corrélation significative entre les teneurs en métaux étudiés dans le milieu et dans les tissus des algues, une différence interspécifique non significative. Mais aussi que chaque métal a un modèle caractéristique de variation spatiotemporelle. Ces résultats fournissent les perspectives dans lesquelles les espèces d'algues devraient être employées dans la biosurveillance des écosystèmes marins vu leur grande capacité de bioaccumulation des métaux lourds

Mots Clés : *Ulva lactuca*, *Corallina officinalis*, pollution métallique, bioindicateur

Soutenu le : 25/06/2014

Devant le jury :

- **Président : Mme. Mehennaoui .F.Z.** // **M.C.A. Université Constantine 1**
- **Promoteur : Mr. Menad .A.** // **Professeur. Université Constantine1**
- **Examinatrice : Mme.Zaimeche .S** // **M.A. Université Constantine1**